

CAMPOS SULINOS

conservação e uso sustentável da biodiversidade



Os Campos Sulinos são formados por ecossistemas naturais com alta diversidade de espécies vegetais e animais, oferecem benefícios ambientais importantes e constituem fonte forrageira para a pecuária do sul do Brasil.

Este livro oferece à comunidade acadêmica e não-acadêmica uma visão integrada do conhecimento científico existente sobre os Campos Sulinos, sua importância biológica, cultural e econômica e as ameaças à sua integridade. É uma abordagem multidisciplinar que reúne capítulos de autoria de pesquisadores dedicados ao tema.

Os capítulos abordam a história ambiental dos Campos, suas características estruturais e funcionais, as boas práticas de manejo para a produção pecuária, e os desafios para a sua conservação e uso sustentável. Alguns capítulos correspondem às palestras apresentadas durante a realização do Simpósio “O Futuro dos Campos: Conservação e Uso Sustentável”, em agosto de 2009, em Porto Alegre.

Nas últimas décadas, vastas áreas originalmente cobertas com os Campos foram transformadas em outros usos. Esse processo aconteceu sem que limites tenham sido efetivamente estabelecidos e aplicados nem pelo poder público nem pela sociedade. Este livro oferece subsídios para a formulação de políticas públicas e privadas que se concretizem na conservação e no uso sustentável dos Campos Sulinos.

CAMPOS SULINOS

conservação e uso sustentável da biodiversidade

República Federativa do Brasil

Presidente

LUIZ INÁCIO LULA DA SILVA

Vice Presidente

JOSÉ ALENCAR GOMES DA SILVA

Ministério do Meio Ambiente

Ministro

CARLOS MINC

Secretaria Executiva

Secretária

IZABELLA MÔNICA VIEIRA TEIXEIRA

Secretaria de Biodiversidade e Florestas

Secretária

MARIA CECÍLIA WEY DE BRITO

Departamento de Conservação da Biodiversidade

Diretor

BRAULIO FERREIRA DE SOUZA DIAS

**Ministério do Meio Ambiente
Secretaria de Biodiversidade e Florestas
Departamento de Conservação da Biodiversidade**

CAMPOS SULINOS

conservação e uso sustentável da biodiversidade

**Valério De Patta Pillar
Sandra Cristina Müller
Zélia Maria de Souza Castilhos
Aino Victor Ávila Jacques**

(editores)

Brasília/DF
2009

Editores

Valério De Patta Pillar

Sandra Cristina Müller

Zélia Maria de Souza Castilhos

Aino Victor Ávila Jacques

Revisão científica

Os capítulos foram gentilmente revisados por: Aino Victor Ávila Jacques, Alessandra Fidelis, Andreas Kindel, Carlos Nabinger, Carine Simioni, Carolina Blanco, Eduardo Vélez, Enio Sosinski Júnior, Fernando L. F. de Quadros, Flávio Camargo, Gerhard Overbeck, Ilsi Boldrini, João Carlos de Saibro, Juliano Morales de Oliveira, Lilian Eggers, Renato Borges de Medeiros, Sandra Cristina Müller, Simone M. Scheffer-Basso, Teresinha Guerra, Valério De Patta Pillar, e Zélia Maria de Souza Castilhos.

Projeto gráfico e editoração eletrônica

Raquel Castedo

Projeto e edição das imagens de abertura e fechamento das partes e dos capítulos

Omara Lange

Imagens fotográficas

As imagens da capa e contracapa foram cedidas por: Carolina Blanco, Fernando L. F. de Quadros, Gerson Buss, Márcio Borges Martins, Mauricio Vieira de Souza, Omara Lange e Valério Pillar.

As imagens utilizadas no corpo dos capítulos são responsabilidade dos respectivos autores. As imagens editadas para a abertura das partes e capítulos e o fechamento dos capítulos foram gentilmente cedidas por: Acervo do Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia (Instituto de Biociências, UFRGS), Alessandra Fidelis, Carlos Nabinger, Carolina Blanco, Eduardo Vélez, Fernando Quadros, Gerson Buss, Glayson Ariel Bencke, Ilsi Boldrini, Josi Cerveira, José Carlos Leite Reis, José Flores Savian, José Luiz Ballvé, José Luís Passos Cordeiro, Mauricio Vieira de Souza, Márcio Borges Martins, Omara Lange, Paulo Carvalho, Renato Borges de Medeiros, Sandra Müller, Valério Pillar e Valter Pöter.

Catlogação na Fonte

Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

C198 Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade / Valério De Patta Pillar... [et al.]. Editores. – Brasília: MMA, 2009.
403 p.; il. color. ; 29 cm.

Bibliografia
ISBN 978-85-7738-117-3

1. Biodiversidade – Região Sul. 2. Campos sulinos. 3. Desenvolvimento sustentável.
I. Pillar, Valério de Patta. II. Müller, Sandra Cristina. III. Castilhos, Zélia Maria de Souza.
IV. Jacques, Aino Victor Ávila. V. Ministério do Meio Ambiente. VI. Departamento de
Conservação da Biodiversidade - Secretaria de Biodiversidade e Florestas. VII. Título.

CDU(2.ed.)504.7(816)

Impresso no Brasil
Printed in Brazil

A reprodução total ou parcial desta obra é permitida, desde que citada a fonte.

Apresentação



Omara Lange. Quero-quero.

Os Campos Sulinos são ecossistemas naturais com alta diversidade de espécies vegetais e animais. São os campos dos biomas brasileiros Pampa e Mata Atlântica e que se estendem sobre amplas regiões do Uruguai e Argentina. Garantem serviços ambientais importantes, como a conservação de recursos hídricos, a disponibilidade de polinizadores, e o provimento de recursos genéticos. Além disso, têm sido a principal fonte forrageira para a pecuária, abrigam alta biodiversidade e oferecem beleza cênica com potencial turístico importante. A sua conservação, porém, tem sido ameaçada pela conversão em culturas anuais e silvicultura e pela degradação associada à invasão de espécies exóticas e uso inadequado.

Nas últimas décadas, cerca de metade da superfície originalmente coberta com os Campos no estado do Rio Grande do Sul foi transformada em outros tipos de cobertura vegetal. Esse processo aconteceu sem que limites tenham sido efetivamente estabelecidos e aplicados nem pelo poder público nem pela sociedade. A legislação ambiental a respeito é ainda precária e negligenciada, algumas políticas públicas têm estimulado a conversão e os Campos estão pobremente representados nos sistemas de áreas protegidas.

A biodiversidade e as formas de produção sustentável praticadas sobre os Campos do sul do Brasil ainda são pouco conhecidas pelo conjunto da sociedade. Com manejo adequado, o uso pecuário pode ser altamente produtivo e manter a integridade dos ecossistemas campestres e demais serviços ambientais. Entretanto, seu potencial forrageiro

não tem sido devidamente valorizado e a pecuária tem sido substituída por outras atividades aparentemente mais rentáveis no curto prazo.

Este livro oferece à comunidade acadêmica, aos agentes públicos, aos produtores pecuaristas, às organizações ambientalistas e aos demais interessados uma visão integrada do conhecimento científico existente sobre os Campos Sulinos, sua importância biológica, cultural e econômica e as ameaças à sua integridade. Trata-se de uma abordagem multidisciplinar que reúne capítulos de autoria de pesquisadores dedicados ao tema há mais de duas décadas.

Os capítulos incluídos na primeira parte buscam evidenciar a origem, a história ambiental e a importância dos Campos como ecossistemas naturais de grande parte do sul do Brasil, bem como sua interação com as atividades humanas e as marcas deixadas na economia e na cultura regional. A segunda parte trata dos Campos como sistemas ecológicos, cuja compreensão da biodiversidade tanto do ponto de vista estrutural e funcional como dos serviços ambientais que oferece, é a base para identificar e propor estratégias de conservação e manejo adequado. A terceira parte aborda as boas práticas de manejo sustentável dos Campos para a produção pecuária, demonstrando que, quando bem manejados, podem ser conservados e assegurar desenvolvimento econômico e competitividade frente a outras alternativas. A quarta parte é uma reflexão sobre o estado atual de remanescentes campestres, as invasões - ou a suscetibilidade a elas - de espécies vegetais, a influência das políticas econômicas

e ambientais no uso e na perda de habitats campestres e, acima de tudo, uma reflexão sobre os desafios para a conservação e uso sustentável dos Campos Sulinos.

Há sobreposições inevitáveis e complementações entre capítulos, as quais muitas vezes são assinaladas por referências entre capítulos. Em eventuais questões controversas, os capítulos expressam as visões dos respectivos autores.

Esta obra é resultado de uma iniciativa do GEPAN (Grupo de Estudos em Pastagens Naturais), que foi concretizada com a realização do Simpósio “O Futuro dos Campos: Conservação e Uso Sustentável”, e viabilizada com apoio do Ministério do Meio Ambiente e do CNPq. No planejamento, elaboração e finalização tivemos, além dos autores de capítulos, a participação inestimável de Omara Lange e Eduardo Vélez e de várias pessoas cujos nomes encontram-se listados na ficha técnica e que colaboraram de uma forma ou outra, tanto na revisão científica de cada capítulo quanto gentilmente cedendo fotografias. A todos nosso muito obrigado!

Dedicamos este livro à memória do Professor Ismar Leal Barreto, um grande incentivador das pesquisas com os Campos Sulinos, que ampliou as bases do conhecimento botânico sobre as espécies campestres e sobre o melhoramento forrageiro das pastagens naturais. Em sua homenagem, esperamos que este livro contribua para a formulação de políticas públicas e privadas que se concretizem na conservação e no uso sustentável dos Campos Sulinos. ■

Homenagem

Professor Ismar Leal Barreto

Aino V.A. Jacques

O Professor Ismar Leal Barreto nasceu no dia 9 de outubro de 1928, em Montenegro, Rio Grande do Sul.

Graduou-se como Engenheiro Agrônomo em 1953 pela Faculdade de Agronomia e Veterinária da UFRGS. Sua atividade profissional foi desenvolvida por algum tempo como pesquisador do Serviço de Experimentação Zootécnica da Secretaria de Agricultura do Rio Grande do Sul. Em 1965, iniciou suas atividades docentes no departamento de Fitotecnia da Faculdade de Agronomia da UFRGS. Em 1974, habilitou-se à Livre Docência e obteve o título de Livre Docente e Doutor em Agronomia. Na condição de Professor Adjunto, mais tarde, transferiu-se para o departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria.

Para falar a respeito do cidadão Ismar Leal Barreto é preciso falar das várias e importantes manifestações do seu perfil como educador, cientista e produtor rural.

Como educador, o traço característico era a satisfação em estar reunido com seus alunos – com os quais mantinha o mesmo grau de interesse e entusiasmo fossem eles jovens da iniciação científica ou vivos e experimentados mestrandos ou doutorandos. O mestre Ismar tinha uma capacidade singular para reunir pessoas – princi-



palmente estudantes e curiosos – em torno de si e em torno de idéias. Com sua simplicidade, paciência e extrema dedicação jamais lhe faltava tempo para discutir com seus alunos desde assuntos simples até projetos sofisticados. Foi um verdadeiro educador, o que é mais que professor. Não se limitava a transmitir conhecimentos, mas participava ativamente da formação dos recursos humanos. Com seu carisma, pouco falante, influenciava muito mais pelo exemplo do que pela palavra. Por tantas virtudes, influenciou fortemente várias gerações de profissionais da agronomia, da produção animal e da biologia. Como cientista foi dos primeiros a atravessar nossa fronteira com o Uruguai e Argentina em busca de novos conhecimentos e de novos métodos de pesquisa, vindo a ser reconhecido e respeitado, no país e no exterior, como grande agrostologista. Preparado, ampliou as bases do conhecimento sobre os ecossistemas de pastagens naturais – uma das suas grandes paixões. Liderou importantes projetos de pesquisa e, juntamente com o pesquisador argentino Olegário Pallares, criou o Grupo Técnico de Forrageiras do Cone Sul. Um programa vitorioso e consolidado que mantém-se há muitos anos. Orientou direta ou indiretamente um grande número de estudantes de iniciação científica e de pós-graduação na Universidade Federal do Rio Grande do Sul e mais tarde na Universidade Federal de Santa Maria. Na se-

cretaria da Agricultura atuou efetivamente na Estação Experimental de São Gabriel e participou da fase mais ativa e produtiva do Serviço de Experimentação Zootécnica que ajudou a criar. Como produtor rural foi também um exemplo. Pois, qualquer que fosse sua atividade, era assumida com todas as forças da sua extraordinária capacidade, aplicando nas lides de campo o seu sólido conhecimento de agronomia e o seu amplo conhecimento de biologia. Sentia-se à vontade para tratar questões muito específicas e especializadas no campo da taxonomia de plantas forrageiras ao mesmo tempo que encarava questões práticas do meio rural com a mesma desenvoltura e naturalidade. Mas, estas muitas facetas da sua personalidade coexistiam de maneira muito harmoniosa. A figura do orientador exigente e criterioso convivía com a figura do pai, do amigo e do grande conselheiro. Viveu de maneira simples e discreta recolhido ao seu ambiente de trabalho – que poderia ser o confinamento dos laboratórios de botânica e das salas de aula como os espaços abertos e livres dos campos sulbrasilieiros. Isto é um pouco da grande figura humana que foi o Dr. Ismar Barreto. Faleceu em 10 de dezembro de 2000, deixando sua esposa Dona Suzana, três filhas – Vera Lúcia, Izabel Cristina e Maria Laura – e vários netos. Foi um grande coração que deixou de pulsar quando ainda havia muita gente precisando da sua generosidade. ■

Parte 1

História ambiental e cultural dos Campos

Capítulo 1 – Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio	13
Hermann Behling, Vivian Jeske-Pieruschka, Lisa Schüler & Valério De Patta Pillar	
Capítulo 2 – Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado	26
Gerhard Ernst Overbeck, Sandra Cristina Müller, Alessandra Fidelis, Jörg Pfadenhauer, Valério De Patta Pillar, Carolina Casagrande Blanco, Ilsi Iob Boldrini, Rogério Both & Eduardo Dias Forneck	
Capítulo 03 – Tchê Pampa: histórias da natureza gaúcha	42
Dirce M. A. Suertegaray & Luís Alberto Pires da Silva	

Parte 2

Ecossistemas campestres

Capítulo 04 – A flora dos campos do Rio Grande do Sul	63
Ilsi Iob Boldrini	
Capítulo 05 – O banco de sementes do solo nos Campos Sulinos	78
Élen Nunes Garcia	
Capítulo 06 – A importância da biomassa e das estruturas subterrâneas nos Campos Sulinos	88
Alessandra Fidelis, Beatriz Appezato-da-Glória & Jörg Pfadenhauer	
Capítulo 07 – Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil	101
Glaysen Ariel Bencke	
Capítulo 08 – Serviços ambientais: oportunidades para a conservação dos Campos Sulinos	122
Carlos Gustavo Tornquist & Cimélio Bayer	
Capítulo 09 – Jerarquización y mapeo de pastizales según su provisión de servicios ecosistémicos	128
Pedro Laterra, M. Eugenia Orúe, Daniela K. Zelaya, Gisel Booman & Fabián Cabria	

Parte 3

O uso sustentável dos Campos

Capítulo 10 – O patrimônio florístico dos Campos: potencialidades de uso e a conservação de seus recursos genéticos	139
José Francisco M. Valls, Ilsi Iob Boldrini, Hilda M. Longhi-Wagner & Sílvia T. S. Miotto	
Capítulo 11 – Estudos citogenéticos em espécies forrageiras nativas	155
Maria Teresa Schifino-Wittmann	
Capítulo 12 – Paspalum e Adesmia: importantes forrageiras dos Campos Sulinos	163
Simone M. Scheffer-Basso, Karinne Baréa & Aino Victor Ávila Jacques	

Capítulo 13 – Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa	175
Carlos Nabinger, Eduardo Tonet Ferreira, Aline K. Freitas, Paulo César de Faccio Carvalho & Danilo Menezes Sant’Anna	
Capítulo 14 – Produção animal com conservação da flora campestre do bioma Pampa	199
Zélia Maria de Souza Castilhos, Mirela Dias Machado & Marcelo Fett Pinto	
Capítulo 15 – A abordagem funcional da ecologia campestre como instrumento de pesquisa e apropriação do conhecimento pelos produtores rurais	206
Fernando L. F. de Quadros, José Pedro P. Trindade & Marcos Borba	
Capítulo 16 – Lotação animal em pastagens naturais: políticas, pesquisas, preservação e produtividade	214
Paulo César de Faccio Carvalho, Davi Teixeira dos Santos, Edna Nunes Gonçalves, Cassiano Eduardo Pinto, Fabio Pereira Neves, Julio Kuhn da Trindade, Carolina Bremm, Jean Carlos Mezzalira, Carlos Nabinger & Aino Victor Ávila Jacques	
Capítulo 17 – Ovinocultura no bioma Pampa	229
César Henrique Espírito Candal Poli, Felipe Jochims, Alda Lucia Gomes Monteiro & Paulo César de Faccio Carvalho	
Capítulo 18 – Aspectos do manejo e melhoramento da pastagem nativa	237
Aino Victor Ávila Jacques, Ingrid Heringer & Simone M. Scheffer-Basso	
Capítulo 19 – Manejo do campo nativo, produtividade animal, dinâmica da vegetação e adubação de pastagens nativas do sul do Brasil	248
Gerzy Ernesto Maraschin	
Capítulo 20 – A integração da silvicultura com pastagens e pecuária no Rio Grande do Sul	260
João Carlos de Saibro, Zélia Maria de Souza Castilhos, Jamir Luís Silva da Silva, Alexandre Costa Varella, Neide Maria Lucas & José Flores Savian	
Capítulo 21 – O uso de herbicidas para introdução de forrageiras nos campos e seus efeitos na flora campestre	266
José Carlos Leite Reis	
Capítulo 22 – Uma retrospectiva da pecuária de corte em campos nativos e campos melhorados no bioma Pampa	274
José Fernando Piva Lobato	

Parte 4

Bases para políticas econômicas e ambientais e o futuro dos Campos

Capítulo 23 – Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul	285
José Luís Passos Cordeiro & Heinrich Hasenack	
Capítulo 24 – Árvores e arbustos exóticos invasores no Pampa: questões ecológicas, culturais e sócio-econômicas de um desafio crescente	300
Demetrio Luis Guadagnin, Sergio Martin Zalba, Beatriz Costa Górriz, Carlos Roberto Fonseca, Ana Julia Nebbia, Yannina Andrea Cuevas, Carine Emer, Paula Germain, Eliana Márcia Da Ros Wendland, Luís Fernando Carvalho Perello, Maria Carmen Sestren Bastos, Paola Germain, Cristina del Carmen Sanhueza, Silvana Masciadri-Bálsamo & Ana Elena de Villalobos	
Capítulo 25 – Invasão de capim-annoni (<i>Eragrostis plana</i> Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul	317
Renato Borges de Medeiros, João Carlos de Saibro & Telmo Focht	
Capítulo 26 – Os desafios da ciência das pastagens européias são relevantes para os Campos Sulinos?	331
Jean-François Soussana	
Capítulo 27 – Uso de la tierra y biodiversidad en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires: cambios hacia el interior de la frontera agropecuaria	345
David Bilenca, Mariano Codesido & Carlos González Fischer	
Capítulo 28 – Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos	356
Eduardo Vélez, Luiza Chomenko, Wigolf Schaffer & Marcelo Madeira	
Capítulo 29 – O futuro dos Campos: possibilidades econômicas de continuidade da bovinocultura de corte no Rio Grande do Sul	380
Carlos G. A. Mielitz Netto	
Capítulo 30 – Desafios para conservação e a valorização da pecuária sustentável	391
Marcos Borba & José Pedro P. Trindade	

Parte 1

História ambiental e cultural dos Campos

Parte 1

História ambiental e cultural dos Campos

Nesta seção evidenciamos a importância dos Campos Sulinos como ambientes originários naturais de grande parte do sul do Brasil e sua dinâmica de transformações em relação ao clima e à influência humana.

Os Campos são ecossistemas naturais que já existiam quando da chegada dos primeiros grupos humanos há milhares de anos, conforme revelam dados obtidos a partir da análise de vestígios arqueológicos e de pólen e partículas de carvão em sedimentos. Devido ao clima mais seco e frio, apresentavam uma composição de espécies um pouco diferente da atual, mas eram ambientes de pradarias com predomínio de gramíneas. Há cerca de 4 mil anos atrás teve início a expansão natural das florestas a partir de refúgios, formando em algumas regiões as florestas de galeria e em outras, maciços florestais, indicando mudança para um clima mais úmido, semelhante ao atual, mas a paisagem manteve-se predominantemente campestre. Portanto, os primeiros colonizadores de origem européia encontraram nesta parte da América do Sul paisagens campestres, abertas, bastante apropriadas para as atividades que aqui se desenvolveram. A história econômica e cultural da região não poderia ser dissociada dessa paisagem.

Distúrbios causados pelo fogo e pastejo são importantes nesses ecossistemas campestres, influenciando na diversidade de espécies, e em certa medida sendo essencial para sua conservação, mas o limiar entre uso sustentável e degradação devido a esses distúrbios ainda é insuficientemente conhecido. Nos Campos havia grandes herbívoros pastadores, extintos há milhares de anos. Queimadas ocorrem desde o início da ocupação humana e a influência do gado desde sua introdução no século XVII.

Os Campos garantem serviços ambientais importantes. Têm sido a principal fonte forrageira para a pecuária, abrigam alta biodiversidade, garantem a conservação de recursos hídricos e oferecem beleza cênica com potencial turístico importante. Entretanto, sua conservação tem sido negligenciada frente à perda de habitats campestres ocorrida nas últimas décadas devido à conversão em usos agrícola e silvicultural.



Capítulo 1

Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio

Hermann Behling^{1,2}, Vivian Jeske-Pieruschka¹, Lisa Schüler¹ & Valério De Patta Pillar³

Introdução

A história dos campos no sul do Brasil, incluindo sua origem, desenvolvimento, distribuição, composição e biodiversidade, assim como o papel do fogo e do impacto humano, tem sido estudada apenas recentemente. Variações espaciais e temporais dos biomas campestres nos trópicos e subtropicais, assim como alterações nos limites entre campo e floresta e mudanças florísticas da vegetação campestre, são eventos importantes que contribuem para o entendimento dos atuais campos do sul do Brasil.

Os ecossistemas de campos subtropicais do Brasil apresentam alta biodiversidade e são o tipo de vegetação predominante em algumas áreas da região sul. Uma vegetação em forma de mosaico campo-floresta, que ainda apresenta um certo aspecto natural, pode ser encontrada em algumas regiões menos degradadas, apesar das massivas alterações na paisagem que têm ocorrido pela conversão dos habitats para agricultura e silvicultura. Uma questão importante é se esses campos são naturais ou se teriam sido formados através de atividades humanas pré e pós-Colombianas. O clima atual, com condições úmidas, deveria favorecer uma paisagem florestal. Por isso a existência desses mosaicos tem instigado naturalistas e ecologistas desde há muito tempo. No passado, alguns pesquisadores, como Lindman viajando pela região no final do século XIX, observaram que a vegetação deveria ser capaz de expandir sobre esses campos e atribuíram a presença do mosaico a uma situação de transição entre floresta tropical, ao norte, e vegetação de campo, ao sul (Lindman 1906). Rambo (1956a, b) e Klein (1975), baseando-se principalmente em evidências fitogeográficas, conjecturaram que os campos eram o tipo de vegetação mais antigo e que a expansão da floresta seria um processo mais recente, decorrente das mudanças no clima para condições mais úmidas. Hueck (1966) também questionou como os campos do sul do Brasil poderiam existir sob as atuais condições climáticas úmidas, propícias para vegetação florestal.

Foto de abertura: Valério Pillar. Campos de Cima da Serra em São Francisco de Paula, RS.

¹ Department of Palynology and Climate Dynamics, Albrecht-von-Haller Institute for Plant Sciences – Georg-August-University of Göttingen (Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen, Germany)

² Autor para correspondência: Hermann.Behling@bio.uni-goettingen.de

³ Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul

O conhecimento da origem dos campos é de suma importância para sua conservação e manejo. Se, por um lado, os mosaicos de campo e floresta são consequência humana, causados por desmatamento, então um trabalho de manejo da vegetação deveria ser focado na reposição completa da vegetação florestal. Porém, se os campos são originais e têm prevalecido desde o passado devido a diferentes regimes climáticos, então um alto valor deveria ser atribuído a tais relictos naturais, com a sua alta biodiversidade e também suas formas de manejo tradicionais. Informações pré-históricas e históricas, que envolvam o conhecimento sobre a intensidade do fogo e a frequência de queimadas, bem como os efeitos de ambas sobre a vegetação, também poderiam ser aplicadas na criação de planos de manejo sustentável a longo prazo e trabalhos de monitoramento.

Outras questões importantes a serem abordadas são: Como se formou esse tipo de vegetação em forma de mosaico no sul do Brasil? Foi seu desenvolvimento causado pelo desmatamento e queima das florestas por ação humana em períodos pré- e pós-Colombianos? Ou teria sido um processo climático natural que conduziu à expansão da floresta? As queimadas nos campos são (foram) naturais ou de origem antrópica? Qual teria sido o efeito dos grandes herbívoros pastadores, extintos há milhares de anos, sobre a evolução das espécies campestres atuais? Qual o efeito das alterações climáticas, do fogo e do impacto humano sobre a biodiversidade da região no decorrer do tempo? Como deveríamos manejar e conservar as florestas, ricas em espécies, e ecossistemas de campo, também ricos em espécies?

Temos como objetivo, a partir de exemplos do sul do Brasil, demonstrar a importância do conhecimento sobre a vegetação do passado e sobre a dinâmica do ambiente para a compreensão dos ecossistemas campestres de uma forma holística. Tais informações são essenciais e devem ser consideradas no planejamento de estratégias para conservação, restauração e manejo de ecossistemas campestres.

A região Sul-Brasileira

A região sul-brasileira compreende os estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. A Planície Costeira ao longo do litoral atlântico, a Depressão Central, a Campanha e a Serra do Sudeste no Rio Grande do Sul, assim como a região do Planalto Sul-Brasileiro (entre 500 e 1200 m de altitude) são as principais regiões fisiográficas que caracterizam a paisagem no sul do Brasil. A região do Planalto com mais de 1200 m de altitude é formada pela Serra Geral, mais ao sul, continuando em direção nordeste através da Serra do Mar.

O clima no sul do Brasil é controlado pelo anticiclone do Atlântico Sul. Esse sistema de alta pressão semi-permanente transporta massas de ar tropicais úmidas do oceano para o continente em direções leste e nordeste durante todo o ano. Adicionalmente, a variação anual da Zona de Convergência Intertropical (ITCZ) causa chuvas abundantes no sul do Brasil durante os meses de verão (outubro-março) e chuvas escassas gerando períodos mais secos de abril à setembro. O encontro das frentes frias polares, oriundas da Antártica, com as massas de ar tropicais produzem fortes chuvas. Esse fenômeno ocorre, principalmente, nas regiões sul do Brasil. Uma das consequências é que essas regiões possuem uma estação seca curta ou não pronunciada (Nimer 1989, Hastenrath 1991).

A vegetação potencial natural atual do sul do Brasil inclui, principalmente, ecossistemas florestais – Mata Atlântica (*stricto sensu* Floresta Ombrófila Densa), Floresta com Araucária e Florestas Estacionais (veja também Capítulo 2). A Mata Atlântica, sensível a geadas, alcança seu limite sul de ocorrência no Brasil, estendendo-se como um cinturão ao longo da costa atlântica e sobre as escarpas leste da Serra Geral e da Serra do Mar (Klein 1978, Por 1992). A temperatura média anual é em torno de 17° e 24°C, com chuvas distribuídas ao longo do ano (Nimer 1989). A Floresta com Araucária é encontrada nas regiões mais elevadas, entre as latitudes 24° e 30°S, principalmente entre 1000 e 1400 m de altitude (Hueck 1966). A temperatura média anual varia principalmente entre 12° e 18°C. Noites frias de inverno podem atingir temperaturas de -4° até -8°C na região mais alta da Serra Geral (Nimer 1989).

Os ecossistemas atuais de campo natural na região sul do Brasil incluem os campos subtropicais e os campos de altitude, os quais abrangem uma área menor que a florestal. Os campos subtropicais podem ser encontrados na Depressão Central, Serra do Sudeste e região da Campanha, na metade sul do Rio Grande do Sul. Esse tipo de campo é semelhante aos pampas do Uruguai e Argentina. Os campos de altitude são encontrados na região do Planalto Sul-Brasileiro, especialmente nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (veja Capítulos 2 e 4), onde também são conhecidos como Campos de Cima da Serra. Esses campos formam, com frequência, mosaicos com a Floresta com Araucária (Fig. 1.1). Frequentemente os campos são diferenciados em *campo limpo*, onde prevalecem gramíneas (Poaceae) e ciperáceas, assim como muitas espécies herbáceas pertencentes a várias famílias botânicas (veja Capítulo 2); e *campo sujo*, onde além das gramíneas e herbáceas baixas ocorrem arbustos, principalmente da família Asteraceae (*Baccharis gaudichaudiana*, *B. uncinella*), e gravatás (*Eryngium* spp.; Apiaceae) (Klein 1978). Ambos os tipos de campo comportam um elevado número de espécies herbáceas (Rambo 1956b, Klein 1979). Os campos de altitude também ocorrem nos picos nas Serras do sul (acima de 1600 m) e sudeste (acima de 1800 m) do Brasil. Nestes locais, os campos apresentam também espécies de pequenos arbustos de Melastomataceae, Ericaceae, Eriocaulaceae, Asteraceae e Verbenaceae (Safford 1999a, Safford 1999b) e são ricos em espécies endêmicas (Ferrão & Soares 1989).



Figura 1.1 Região de mosaico campo-floresta com Araucária no Planalto Sul-Brasileiro.

Os atuais ecossistemas, tanto florestais como campestres, são fortemente influenciados pelas atividades humanas. A remoção da floresta e a alteração da paisagem, por meio da agricultura, pastoreio e plantios de *Pinus* e *Eucalyptus*, têm mudado claramente a vegetação original.

Reconstrução da vegetação e do ambiente em tempos passados

A análise palinológica de turfeiras, lagos ou outros depósitos de sedimento orgânico, é uma importante ferramenta para reconstruir a história da vegetação e do ambiente numa dada região (Fig. 1.2). Devido ao fato dos grãos de pólen se conservarem nas condições anóxicas desses depósitos orgânicos, tais testemunhos sedimentológicos são arquivos, que representam a vegetação do passado. Ou seja, a partir da análise e interpretação da composição polínica, pode-se reconstruir a paleovegetação e o paleoambiente do local estudado (Fig. 1.3).



Figura 1.2 Foto mostrando uma turfeira intacta na região do Planalto com depósito de sedimento orgânico propício para estudos palinológicos.

Várias turfeiras podem ser encontradas, por exemplo, na região geomorfológica do Planalto. Pólens de Poaceae e Cyperaceae, juntamente com pólens de outras espécies características de campo, permitem a identificação das comunidades campestres às quais pertenciam. O local específico e a proporção de grãos de pólen da vegetação local, incluindo a vegetação da própria turfeira ou margem do lago, conforme o caso em análise, devem

ser levadas em consideração na reconstrução da paleovegetação da área em estudo. Novas técnicas desenvolvidas para o estudo da morfologia polínica de poáceas trazem informações sobre o desenvolvimento, dinâmica e diversidade das gramíneas (Schüller & Behling em preparação). Além da composição polínica, a abundância de partículas carbonizadas encontradas no perfil sedimentar estudado fornece dados sobre a frequência e intensidade de queimadas em tempos passados. Além disso, datações radiocarbônicas dos sedimentos orgânicos fornecem um controle cronológico para as mudanças ambientais no passado. Os dados polínicos e de carvão podem, então, ser ilustrados em forma de diagramas, os quais formam a base para a reconstrução da vegetação (Fig. 1.4a e 1.4b). Várias localidades do sul



Figura 1.3 Técnica de coleta de testemunho para estudo palinológico: ao fundo, uma turfeira; à esquerda, coletor Russel; à direita, um segmento do testemunho amostrado.

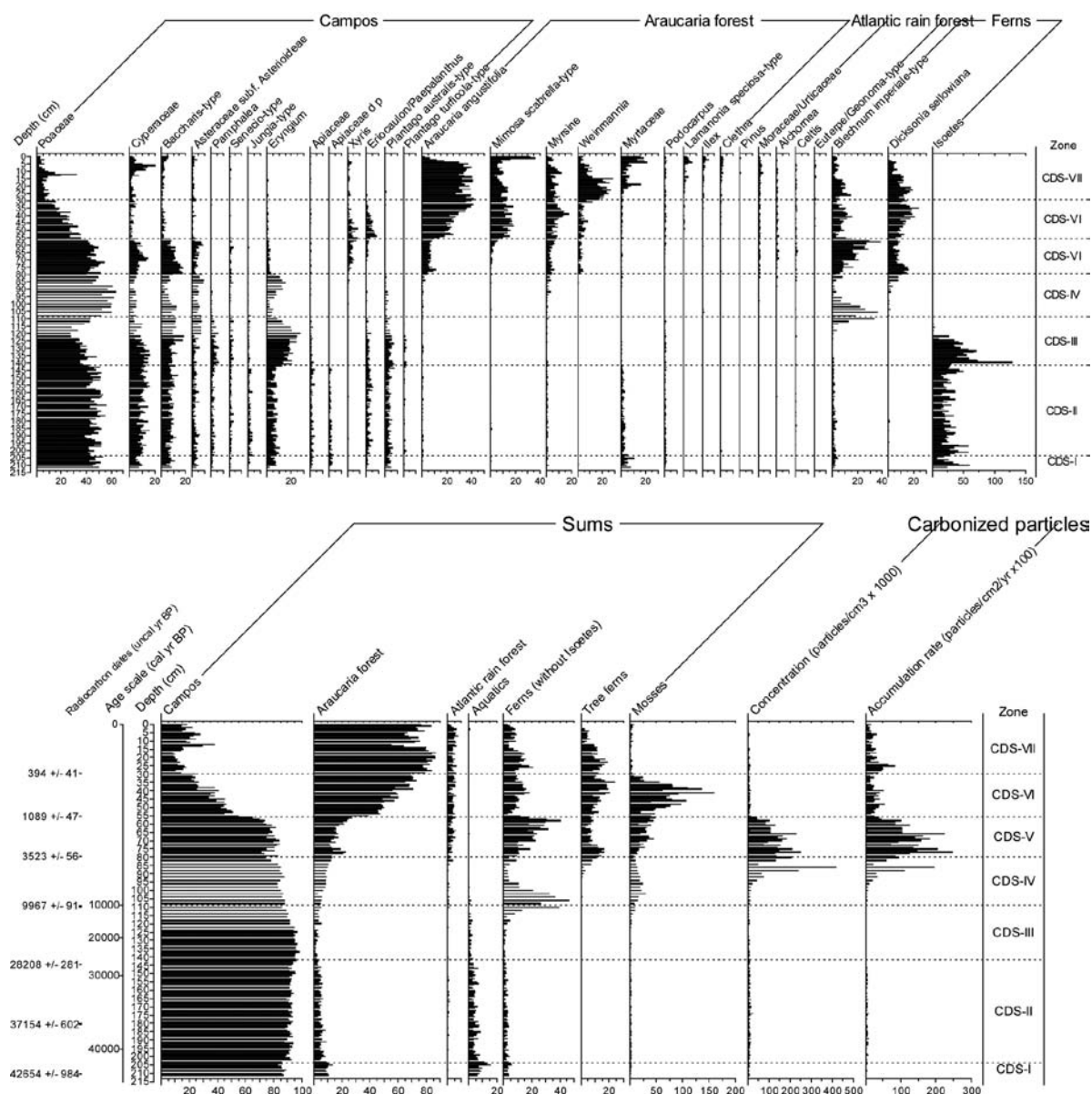


Figura 1.4 Diagrama polínico de percentagem do testemunho de Cambará do Sul mostrando os diferentes táxons e a ecologia dos grupos (a) assim como a soma de percentagem polínica e taxa de concentração e acumulação de partículas carbonizadas (b), incluindo a escala de tempo (anos calibrados antes do presente) e as zonas polínicas. Para maiores informações veja também Behling *et al.* (2004).

do Brasil têm sido estudadas através de tais análises. Esses estudos geraram resultados importantes sobre a vegetação e as mudanças ambientais ocorridas durante os últimos 40 mil anos, no período do Quaternário Tardio (Pleistoceno Tardio e Holoceno).

A história dos Campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio

Mudanças paleoambientais e paleovegetacionais

Alguns estudos palinológicos têm sido realizados durante as últimas décadas na região campestre sul-brasileira (Behling 2002). Dados do estado do Paraná (Serra dos Campos Gerais: Behling 1997), de Santa Catarina (Serra do Rio do Rastro, Morro da Igreja, Serra da Boa Vista: Behling 1995) e do Rio Grande do Sul (Aparados da Serra: Roth & Lorscheitter (1993); São Francisco de Paula: Behling *et al.* (2001); Cambará do Sul: Behling *et al.* (2004)) têm comprovado que existiam extensas áreas de vegetação campestre sobre o Planalto durante as épocas glaciais e do Holoceno Inferior e Médio. A dominância de uma vegetação de campos é atribuída às condições glaciais frias e secas e às condições climáticas quentes e secas do Holoceno superior. Uma estação anual seca, em média de três meses, era característica para o período do Holoceno Inferior e Médio (Behling 1997, 2002).

A expansão da Floresta com Araucária sobre áreas de vegetação campestre teve início no Planalto em torno de 3210 anos cal AP⁴ (idade em anos radiocarbono calibrados⁵ antes do presente), começando a partir da migração de matas de galeria ao longo de rios, o que indica o advento de condições climáticas mais úmidas sem uma estação marcadamente seca. Esse processo parece ter se acelerado mais tarde, por volta de 1400 anos cal AP no Paraná (Serra dos Campos Gerais) e de 930 anos cal AP em Santa Catarina.

A partir de um perfil sedimentar turfoso, localizado a cerca de 7 km de distância da cidade de Cambará do Sul (RS), foi possível preparar um detalhado diagrama polínico (Fig. 1.4a e 1.4b). Esse testemunho alcançou os últimos 42.840 anos ¹⁴C AP (idade em anos radiocarbono não calibrados antes do presente). Uma descrição paleoambiental e paleovegetacional completa, incluindo registros de pólen e esporos selecionados, foi publicada em Behling *et al.* (2004). O registro palinológico de Cambará do Sul documenta a dinâmica da vegetação campestre e posteriormente a expansão da Floresta com Araucária. Em toda a região do Planalto nordeste do RS, a vegetação arbórea esteve provavelmente ausente entre 42.840 anos ¹⁴C AP e 11.500 anos cal AP (Pleistoceno Tardio). A evidência de alguns grãos de pólen representando a vegetação de Floresta com Araucária e a Mata Atlântica, encontrados no sedimento correspondente ao período do Pleistoceno Tardio, deve estar associada à possibilidade de transporte pelo vento. Esses poucos grãos provavelmente vieram transportados de refúgios florestais presentes nos vales profundos e protegidos do Planalto ou das escarpas da Serra Geral, distantes cerca de 6 a 7 km, ou ainda oriundos da vegetação costeira.

A vasta vegetação campestre indica condições climáticas frias e secas no Pleistoceno Tardio. Os dados sugerem que ocorriam repetidas geadas e temperaturas mínimas de -10°C em meses de inverno. A temperatura média anual foi, provavelmente, de 5° a 7°C mais fria do que no presente entre aproximadamente 26.000 e 17.000 anos ¹⁴C AP, isto é, durante o período do Último Máximo Glacial (LGM - Last Glacial Maximum) (Behling & Lichte 1997). Nos sedimentos do LGM, que corresponde ao período mais seco e frio, foram encontrados grãos de pólen de *Eryngium* sp. em abundância, indicando condições climáticas mais secas. Nesse período a turfeira era um lago raso não permanente, o que indica um clima sazonalmente seco. De acordo com o registro de Cambará do Sul, sugere-se que a sazonalidade das condições climáticas aumentou após 26.900 anos ¹⁴C AP. Um clima sazonal, com um longo período seco anual, prevaleceu desde o LGM até o Holoceno Inferior.

⁴ AP: "Antes do presente". O "presente" é na verdade o ano de 1950, que é a referência de tempo utilizada nas datações por radiocarbono.

⁵ Idade calibrada usando cronologias de anéis anuais de crescimento de árvores.

Outro testemunho palinológico, obtido na Reserva de Volta Velha – localizado na Mata Atlântica próximo ao limite entre os estados de Santa Catarina e Paraná – com aproximadamente 26.000 anos, indica uma vegetação de campos e de floresta adaptada ao frio durante todo o período glacial (Behling & Negrelle 2001). Os campos eram abundantes na região costeira e sobre o escudo continental, enquanto que espécies arbóreas tropicais (por ex., *Alchornea* sp. e palmeiras) encontravam-se praticamente ausentes, principalmente durante o período do LGM. A vegetação de campos e floresta adaptada ao frio substituiu a floresta tropical existente, a qual nesse período deve ter migrado para pelo menos 500 km mais ao norte, indicando que houve um resfriamento de aproximadamente 3° a 7°C durante o LGM (Behling & Negrelle 2001). Após o período Glacial, a floresta tropical (Mata Atlântica) substituiu essas comunidades campestres adaptadas ao frio.

Na região do Planalto, os campos ainda dominavam a paisagem durante o Holoceno Inferior e Médio (11.500 até 4320 anos cal AP). Espécies relacionadas à Floresta com Araucária aumentaram um pouco, porém continuavam sendo raras, indicando que tais populações migraram para a área de estudo possivelmente através de estreitos corredores. Grãos de pólen pertencentes a táxons da Mata Atlântica aparecem com mais frequência, sugerindo uma expansão dessa vegetação pelas escarpas da Serra Geral próximas da área estudada (Cambará do Sul). Extensas áreas de campo, juntamente com a rara ocorrência de táxons da Floresta com Araucária, sugerem um clima seco. Alterações na composição florística das comunidades campestres refletem uma mudança para um clima quente e seco. A precipitação anual deve ter sido inferior a 1400 mm e o clima sazonal com uma estação seca, chegando a quase 3 meses. As condições climáticas aparentemente não favoreceram a expansão da Floresta com Araucária durante o Holoceno Inferior e Médio nessa área.

Somente durante a primeira parte do período Holoceno Superior (4320 até 1100 anos cal AP), a Floresta com Araucária se expandiu na região em torno de Cambará do Sul, formando uma rede de florestas de galeria, embora a vegetação campestre ainda dominasse regionalmente. A Floresta com Araucária incluía populações de *Myrsine* sp. (capororoca) e, com menor frequência, indivíduos de *Mimosa scabrella* (bracatinga), espécies de Myrtaceae, *Podocarpus* sp. e *Ilex* sp. O xaxim (*Dicksonia sellowiana*) já era comum nas matas de galeria. Desde o Holoceno Superior, a Mata Atlântica e, provavelmente, também espécies da matinha nebulosa estavam bem estabelecidas nas escarpas do Planalto, localizadas aproximadamente 6 - 10 km de distância da área estudada. Durante a segunda parte do Holoceno Superior (1100 até 430 anos cal AP), ocorreu uma notável expansão da Floresta com Araucária, principalmente observada através da presença de *Araucaria angustifolia* e *Mimosa scabrella*, substituindo a vegetação de campo no sítio de estudo. Durante o período do Holoceno Superior (430 anos cal AP até o presente), a Floresta com Araucária continuou a expandir, o que reduziu a área de campo no local estudado. A expansão da Floresta com Araucária (incluindo o xaxim), desde 4320 anos cal AP e especialmente após 1100 anos cal AP, provavelmente está relacionada à mudança para um clima úmido, com altas taxas pluviométricas e curta temporada anual de seca ou uma estação seca não marcada.

Os resultados de Cambará do Sul indicam que, no entorno do local amostrado, houve uma substituição completa dos campos originais pela floresta (Tab. 1.1). Muitos dos testemunhos acima mencionados, como por exemplo o da Serra dos Campos Gerais ou da Reserva de Volta Velha, documentam a formação de uma vegetação em forma de mosaico de campos e floresta durante o Holoceno Superior.

Outros trabalhos foram realizados na região dos campos da Campanha, perto da cidade de São Francisco de Assis, oeste do Rio Grande do Sul (Behling *et al.* 2005). A região esteve naturalmente coberta por campos durante todo o período Glacial e Holoceno, sob condições frias e relativamente secas e condições quentes e secas, respectivamente. Uma mudança no clima para condições mais úmidas é indicada a partir da expansão inicial das matas de galeria, após 5170 anos cal AP. O auge da expansão dessas matas, após 1550 anos cal AP, reflete o período mais úmido registrado, mas a região se manteve predominantemente campestre.

▼ Tabela 1.1 | Síntese dos resultados obtidos para as áreas de campo do sul do Brasil.

Época Geológica		Vegetação	Clima
Último Máximo Glacial	~ 18 ka AP ⁶	Predomínio de campo	Marcadamente seco e 5-7°C abaixo da temperatura atual
Pleistoceno Tardio	14-10 ka AP	Predomínio de campo	Permanece muito seco e frio
Holoceno Inferior	10-7,5 ka AP	Predomínio de campo	Clima seco e frio com períodos secos de ~3 meses ao ano
Holoceno Médio	7,5-4 ka AP	Campo continua sendo a vegetação predominante	Prevalecem as condições climáticas do Holoceno Inferior
Holoceno Superior	4 ka AP-presente	A partir de 3 ka AP: Início da expansão da Floresta com Araucária de refúgios florestais ao longo de rios sobre o campo em áreas mais elevadas Somente após 1 a 1,5 ka AP: Início da franca expansão da Floresta com Araucária substituindo o campo também em áreas mais elevadas	Aumento na quantidade e frequência das precipitações Condições climáticas atuais úmidas, sem ou com um curto período seco

Influência de animais pastadores

Quando da introdução do gado pelos jesuítas nas Missões Rio Grande do Sul, no século XVII (Porto 1954), os animais pastadores da fauna nativa nos campos eram de pequeno porte, especialmente veados, emas, capivaras, antas e pequenos roedores. Essas espécies submetiam a vegetação campestre a uma pressão de pastejo localizada, provavelmente incapaz de controlar a expansão de vegetação lenhosa. Há, entretanto, evidências fósseis de grandes mamíferos pastadores de espécies semelhantes ao cavalo (Equidae) e à lhama (Camelidae), bem como de outros herbívoros de grande porte, que existiram nessa região até cerca de 8,5 mil anos atrás (Kern 1997, Scherer & Da Rosa 2003, Scherer *et al.* 2007).

É ainda desconhecido qual teria sido o impacto desses grandes animais pastadores sobre a dinâmica da vegetação campestre desse período. Porém, desde a colisão das Américas do Sul e Norte no Plioceno Superior, cerca de 3 milhões de anos atrás, a vegetação deve ter sofrido os efeitos conjuntos da fauna já existente na região e da invasão de grandes ungulados originários da América do Norte, com hábitos de pastejo bastante próximos do gado posteriormente introduzido (Schüle 1990). Como demonstram os registros fósseis, portanto, o pastejo por grandes herbívoros não está longe na história evolutiva da flora dos campos atuais. Podemos conjecturar que o efeito da falta de grandes pastadores nesse intervalo de 8 mil anos entre sua extinção e a introdução do gado teria influenciado no aumento das queimadas nos campos durante esse período.

Relação entre a frequência de fogo e expansão da floresta

Resultados recentes da análise palinológica de um testemunho proveniente de uma turfeira entre as cidades de Cambará do Sul e São José dos Ausentes, indicam uma forte interação entre a expansão da Floresta com Araucária e a frequência de fogo durante os últimos 600 anos (Jeske-Pieruschka & Behling em preparação). A posição da turfeira, com campo ao redor e uma pequena Floresta com Araucária na borda, oferece uma ótima oportunidade para investigar a origem, dinâmica e estabilidade dessa pequena mancha de Floresta com Araucária, incluindo atividades antrópicas. O testemunho, com 120 cm de comprimento e idade datada de 590 anos cal AP, mostra evidentes modificações na

⁶ ka AP: Milhares de anos antes do presente.

vegetação local durante os últimos séculos. O espectro polínico mostra que a área era dominada por campos e a mancha de Floresta com Araucária foi muito pequena ou inexistente no período entre 590 até 540 anos cal AP (1360 até 1410 Anno Domini (AD)). Como o fogo era muito freqüente nessa época, possivelmente não permitia a formação florestal, apesar das condições climáticas bem úmidas. A formação ou expansão da floresta ocorreu entre 540 até 450 anos cal AP (1410 até 1500 AD), principalmente através de espécies pioneiras do gênero *Myrsine*, assim como *Ilex*, melastomatáceas e algumas myrtáceas. Esse fato esteve aparentemente ligado à diminuição da freqüência de fogo, deduzida a partir das partículas carbonizadas encontradas no perfil. Em torno de 450 até 370 anos cal AP (1500 até 1580 AD), a área coberta pelo campo aumentou, enquanto a de Floresta com Araucária parou de expandir e diminuiu em tamanho. Durante esse período, foi encontrada uma quantidade muito elevada de partículas carbonizadas, indicando o fogo como a principal causa na mudança vegetacional. De aproximadamente 370 até 15 anos cal AP (1580 até 1935), após o decréscimo na freqüência de fogo, a Floresta com Araucária prosseguiu sua expansão. Durante o período mais recente, entre 15 anos cal AP (1935 AD) até o presente, sucederam-se mudanças notáveis na composição vegetal. Primeiramente, a área de campo diminuiu marcadamente e a Floresta com Araucária próxima à turfeira continuou a expandir. Algumas espécies arbóreas, encontradas em vegetação secundária, aparecem com mais freqüência, o que pode estar indicando degradação da floresta durante os últimos anos, possivelmente, pelo desmatamento e pelo gado dentro da floresta. A óbvia expansão da pequena Floresta com Araucária nos últimos 70 anos está claramente relacionada ao decréscimo acentuado na freqüência de fogo. Pode-se concluir então que a freqüência de fogo é um importante fator controlador da dinâmica e estabilidade dos mosaicos de campo e Floresta com Araucária, bem como dos limites entre esses dois tipos de vegetação.

Os resultados de análises palinológicas e de carvão na região nordeste da Serra do Sudeste, no Morro Santana em Porto Alegre (Behling *et al.* 2007), indicam a ocorrência de uma vegetação em forma de mosaico de campo e floresta com elevada diversidade taxonômica que sofreu influência do fogo durante o Holoceno Superior. Entre 1230 e 580 anos cal AP, táxons campestres estiveram bem representados, enquanto táxons florestais eram relativamente menos abundantes. A vegetação de campo era composta principalmente por espécies das famílias Poaceae, Cyperaceae e Asteraceae, sendo os gêneros *Eryngium* e *Eriocaulon* os táxons mais importantes. Alguns grãos de pólen de cyperáceas podem ter sido originados do próprio banhado estudado. Táxons relacionados à floresta, como Moraceae/Urticaceae e Myrtaceae, e *Dodonaea* (vassoura-vermelha) eram raros. Após 580 anos cal AP houve uma modificação na composição florística do campo, através do aumento de *Baccharis* sp. e diminuição de *Eryngium* sp., entre outros. Essa tendência é indicada por uma fase de transição na composição vegetal em torno do mesmo período e também entre 380 e 300 anos cal AP. Esse fato pode ser interpretado como um indicador no decréscimo da freqüência de fogo. *Baccharis*, o gênero arbustivo mais importante na vegetação campestre atual com fisionomia marcada pela presença de arbustos que se desenvolvem na ausência de fogo por períodos prolongados (Müller *et al.* 2007), foi negativamente correlacionado com a concentração de carvão. Além disso, algumas espécies do gênero *Eryngium*, o qual foi positivamente correlacionado com a concentração de carvão, são caracterizadas como especialistas de distúrbios, pois suas populações respondem positivamente ao fogo, apresentando, por exemplo, um maior número de indivíduos e maior capacidade reprodutiva (Fidelis *et al.* 2008). Portanto, deveriam diminuir em importância com maiores intervalos sem fogo ou então, como espécies campestres, com a invasão da floresta. Durante o período seguinte até o presente, a floresta continua expandindo, conforme observado através do aumento de *Myrsine*, que é uma espécie pioneira. O pronunciado aumento na representação de *Myrsine*, que foi negativamente correlacionado com a concentração de carvão, poderia indicar uma mudança no regime de distúrbio.

Estudo ecológico de gramíneas com base em dados morfológicos de pólen

Um estudo piloto baseado nas características morfológicas do grão de pólen de gramíneas (Poaceae)⁷ foi recentemente realizado na tentativa de distinguir os diferentes tipos de vegetação campestre da América do Sul (Schüler & Behling em preparação). Os resultados revelam que é possível diferenciar os pólenes entre os quatro principais tipos de vegetação campestre na América do Sul: páramo, no Equador; pampa, na Argentina; campos do sul do Brasil e campos de altitude do sul e sudeste do Brasil, e até mesmo tirar conclusões sobre padrões de diversidade. Como ilustrado no diagrama (Fig. 1.5), grãos de pólen de gramíneas pertencentes ao páramo são maiores em tamanho que os grãos de pólen dos outros tipos campestres investigados. Os campos do pampa apresentam gramíneas com as menores médias de tamanho. De qualquer modo, os grãos de pólen de gramíneas do pampa, campos e campos de altitude aparecem em posições parecidas na escala de tamanho. Eles podem, contudo, ser diferenciados com base na amplitude de tamanhos, com os grãos de pólen separados em grupos de acordo com os seus comprimentos. Podemos concluir sobre a composição taxonômica de gramíneas a partir do tamanho dos grãos de pólen, desde que a variação dentro de cada espécie seja pequena (Joly *et al.* 2007). Os resultados deste estudo piloto sugerem que as similaridades taxonômicas entre campos e campos de altitude, assim como o pampa, são muito maiores do que as similaridades entre campos e páramo. Para esses dois últimos ecossistemas, as amplitudes de comprimento dos grãos sugerem grandes diferenças na presença e dominância taxonômica, o que apóia a suposição de que, quanto à composição de gramíneas, os campos seriam mais semelhantes aos ecossistemas campestres geograficamente mais próximos (campos de altitude e pampa) (Behling *et al.* 2004) e não aos de regiões de páramo no norte dos Andes (Safford 1999a, b). A partir das medidas de largura dos grãos de pólen e, portanto da composição taxonômica, os autores podem também deduzir mudanças na diversidade ao longo de uma escala temporal, o que se torna mais evidente nos tipos campestres campos do sul do Brasil e o pampa. Um táxon que não esteve presente durante o Pleistoceno Superior pôde ser observado nas amostras de campos do Holoceno Inferior. Esse fato leva a suposição de que existem diferenças na diversidade de gramíneas nos campos, a qual aumenta em períodos temporais do mais antigo ao mais recente. Esse aumento na diversidade dos campos poderia ser devido às condições climáticas cada vez mais úmidas durante o Holoceno Superior, que poderiam ser um importante fator para a biodiversidade. Os autores acreditam que esse estudo fornece uma série de resultados interessantes e fontes promissoras para estudos futuros comprometidos com a tentativa de desvendar as interações e dinâmicas dos ecossistemas campestres da América do Sul.

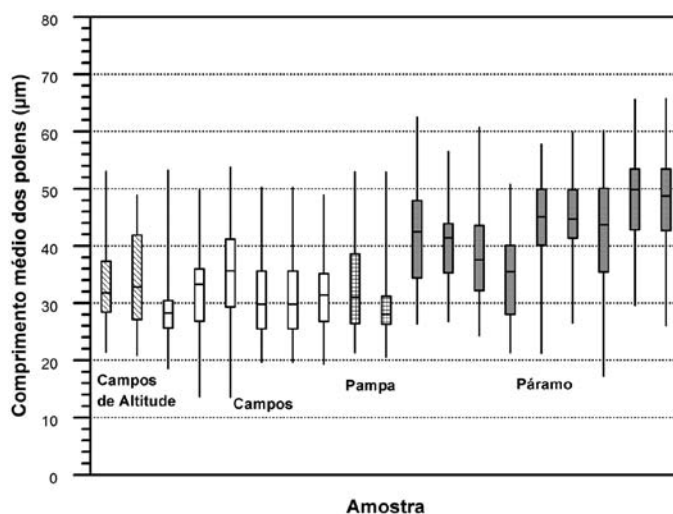


Figura 1.5 Diagrama mostrando as diferenças nas médias de comprimento dos grãos de pólen entre os tipos de vegetação campestre e a variabilidade dentro de um mesmo tipo de vegetação. Cada coluna representa uma amostra. Os padrões de preenchimento de cada coluna constituem 50% de todos grãos de pólen medidos dentro de uma mesma amostra, onde as linhas verticais acima e abaixo de cada coluna representam 95% de todos os grãos. A linha preta no centro de cada coluna marca a média do comprimento dos grãos da amostra.

⁷ Estudos palinológicos raramente distinguem as espécies de gramíneas entre si. As características da vegetação campestre do passado são usualmente inferidas a partir da composição de espécies das outras famílias e pela abundância de partículas carbonizadas.

História da dinâmica do fogo e impacto humano no sul do Brasil

O papel do fogo, incluindo sua origem – se causado naturalmente por raios ou pelo homem como ferramenta para caçadas – e seus efeitos sobre a vegetação devem ser compreendidos. Para o sul do Brasil há apenas poucos registros disponíveis que incluem dados sobre partículas de carvão nos perfis sedimentológicos. Os registros da Serra do Campos Gerais no Paraná e de São Francisco de Assis no RS, demonstram que o fogo era absolutamente raro durante épocas glaciais e tiveram pouco efeito sobre os campos nesse período (Behling 1997, Behling *et al.* 2004). Um claro aumento na frequência de fogo nos dois testemunhos foi encontrado a partir do início do Holoceno.

A relativamente baixa quantidade de partículas carbonizadas no detalhado testemunho de Cambará do Sul (Fig. 1.4a e 1.4b) também documenta que fogo de origem natural sobre os campos era raro durante períodos glaciais (entre 42.840 anos ¹⁴C até 11.500 anos cal AP). Nesse testemunho, o fogo começou a surgir com mais frequência a aproximadamente 7400 anos cal AP e não no início do Holoceno, como foi o caso dos registros da Serra dos Campos Gerais e de São Francisco de Assis. Esse fato deve-se, provavelmente, ao início da ocupação através de ameríndios (Dillehay *et al.* 1992), os quais poderiam ter feito uso do fogo para auxiliar nas caçadas (Leonel 2000). Outro fator que pode estar respondendo ao aumento na frequência de fogo, seriam as condições climáticas sazonais, que poderiam conduzir à acumulação de biomassa inflamável. O evidente aumento na frequência de fogo em diferentes espaços temporais, sugere que a ocupação humana da região do Planalto foi mais tardia, e também que a ocorrência de fogo frequente durante o Holoceno não era natural e sim de origem antrópica. Esse fogo era facilitado pela presença de gramíneas. É provável que a presença de gramíneas de crescimento elevado durante esse período tenha conduzido à acumulação de grandes quantidades de biomassa altamente inflamável na estação de crescimento das mesmas (Pillar & Quadros 1997). A grande quantidade de poáceas e o decréscimo de alguns outros táxons campestres sugerem que a frequência de fogo poderia também ter sido um fator condutor na mudança da composição florística dos campos (Bond & van Wilgen 1996).

A aproximadamente 1100 anos cal AP, as partículas carbonizadas aparecem com menor frequência nos sedimentos de Cambará do Sul. A área de campo próxima à turfeira foi reduzida pela expansão da Floresta com Araucária e o fogo ocorreu ali mais raramente durante todo o período do Holoceno Superior. Porém, abundâncias elevadas de partículas carbonizadas mostram que na região ainda ocorreram queimadas com frequência. A frequência de fogo no final do Holoceno também é documentada através de outros registros, onde a vegetação atual ainda é composta por um mosaico de campos e floresta (Behling 1997, Behling *et al.* 2005, 2007).

O registro de Cambará do Sul mostra não somente o impacto das queimadas causadas pelo homem no passado, como também o aumento no número de grãos de pólen de poáceas (13,5 cm de profundidade do perfil) em torno de 170 anos cal AP, ou seja, 1780 AD, seguido pelo aumento na quantidade de polens de cyperáceas (9,5 cm de profundidade do perfil) em torno de 100 anos cal AP (AD 1850). Isso indica um distúrbio pós-Colombiano da Floresta com Araucária, talvez pela influência do gado dentro da floresta. A introdução do gado pelos jesuítas das Missões ocorreu na região do Planalto na primeira década do século XVIII (Porto 1954). A cidade de Cambará do Sul foi fundada em 1864, sendo a economia baseada na pecuária. O gado solto sobre o campo normalmente procura refúgio na floresta. O primeiro grão de pólen de *Pinus* sp. foi encontrado a 11 cm de profundidade do perfil, em torno de 130 anos cal AP, o que corresponde aproximadamente ao ano de 1820 AD. Isso coincide com os primeiros assentamentos de colonos alemães nas regiões mais baixas da Serra Geral no RS, os quais introduziram essa espécie exótica. A diminuição de *Araucaria angustifolia* foi detectada entre 30 e 15 anos cal AP (1920 e 1935 AD), sinalizando o começo de um intenso desmatamento seletivo na região. Uma enorme redução de *Araucaria angustifolia* (decréscimo na quantidade de pólenes de 41 para 2%, começando em 3,5 cm de profundidade do perfil) iniciou em aproximadamente 10 anos cal AP (1940 AD), com intensificado corte de árvores de Araucária durante os últimos 50 – 60 anos, porém não na área perto da turfeira. Outras

espécies arbóreas, especialmente *Mimosa scabrella*, espécies de Myrtaceae, *Lamanonia speciosa* e *Ilex*, tornam-se mais frequentes formando uma vegetação secundária, decorrente da presença do gado dentro da floresta e do corte de Araucárias. Também o xaxim, *Dicksonia sellowiana*, foi removido da Floresta com Araucária durante os últimos 50–60 anos para fins comerciais, pois os seus troncos eram utilizados para fabricação de vasos para o cultivo de orquídeas e outras plantas ornamentais.

É sensato, portanto, concluir que o aumento na quantidade de carvão durante o Holoceno indica fogo causado, seguramente, por ações antrópicas: primeiro causadas por ameríndios e posteriormente por colonos europeus. Além disso, uma correlação significativa entre a concentração de carvão e táxons polínicos encontrados no registro do Morro Santana (Behling *et al.* 2007), a qual foi negativa para táxons que caracterizam a invasão de arbustos e elementos florestais sobre o campo e positiva para táxons que caracterizam o contrário, sugere que as partículas de carvão são originárias, principalmente, de queimadas sobre o campo e não de queimadas após desmatamento ou de áreas queimadas para agricultura. Se este fosse o caso, então não haveria correlação entre as partículas de carvão e os táxons polínicos.

Nossos estudos mostram uma tendência geral para o aumento da vegetação florestal no Morro Santana, em Porto Alegre, com início entre aproximadamente 620 e 540 anos cal AP (1330 e 1410 AD), e mudanças rápidas com fases de transição entre 380 e 300 anos cal AP (1570 até 1650 AD) e entre 60 e 20 anos cal AP (1890 até 1930 AD). Que fatores poderiam ter causado essas mudanças? No caso do Morro Santana (Behling *et al.* 2007), tendo em vista o período descrito, os distúrbios causados pelo clima e pelo homem não podem ser diferenciados. A expansão da vegetação florestal favorecida pelo processo climático foi também provavelmente afetada por alterações nos regimes de distúrbio antrópico. Esses distúrbios poderiam talvez estar ligados, primeiramente, ao deslocamento de populações de ameríndios causados pela chegada dos portugueses e pela introdução do gado pelo oeste durante o século XVII. O impacto dos guaranis sobre os campos ainda é incerto, mas não deveria ter sido forte, pois como eles usavam áreas de floresta e não de campo para a agricultura. A principal atividade dos colonos europeus na região, ou seja, a pecuária extensiva, afeta diretamente a vegetação através da remoção da biomassa e pisoteio. Ações como essas controlam o avanço de certas espécies florestais, cujos indivíduos jovens são incapazes de rebrotar, e afetam a intensidade e frequência de fogo pela alteração na acumulação de biomassa inflamável (Pillar & Quadros 1997). A falta de um claro sinal no registro palinológico e de carvão para os primeiros colonos fazendeiros, que se estabeleceram em torno de 1740 AD, indica que devem ter tido um efeito mínimo sobre a vegetação e a frequência de fogo. O gado selvagem deve ter afetado a vegetação muito antes, sendo o principal motivo da fase de transição na composição polínica que terminou em 300 anos cal AP (1650 AD).

O testemunho do Morro Santana (Porto Alegre) contém informações sobre a vegetação, clima e dinâmica do fogo, assim como atividades humanas durante os últimos 1230 anos cal AP (Behling *et al.* 2007). A formação de um banhado raso e a acumulação sedimentológica estão relacionadas a mudanças nas condições de umidade, como tem sido documentado para a região do Planalto no mesmo período. Os resultados palinológicos comprovam a existência de uma vegetação de campo na área de estudo desde o Holoceno Inferior, sugerindo que as pequenas áreas de campo atuais, circundadas por floresta, podem ser vistas como naturais e não surgidas como consequência de desmatamento e introdução do gado. Sob condições climáticas mais úmidas no Holoceno Superior, a floresta expandiu sucessivamente desde 580 anos cal AP.

Conservação dos Campos Sulinos e suas implicações

Dados paleoecológicos e paleoambientais da região do Planalto Sul-Brasileiro relacionados a dinâmica da vegetação, do fogo e do impacto humano incluindo o uso da terra fornecem importantes informações para sua conservação e manejo. Vários registros palinológicos mostram que as áreas de campo altamente diversas são naturais, ou seja, remanescentes de uma extensa área de um período glacial e do Holoceno

Inferior e Médio e não de áreas florestais do passado. A partir desse conhecimento, sugere-se que os campos devam ser protegidos e não sujeitos a florestamentos como está sendo feito no presente momento, onde vastas áreas de campo estão sendo substituídas por florestas de *Pinus*, *Eucalyptus* e *Acacia*.

Resultados palinológicos mostram que as áreas de campo foram extremamente reduzidas através da expansão da Floresta com Araucária, especialmente durante os últimos 1100 anos, causada pelas alterações no clima para condições mais úmidas. A expansão natural da Floresta com Araucária, que em geral não é possível devido à interferência humana, estaria atualmente contraindo as áreas de campo. Estudos recentes revelam que através da exclusão de pastoreio e do fogo a Floresta com Araucária tende a expandir sobre o campo (Oliveira & Pillar 2004, Duarte *et al.* 2006).

Os registros de partículas de carvão indicam que fogo natural provocado por raios era raro nos campos do sul do Brasil. O aumento na frequência de fogo deve-se provavelmente à ocupação do Planalto pelos primeiros ameríndios no começo do Holoceno ou após 7400 anos cal AP, como observado na área de Cambará do Sul. Para os planos de manejo e conservação dos campos, deve-se considerar o fato de que fogo de origem antrópica teve um papel importante durante o Holoceno e que certamente mudou a composição florística. Algumas plantas e comunidades vegetais atuais poderiam ter se adaptado ao fogo (Overbeck *et al.* 2005). Fora isso, o aumento de partículas de carvão coincidiu com a redução da diversidade vegetal nos campos (Behling & Pillar 2007), mas se isso pode ser relacionado ainda não está claro; alterações climáticas e a extinção de grandes mamíferos pastadores são fatores importantes que poderiam ter afetado a diversidade. Os dados palinológicos mostram que a expansão tardia da Floresta com Araucária foi possível – ou poderia ter sido facilitada apesar da alta frequência de fogo, e que o fogo tornou-se praticamente ausente nas áreas circunvizinhas ao local de estudo em Cambará do Sul, devido à expansão da floresta. Registros de outras localidades, onde uma vegetação em forma de mosaico de campos e floresta é encontrada, ainda apontam a ocorrência de queimadas frequentes.

Consequências na supressão de pastoreio e de fogo em áreas de conservação atuais no Planalto Sul-Brasileiro, onde ainda domina uma paisagem em forma de mosaico campo-floresta, deveriam ser cuidadosamente consideradas. Os resultados mostram que com a supressão do gado e do fogo um ativo processo de expansão florestal, o qual tem sido historicamente reprimido através de distúrbios humanos, será assim re-estabelecido. Se esse tipo de manejo for mantido, então em poucas décadas os campos nessas áreas de conservação irão encolher e, finalmente, desaparecer através da expansão da floresta. Do nosso ponto de vista, os campos merecem ser conservados e não ser condenados à extinção, simplesmente porque são ecossistemas que não correspondem ao clima atual e, por isso, dependem de intervenção humana para serem mantidos. Além disso, a supressão de gado e do fogo produz uma grande acumulação de biomassa inflamável aumentando, assim, o risco de queimadas catastróficas e incontroláveis, com consequências imprevisíveis para a biodiversidade. Pela legislação, as queimadas sobre o campo em fazendas, com propósitos de manejo, estão proibidas. Porém, uma maneira de se manter os campos poderia ser através de atividades de pastoreio com o gado. O número limitado de cabeças de gado poderia ser uma boa alternativa para o manejo dos campos, o que seria mais apropriado do que frequentes queimadas com efeitos negativos, tais como a degradação do solo, poluição do ar e o risco de fogo incontrolável. Os grandes mamíferos que viviam nos campos no sul do Brasil até o início do Holoceno poderiam ter tido um papel importante na manutenção da alta diversidade da vegetação de campo, similar ao gado em tempos modernos.

Referências

- Behling H. 1995. Investigations into the Late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (S Brazil). *Vegetation History and Archaeobotany* 4: 127-152.
- Behling H. 1997. Late Quaternary vegetation, climate and fire history in the *Araucaria* forest and campos region from Serra Campos Gerais (Paraná), S Brazil. *Review of Palaeobotany and Palynology* 97: 109-121.
- Behling H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 177: 19-27.
- Behling H., Bauermann S.G. & Neves P.C.P. 2001. Holocene environmental changes in the São Francisco de Paula region, southern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 14: 631-639.

- Behling H. & Lichte M. 1997. Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. *Quaternary Research* 48: 348-358.
- Behling H. & Negrelle R.R.B. 2001. Tropical Rain Forest and Climate Dynamics of the Atlantic Lowland, Southern Brazil, during the Late Quaternary. *Quaternary Research*.
- Behling H., Pillar V.D., Müller S.C. & Overbeck G.E. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 10: 81-90.
- Behling H., Pillar V.D., Orlóci L. & Bauermann S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Camará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 203: 277-297.
- Behling H., Pillar V.D., Orlóci L. & Bauermann S.G. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133: 235-248.
- Behling H. & Pillar V.D. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B Biological Sciences* 362: 243-251.
- Bond W.J. & van Wilgen B.W. 1996. *Fire and Plants*. Population and Community Biology Series 14 ed. Chapman & Hall, London
- Dillehay D.T., Calderón G.A., Politis G. & Beltrão M.C.d. 1992. Earliest hunters and gatherers of South America. *Journal of World Prehistory* 6: 145-204.
- Duarte L.d.S., Hartz S.M. & Pillar V.D. 2006. A dinâmica de nucleação dos pinhais sobre os campos no planalto sul-riograndense. In: *Floresta de araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável* (eds. Fonseca CR et al.) São Leopoldo. (Aceito).
- Ferrão C. & Soares J.P.M. 1989. *Campos de Altitude*. Editora Index, Rio de Janeiro, 159 p.
- Fidelis A., Overbeck G.E., Pillar V.D. & Pfadenhauer J. 2008. Effects of disturbance on population biology of the rosette species *Eryngium horridum* Malme in grasslands in southern Brazil. *Plant Ecology* 195: 55-67.
- Hastenrath S. 1991. *Climate dynamics of the tropics*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 488 p.
- Hueck K. 1966. *Die Wälder Südamerikas*. Fischer, Stuttgart, 422 p.
- Jeske-Pieruschka V. & Behling H. em preparação. Late Holocene forest-grassland dynamics inferred from the São José dos Ausentes core, southern Brazil.
- Joly C., Barille L., Barreau M., Mancheron A. & Visset L. 2007. Grain and annulus diameter as criteria for distinguishing pollen grains of cereals from wild grasses. *Review of Palaeobotany and Palynology* 146: 221-233.
- Kern A. 1997. Paleopaisagens e povoamento pré-histórico do Rio Grande do Sul. In: *Arqueologia Pré-histórica do RS* (eds. Kern A, Jacobus A, Ribeiro PM, Copé S, Schmitz PI, Naue G & Becker IB). Mercado Aberto Porto Alegre, pp. 13-61.
- Klein R.M. 1975. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of Upper Quaternary climate changes in the floristic distribution. *Boletim Paranaense de Geociências* 33: 67-88.
- Klein R.M. 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. *Flora Ilustrada Catarinense*.
- Klein R.M. 1979. Ecologia da flora e vegetação do Vale Itajaí. *Sellowia* 31: 1-164.
- Leonel M. 2000. O uso do fogo: o manejo indígena e a piromania da monocultura. *Estudos Avançados* 14: 231-250.
- Lindman C.A.M. 1906. *A Vegetação no Rio Grande do Sul*. EDUSP/Itatiaia, São Paulo/Belo Horizonte
- Müller S., Overbeck G., Pfadenhauer J. & Pillar V. D. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189: 1-14.
- Nimer E. 1989. *Climatologia do Brasil*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro
- Oliveira J.M. & Pillar V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5: 197-202.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Pillar V.D. & Pfadenhauer J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.
- Pillar V.D. & Quadros F.L.F. 1997. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12: 119-126.
- Por F.D. 1992. *Sooretama the Atlantic rain forest of Brazil*. SPB Academic Publishing The Hague, The Netherlands, 130 p.
- Porto A. 1954. *História das Missões Orientais do Uruguai*. Livraria Selbach, Porto Alegre
- Rambo B. 1956a. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Selbach, Porto Alegre
- Rambo B. 1956b. A flora fanerogâmica dos aparados riograndenses. *Sellowia* 7: 235-298.
- Roth L. & Lorscheitter M.L. 1993. Palynology of a bog in Parque Nacional de Aparados da Serra, East Plateau of Rio Grande do Sul, Brazil. *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula* 8: 39-69.
- Safford H.D. 1999a. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. *Journal of Biogeography* 26: 693-712.
- Safford H.D. 1999b. Brazilian páramos II. Macro- and mesoclimate of the campos de altitude and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. *Journal of Biogeography* 26: 713-737.
- Scherer C.S. & Da Rosa A.A.S. 2003. Um eqüídeo fóssil do Pleistoceno de Alegrete, RS, Brasil. *Pesquisas em Geociências* 30: 33-38.
- Scherer C.S., Ferigolo J., Ribeiro A.M. & Guerra C.C. 2007. Contribution to the knowledge of Hemiauchenia paradoxa (Artiodactyla, Camelidae) from the Pleistocene of southern Brazil. *Revista Brasileira de Paleontologia* 10: 35-52.
- Schüle W. 1990. Landscapes and climate in prehistory: interactions of wildlife, man and fire. In: *Goldammer, J. G. (ed.) Fire in the Tropical Biota*. Springer-Verlag Berlin, pp. 273-318.
- Schüler L. & Behling H. em preparação. Assessing grassland dynamics in South America throughout space and time.



Eduardo Vélez. Campos de Cima da Serra em São José dos Ausentes, RS.



Capítulo 2

Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado¹

Gerhard Ernst Overbeck^{2,3}, Sandra Cristina Müller⁴, Alessandra Fidelis²,
Jörg Pfadenhauer², Valério De Patta Pillar⁴, Carolina Casagrande Blanco⁴,
Ilsi Iob Boldrini⁵, Rogério Both⁴ & Eduardo Dias Forneck⁴

Introdução

O Brasil faz parte dos países com megadiversidade do mundo (Barthlott *et al.* 1996, Lewinsohn & Prado 2005), todavia as ameaças à fauna, flora e paisagens naturais são alarmantes (Brandon *et al.* 2005, Mittermeier *et al.* 2005). Em um volume especial da revista científica internacional *Conservation Biology* (vol. 19(3), Lovejoy 2005), vários artigos discutiram a biodiversidade e a conservação de biomas brasileiros. Segundo a atual classificação oficial da vegetação do Brasil feita pelo IBGE (2004), o país possui seis biomas terrestres: Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampa – além das áreas costeiras (Fig. 2.1). A vegetação campestre do sul do Brasil – aqui chamada de Campos – está incluída em dois biomas nesta classificação (IBGE 2004): no Pampa, correspondente à metade sul do estado do Rio Grande do Sul, e no bioma Mata Atlântica. Este último inclui áreas de campos no Planalto Sul-Brasileiro, formando mosaicos com as florestas na metade norte do Rio Grande do Sul (RS) e nos estados de Santa Catarina (SC) e Paraná (PR). Naquele volume especial, entretanto, os Campos Sulinos não foram sequer citados (Brandon *et al.* 2005); as áreas campestres dos biomas Mata Atlântica e Pampa não foram discutidas em detalhe.

Este trabalho oferece uma revisão das características ecológicas dos Campos e do seu estado atual de conservação. Nós caracterizamos brevemente a vegetação campestre de toda a região sul, identificando os principais fatores ecológicos responsáveis pela biodiversidade destes campos, e

Foto de abertura: Maurício Vieira de Souza. Paisagem em Uruguaiana, RS.

¹ Este capítulo é uma tradução do artigo científico publicado em inglês na revista *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9 (2007) 101-116; dos mesmos autores.

² Chair of Vegetation Ecology, Department of Ecology, Technische Universität München, Germany.

³ E-mail: gerhard.overbeck@yahoo.com

⁴ Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

⁵ Departamento de Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

iniciamos uma discussão sobre o manejo sustentável e a conservação da sua biodiversidade. Historicamente, a região dos Campos Sulinos não foi tratada como área prioritária para conservação, assim como outras formações não-florestais no Brasil (para Cerrado, ver Cavalcanti & Joly 2002). Por isso, as atuais ameaças e os desafios para sua conservação são apresentados. Como a maior parte das pesquisas tem sido conduzida no RS e como este possui aproximadamente 75% da área total dos Campos, a maioria dos dados disponíveis é deste Estado.

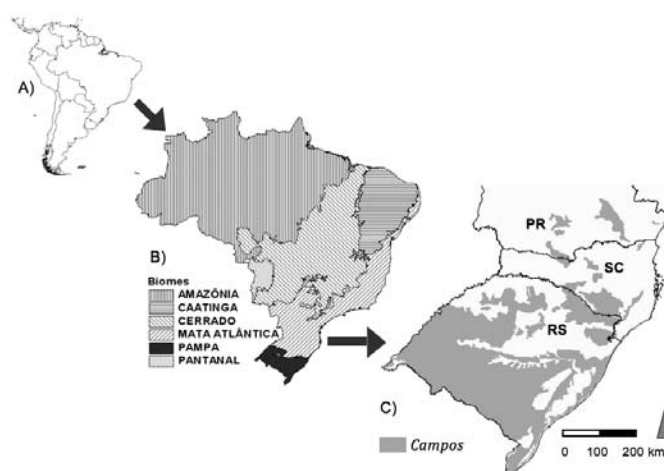


Figura 2.1 Localização dos Campos no Sul do Brasil: (a) visão geral da América do Sul (b) o Brasil e a classificação oficial dos Biomas brasileiros segundo o IBGE (2004) e (c) distribuição dos Campos na região sul do Brasil.

Vegetação atual no sul do Brasil – uma visão geral

Devido à sua posição geográfica estar cerca do paralelo 30°S de latitude, um limite virtual para os tipos de vegetação tropical (Cabrera & Willink 1980), e estar no leste da América do Sul, o sul do Brasil ocupa uma região de transição entre os climas tropical e temperado, com verões quentes e invernos frios, sem estação seca. Variações no substrato geológico e na altitude também contribuem para a diversidade de tipos vegetacionais da região (Waechter 2002).

A vegetação natural no sul do Brasil é um mosaico de campos, vegetação arbustiva e diferentes tipos florestais (Teixeira *et al.* 1986, Leite & Klein 1990). A Floresta Atlântica (*Mata Atlântica stricto sensu*, Oliveira-Filho & Fontes 2000) ocupa as encostas leste e os vales do Planalto Sul-Brasileiro, desde o nordeste do RS até a planície costeira e as encostas do planalto de SC e PR. A Floresta com Araucária, com dominância fisionômica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no estrato superior, é encontrada principalmente sobre o planalto do PR, SC e RS, formando mosaicos com Campos naturais. A Floresta Estacional Decidual, a qual em conjunto com a Floresta com Araucária está inserida na Mata Atlântica *lato sensu* (Oliveira-Filho & Fontes 2000), pode ser encontrada no oeste de SC e PR, ao longo do alto Rio Uruguai e junto às bacias dos Rios Ibicuí e Jacuí, na Depressão Central do RS. O norte do PR também é caracterizado por alguns fragmentos de Cerrado e da Floresta Estacional Semidecidual. Esta também ocorre na Serra do Sudeste do RS. Numa pequena parte do extremo oeste do RS, há ainda uma área de savana parque de *Acacia-Prosopis*, que caracteriza uma transição com as formações do Chaco e Espinal (Waechter 2002). Além disso, os campos do sul e oeste do RS são geralmente citados pela literatura como parte dos campos do Rio da Prata (*Río de la Plata grasslands*), os quais se estendem para a Argentina e o Uruguai (Burkart 1975, Soriano *et al.* 1992, Bilenca & Miñarro 2004).

Fitogeograficamente, os Campos do sul do Brasil estão na região Neotropical e fazem parte de dois domínios biogeográficos, o Amazônico e o Chaquenho, representados pelas províncias do Paraná (PR, SC e norte do RS) e Pampeana (sul do RS), respectivamente (Cabrera & Willink 1980). O limite entre essas províncias mais ou menos corresponde ao paralelo 30° de latitude sul, o mesmo limite que separa os biomas Mata Atlântica e Pampa na classificação brasileira (IBGE 2004; mais detalhes adiante). Na Província Paranaense, o relevo é ondulado (Planalto Sul-Brasileiro), a precipitação é alta (1500–2000 mm), sem estação seca, e as temperaturas médias anuais variam entre 16 e 22°C, exceto em altitudes elevadas (que podem atingir 1800 m, em SC), onde a média é 10°C (Nimer 1990). Apesar dos verões serem quentes, podem ocorrer geadas e neve no inverno, especialmente nas áreas mais elevadas. A vegetação campestre que co-ocorre com as florestas subtropicais e de

Araucária é considerada uma zona distinta dentro da Província do Paraná, mas, geograficamente, ela está mais ou menos interconectada com a Província Pampeana (Cabrera & Willink 1980). Na Província Pampeana, isto é, na metade sul do RS e áreas adjacentes do Uruguai e Argentina, tanto a precipitação média anual (ca. 1200–1600 mm) como a temperatura média anual (13–17°C) são mais baixas que na Paranaense. O tipo de vegetação campestre predomina, com muitas espécies herbáceas, arbustivas e de arvoretas coexistindo na matriz de gramíneas. A maior parte da flora tem origem Chaquenha, mas também há espécies dos domínios Amazônico e Andino-Patagônico (Cabrera & Willink 1980).

História da vegetação e mudanças climáticas do passado

Há um século atrás, Lindman (1906) percebeu a contradição entre a presença de vegetação campestre no sul do Brasil e as condições climáticas que permitiam o desenvolvimento de florestas. Da mesma forma, a presença de campos na região do Rio da Prata, em áreas onde o clima é aparentemente capaz de suportar vegetação florestal, levou a um intenso debate sobre o então chamado “problema dos pampas” (*Pampas problem*) (Walter 1967, Eriksen 1978, Box 1986). Pesquisas palinológicas têm esclarecido a história do clima e da vegetação do sul e sudeste do Brasil (Behling 1998, Ledru *et al.* 1998, Behling *et al.* 2001, Behling 2002, Behling *et al.* 2004, 2005, Behling & Pillar 2007), apoiando as teorias prévias formuladas por Rambo (1956a, b).

Em síntese, quatro períodos climáticos distintos podem ser reconhecidos desde o final do Pleistoceno até hoje. Entre cerca de 42.000–10.000 anos antes do presente (AP), isto é, incluindo a última glaciação, os campos dominavam a região, indicando um clima frio e seco. A maior parte da região foi, provavelmente, desprovida de árvores, estando os elementos florestais restritos a vales profundos de rios e à planície costeira. Após 10.000 anos AP, as temperaturas aumentaram, mas a floresta com Araucária não expandiu, pois o clima permaneceu seco. Contudo, a floresta Atlântica migrou na direção sul ao longo da costa, onde as condições deveriam ser mais úmidas. A partir do início do Holoceno, o fogo se tornou mais freqüente, como indicado pela maior abundância de partículas de carvão em perfis de turfeira (Behling *et al.* 2004, 2005). Este aumento esteve provavelmente relacionado com a chegada das populações indígenas na região, juntamente com um clima mais sazonal. Aproximadamente na mesma época, grandes animais pastadores se extinguíram (Kern 1994). As populações indígenas provavelmente utilizavam o fogo para caçar e manejar a terra (Kern 1994, Schmitz 1996), porém não há evidências diretas sobre isso. Após a metade do Holoceno, cerca de 4000 AP, o clima se tornou mais úmido, permitindo a lenta expansão da floresta, principalmente ao longo dos rios. A velocidade da expansão aumentou após 1100 AP, levando a uma substituição mais pronunciada dos campos pela vegetação florestal, formando áreas maiores de cobertura florestal contínua sobre o planalto e de florestas ripárias nas planícies (Behling *et al.* 2004, 2005, Behling & Pillar 2007, Behling *et al.* 2007). No século XVII, os missionários jesuítas introduziram cavalos e gado na região (Pillar & Quadros 1997) e a pecuária com gado de corte se tornou uma importante forma de uso da terra no sul do Brasil, e assim permanece hoje em dia. Assim como tem sido observado em outros continentes (veja Bond *et al.* 2003, para África; Sauer 1950; Vogl 1974; Anderson 1982, para a América do Norte), o fogo e/ou pastejo são provavelmente os principais fatores que impedem a expansão florestal em áreas campestres cujas condições climáticas são propícias ao desenvolvimento de vegetação florestal (ver abaixo).

Classificação dos Campos do sul do Brasil

O projeto nacional de classificação da vegetação (RADAMBRASIL; Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)) dividiu os Campos do sul do Brasil em duas grandes regiões

fitoecológicas, as savanas e as estepes (Teixeira *et al.* 1986). Esta classificação foi baseada na fisionomia da vegetação, sendo o termo ‘estepes’ utilizado para caracterizar campos baixos, com um único estrato, e ‘savanas’ para descrever campos com dois estratos. Na última edição dos mapas oficiais de vegetação e biomas do Brasil (IBGE 2004), desenvolvida a partir do trabalho de Leite (2002), o qual utilizou o termo estepe para todos os tipos de campo sul-brasileiros, a metade sul do RS foi denominada bioma Pampa, o que corresponde a 63% da área do Estado (Fig. 2.1). A vegetação natural campestre que ocorre no Planalto do RS, SC e, em menor extensão, do PR, e que forma mosaicos com as formações florestais, foi considerada como parte do bioma Mata Atlântica, refletindo assim as províncias fitogeográficas de Cabrera e Willink (1980).

De acordo com a maioria das classificações de vegetação, estepe e savana são termos inapropriados para descrever os Campos do sul do Brasil. Estepes são usualmente consideradas campos semi-áridos sob um clima temperado frio, tais como as pradarias (*prairies*) de gramíneas baixas e altas na América do Norte e os campos da Eurásia, desde a Ucrânia até a Mongólia (Breckle 2002, Bredenkamp *et al.* 2002, Schultz 2005). Nestas regiões, a baixa precipitação, em geral menor que 250 mm durante a estação quente, restringe o desenvolvimento de vegetação florestal, o que claramente não é o caso no sul do Brasil. Na América do Sul, estepes podem ser encontradas apenas no leste da Patagônia (Schultz 2005). O termo ‘Pampa’ também parece inadequado, pois ele é usualmente associado com os campos ao sul do Rio da Prata (Soriano *et al.* 1992). Savanas geralmente são definidas como um tipo de vegetação que possui um misto de formas de vida herbácea e lenhosa, em estratos distintos, que ocorre em regiões tropicais, com precipitação marcadamente sazonal (Walker 2001). No Brasil, o termo savana é aplicável para a vegetação de Cerrado (Oliveira & Marquis 2002); entretanto, quando usado mais livremente (Cerrado *lato sensu*), o termo Cerrado também inclui os campos tropicais conhecidos como *campo limpo* e *campo sujo* (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Descrever os Campos do sul do Brasil como savanas e estepes está, por isso, em desacordo com o uso internacional destes termos (veja também Marchiori 2002).

Estudos botânicos e fitogeográficos clássicos (*e.g.* Lindman 1906, Rambo 1956a) e trabalhos mais recentes sobre vegetação campestre no sul do Brasil (*e.g.* Boldrini 1997, Pillar & Quadros 1997, Overbeck & Pfadenhauer 2007), embora sem objetivos de classificação, preferem referir-se a estas formações campestres simplesmente como ‘Campos’. Além disso, termos como ‘campo limpo’ (sem componente lenhoso) e ‘campo sujo’ (campo com arbustos) têm sido comumente usados. Na tentativa de diferenciar tipos de campo na região sul-brasileira, a maioria dos estudos reflete dois domínios fitogeográficos distintos (veja acima; e as Tabelas 2.1 e 2.2 para uma compilação das espécies características) e diferenças regionais na flora, com uma contribuição notavelmente maior de gramíneas C3 (*e.g.* dos gêneros *Briza*, *Piptochaetium*, *Poa*, *Stipa*) na metade sul do RS (Burkart 1975, Valls 1975). Boldrini (1997) descreve seis regiões fisionômicas para os Campos do RS, considerando variações florísticas locais associadas com clima, topografia e heterogeneidade dos solos. Todavia, boa parte da variação na fisionomia campestre (*e.g.* distinção entre campo limpo e campo sujo) e na composição das espécies dominantes, independente da região, parece ser determinada pelos regimes de pastejo e fogo (Pillar & Quadros 1997).

Por tudo isso, uma classificação interna dos Campos é ainda uma necessidade a ser alcançada com pesquisas que considerem as diferenciações florística e estrutural e as influências relativas do clima, substrato e manejo. Daqui para frente, quando indicamos Campos, Campos do sul do Brasil, ou região campestre, sem qualquer qualificação adicional, estamos nos referindo tanto aos campos associados às florestas com Araucária quanto aos campos considerados como Pampa na atual classificação dos biomas pelo IBGE (2004) (veja Fig. 2.4 para algumas impressões da paisagem dos *Campos*).

▼ Tabela 2.1 | Famílias e espécies características dos campos no bioma Mata Atlântica (campos no norte do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná).

Amaryllidaceae <i>Hippeastrum breviflorum</i> Herb.	Fabaceae <i>Adesmia ciliata</i> Vogel <i>Adesmia tristis</i> Vogel <i>Eriosema longifolium</i> Benth. <i>Galactia neesii</i> DC. <i>Lathyrus paranensis</i> Burkart * <i>Lupinus reitzii</i> M. Pinheiro & Miotto * <i>Lupinus rubriflorus</i> Planchuelo * <i>Lupinus uleanus</i> C. P. Sm. <i>Macroptilium prostratum</i> (Benth.) Urb. <i>Rhynchosia corylifolia</i> Mart. ex Benth. * <i>Trifolium riograndense</i> Burkart
Apiaceae <i>Eryngium horridum</i> Malme <i>Eryngium pandanifolium</i> Cham. & Schtdl. * <i>Eryngium urbanianum</i> H. Wolff * <i>Eryngium zosterifolium</i> H. Wolff	Poaceae <i>Andropogon lateralis</i> Nees <i>Andropogon macrothrix</i> Trin. <i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlms. <i>Axonopus suffultus</i> (Mikan ex Trin.) Parodi <i>Bromus auleticus</i> Trin. ex Nees <i>Paspalum maculosum</i> Trin. <i>Paspalum pumilum</i> Nees <i>Schizachyrium tenerum</i> Nees <i>Stipa melanosperma</i> J. Presl * <i>Stipa planaltina</i> A. Zanin & Longhi-Wagner
Asteraceae <i>Baccharis milleflora</i> (Less.) DC. <i>Baccharis sagittalis</i> (Less.) DC. * <i>Baccharis uncinella</i> DC. <i>Calea phyllolepis</i> Baker * <i>Hypochaeris catharinensis</i> Cabrera <i>Noticastrum decumbens</i> (Baker) Cuatrec. <i>Senecio juergensii</i> Mattf. * <i>Senecio oleosus</i> Vell. * <i>Trichocline catharinensis</i> Cabrera	Solanaceae <i>Petunia altiplana</i> Ando & Hashimoto
Campanulaceae <i>Lobelia camporum</i> Pohl	Verbenaceae <i>Glandularia megapotamica</i> (Spreng.) Cabrera & Dawson <i>Verbena strigosa</i> Cham.
Cyperaceae <i>Ascolepis brasiliensis</i> (Kunth) Benth. ex C.B. Clarke <i>Bulbostylis sphaerocephala</i> (Boeck.) C.B. Clarke <i>Carex brasiliensis</i> A.St.-Hil. <i>Carex longii</i> Mack. var. <i>meridionalis</i> (Kük.) G.A. Wheeler <i>Eleocharis bonariensis</i> Nees <i>Lipocarpa humboldtiana</i> Nees <i>Pycnus niger</i> (Ruiz & Pav.) Cufod. <i>Rhynchospora barrosiana</i> Guagl. <i>Rhynchospora globosa</i> (Kunth) Roem. & Schult.	

* espécie endêmica

Principais fatores que definem a vegetação campestre: pastejo e fogo

O pastejo – que é uma das principais atividades econômicas nos Campos do sul do Brasil (Nabinger *et al.* 2000) – é frequentemente considerado o principal fator mantenedor das propriedades ecológicas e das características fisionômicas dos campos (Senft *et al.* 1987, Coughenour 1991, Pillar & Quadros 1997). Após sua introdução no leste do Rio Uruguai no século XVII, o gado selvagem espalhou-se rapidamente sobre uma extensa área de planícies ao sul e a oeste do Planalto. Nos campos insulares do Planalto (mosaicos com florestas), o gado não foi introduzido até o início do século XVIII (Porto 1954). Em 1996, o RS tinha 13,2 milhões de animais, correspondendo a 50% do rebanho total do sul do Brasil (IBGE 2005). A criação de gado no sul do Brasil geralmente ocorre com pastejo contínuo e extensivo e os campos naturais permanecem como base da produção pecuária (Nabinger *et al.* 2000). Contudo, o pastejo excessivo resulta em diminuição na cobertura do solo e em riscos de erosão, além de substituição de espécies forrageiras produtivas por espécies que são menos produtivas e de menor qualidade, ou até na perda completa das boas espécies forrageiras. Por outro lado, uma pressão de pastejo extremamente baixa pode resultar na dominância de gramíneas altas de baixo valor nutritivo ou de arbustos e outras espécies de baixa qualidade forrageira, principalmente aquelas do gênero *Baccharis* (Asteraceae) e *Eryngium* (Apiaceae) (Nabinger *et al.* 2000).

Para um regime de pastejo sustentável é necessário alcançar um balanço entre produção forrageira, diversidade de espécies e preservação do solo. A criação de clareiras (aberturas) na vegetação, bem como a redução da competição devido ao pastejo, geralmente levam a um aumento na diversidade de plantas em termos de espécies (Boldrini & Eggers 1996) e de tipos funcionais ('diversidade funcional'). Sob pastejo, a alocação de biomassa aérea vegetal fica concentrada mais próxima do solo e os tipos prostrados como *Axonopus affinis* Chase e *Paspalum notatum* Flugge (ambas Poaceae), com estolões ou rizomas, são favorecidos ao invés de espécies mais altas (Díaz

et al. 1992, Boldrini & Eggers 1996, Díaz *et al.* 1999, Landsberg *et al.* 1999, Lavorel *et al.* 1999). Frequentemente, as comunidades de campo pastejado exibem um duplo estrato herbáceo – um estrato baixo com espécies prostradas que são intensamente pastejadas e um estrato mais alto de plantas com uma distribuição mais ou menos em manchas; este último estrato é frequentemente composto por gramíneas cespitosas de baixo valor forrageiro e outras espécies que não são atrativas para os pastadores (subarbustos e espécies espinhosas tais como *Eryngium* spp.). A exclusão do pastejo leva a uma mudança na estrutura da vegetação e à dominância de gramíneas de touceiras grandes (Boldrini & Eggers 1996, Quadros & Pillar 2001, Rodríguez *et al.* 2003), que são melhores competidoras por luz sob exclusão de pastejo e fogo (Bullock 1996).

▼ Tabela 2.2 | Famílias e espécies características dos campos no bioma Pampa (campos no sul do Rio Grande do Sul).

Apiaceae <i>Eryngium elegans</i> Cham. Et Schlecht. <i>Eryngium horridum</i> Malme <i>Eryngium sanguisorba</i> Cham. Et Schlecht. Asteraceae <i>Acmella bellidioides</i> (Sm.) R. K. Jansen <i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze <i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron. <i>Baccharis coridifolia</i> Spreng. <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC. <i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC. <i>Chaptalia runcinata</i> Kunth <i>Eupatorium buniifolium</i> Hook. et Arn. <i>Gamochaeta spicata</i> (Lam.) Cabrera <i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng) Less. var. <i>brasiliensis</i> <i>Senecio cisplatinus</i> Cabrera <i>Senecio oxyphyllus</i> DC. <i>Stenachnium campestre</i> Baker <i>Vernonia flexuosa</i> Sims. <i>Vernonia nudiflora</i> Less. Cyperaceae <i>Carex bonariensis</i> Desf. ex Poir. <i>Carex phalaroides</i> Kunth <i>Carex sororia</i> Kunth <i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz <i>Eleocharis bonariensis</i> Nees <i>*Eleocharis dunensis</i> Kük. <i>Eleocharis sellowiana</i> Kunth <i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb. <i>Pycnus polystachyos</i> (Rottb.) P. Beauv. <i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (Rich.) Herter <i>Rhynchospora megapota mica</i> (A. Spreng.) H. Pfeiff. Fabaceae <i>*Adesmia araujo</i> Burkart <i>*Adesmia bicolor</i> (Poir.) DC. <i>Adesmia latifolia</i> (Spreng.) Vogel <i>*Arachis burkartii</i> Handro <i>Clitoria nana</i> Benth. <i>Desmodium incanum</i> DC. <i>Lathyrus pubescens</i> Hook. & Arn. <i>Macroptilium prostratum</i> (Benth.) Urb. <i>Rhynchosia diversifolia</i> M. Micheli <i>Stylosanthes leiocarpa</i> Vog. <i>*Trifolium polymorphum</i> Poir. Hypoxidaceae <i>Hypoxis decumbens</i> L. Iridaceae <i>Herbertia pulchella</i> Sweet <i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	Juncaceae <i>Juncus capillaceus</i> Lam. <i>Juncus microcephalus</i> Kunth Oxalidaceae <i>Oxalis articulata</i> Savigny <i>Oxalis eriocarpa</i> DC. <i>Oxalis perdicaria</i> (Molina) Bertero Poaceae <i>Andropogon lateralis</i> Nees <i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack. <i>Andropogon ternatus</i> (Spreng.) Nees <i>Aristida filifolia</i> (Arechav.) Herter <i>Aristida jubata</i> Arech. <i>Aristida laevis</i> (Nees) Kunth <i>Aristida spegazzinii</i> Arech. <i>Axonopus affinis</i> Chase <i>Bothriochloa laguroides</i> (DC.) Herter <i>*Bouteloua megapota mica</i> (Spreng.) O. Kuntze <i>Briza subaristata</i> Lam. <i>Coelorachis selloana</i> (Hack.) Camus <i>Danthonia secundiflora</i> Presl <i>Dichanthelium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark <i>Elyonurus candidus</i> (Trin.) Hack. <i>Ischaemum minus</i> J. Presl <i>Melica eremophila</i> M.A. Torres <i>*Melica rigida</i> Cav. <i>Panicum aquaticum</i> Poir. <i>Paspalum dilatatum</i> Poir. <i>Paspalum nicorae</i> Parodi <i>Paspalum notatum</i> Fl. <i>Paspalum pauciciliatum</i> (Parodi) Herter <i>Paspalum pumilum</i> Nees <i>Piptochaetium lasianthum</i> Griseb. <i>Piptochaetium ruprechtianum</i> Desv. <i>Piptochaetium stipoides</i> (Trin. & Rupr.) Hack. <i>Saccharum trinitii</i> (Hack.) Renvoize <i>*Stipa filifolia</i> Nees <i>Stipa megapota mica</i> Spreng. ex Trin. <i>Stipa nutans</i> Hack. <i>*Stipa philippii</i> Steud. <i>Stipa setigera</i> C. Presl Rubiaceae <i>Borreria verticillata</i> (L.) G.F.W. Meyer <i>Richardia humistrata</i> (Cham. et Schlecht.) Steud. Verbenaceae <i>Glandularia subincana</i> Tronc. <i>Lippia asperrima</i> Cham. <i>Phylla canescens</i> (H.B.K.) Greene

* espécie endêmica

Uma vez que a produtividade varia entre a estação fria do inverno e a quente, porém suficientemente úmida, do verão, os proprietários ajustam a lotação de suas pastagens pela capacidade de suporte do inverno. Como resultado, uma grande parte da biomassa produzida no verão pelas gramíneas C4 (altamente produtivas) não é consumida e, com isso, os campos são queimados a aproximadamente cada dois anos (Vincent 1935), em geral no final do inverno (agosto), para facilitar o rebrote de biomassa fresca. Além disso, as queimadas no campo são utilizadas para reduzir a cobertura de arbustos (Gonçalves *et al.* 1997). Isso também poderia ser obtido por remoção mecânica, embora com maior custo e esforço de trabalho. O uso do fogo para o manejo da terra é controverso e estudos confiáveis sobre seu impacto na composição de espécies ou tipos funcionais e nas propriedades do solo são escassos. Sabe-se que as queimadas no inverno ou no início da primavera diminuem a contribuição de gramíneas C3, de estação fria, em prol de gramíneas C4, de estação quente (Llorens & Frank 2004).

A prática comum de queimada pode então ser considerada anti-produtiva do ponto de vista agroeconômico, porque ela favorece gramíneas C4 e com isso diminui a disponibilidade de forragem no período crítico do inverno (Nabinger *et al.* 2000). Além disso, o fogo tende a favorecer gramíneas cespitosas ao invés de rizomatosas ou estoloníferas, o que frequentemente não é um efeito desejado devido à menor qualidade de forragem das gramíneas em touceiras (Jacques 2003). No entanto, em geral, a maioria das espécies de campo parece estar adaptada a queimadas frequentes (isto é, anualmente ou a cada alguns anos) (Quadros & Pillar 2001, Overbeck & Pfadenhauer 2007), mesmo que não existam estudos sobre o efeito de queimadas em diferentes estações e tipos de campos. Em campos não pastejados e sujeitos a queimadas antropogênicas regulares, na região de Porto Alegre, Overbeck *et al.* (2005) evidenciaram que as queimadas levaram a um aumento no número e na diversidade de espécies em escala local (escala da parcela), à medida que a dominância competitiva por gramíneas cespitosas C4 foi reduzida e um grande número de espécies entremeadas às touceiras, principalmente pequenas dicotiledôneas herbáceas, pôde de estabelecer (Tab. 2.3). Com o aumento do tempo pós-fogo, muitas espécies – principalmente essas pequenas herbáceas – foram gradualmente eliminadas via exclusão competitiva por gramíneas dominantes ou não foram capazes de se regenerar sob a densa camada de serrapilheira (mantilho) que se desenvolveu. Embora algumas dessas espécies tenham sido excluídas da vegetação acima do solo, elas persistiram com seus órgãos subterrâneos (Overbeck & Pfadenhauer 2007).

Campos excluídos, ou seja, campos onde não ocorre nem fogo nem pastejo, frequentemente apresentam alta dominância de poucas espécies de gramíneas entouceiradas e baixa diversidade de outras herbáceas. Em áreas campestres, situadas nos mosaicos de campos e floresta com Araucária, no Planalto nordeste do RS, a riqueza de espécies de plantas em parcelas de 0,25 m² variou de três a 13, comparado com um máximo de 28 espécies em campos recentemente queimados na região de Porto Alegre (Overbeck *et al.* 2005). A riqueza de espécies vegetais em campos excluídos do pastejo poderia apenas ser mantida pelo fogo, pois, a longo prazo, a própria vegetação campestre pode ser perdida devido ao adensamento de arbustos (Overbeck *et al.* 2005, Overbeck *et al.* 2006; ver abaixo). Se o pastejo com gado permanecer como uma atividade economicamente sólida, a compreensão do impacto do fogo nas propriedades do solo torna-se importante.

▼ Tabela 2.3 | Diversidade e estrutura da vegetação em relação ao tempo desde a última queimada em parcelas de campo de 0,25 m² em Porto Alegre, RS, Brasil (dados de Overbeck *et al.* 2005).

	Tempo desde o último fogo*			
	3 meses	1 ano	2 anos	3 anos
Diversidade (Shannon; nats)	2,72 ^a	2,4 ^b	2,43 ^b	1,84 ^c
Número de espécies	28 ^a	22,50 ^b	21,75 ^b	15,07 ^c
Solo exposto (% cobertura)	46,6 ^a	31,2 ^b	5,1 ^c	1 ^d
Serrapilheira (% cobertura)	3,2 ^a	7,8 ^b	13,1 ^c	37,2 ^d
Biomassa morta em pé (% cobertura)	6,7 ^a	8,2 ^a	18 ^b	28 ^c

* As colunas indicam tempos diferentes desde a última queimada (3 meses, 1 ano, 2 anos, 3 anos ou mais). Para cada variável (linha), letras diferentes depois dos valores indicam diferenças significativas entre parcelas com diferentes tempos desde a última queimada ($p < 0,05$), avaliadas por análise de variância via teste de aleatorização.

Tem-se sugerido que as queimadas no campo, embora levem a um aumento a curto prazo nos valores totais de N, K, Ca, Mg e pH na camada mais superficial do solo (Rheinheimer *et al.* 2003), têm efeitos negativos na fertilidade do solo e, consequentemente, na produção de forragem a longo prazo (Heringer *et al.* 2002, Jacques 2003). Contudo, poucos estudos têm sido desenvolvidos para que se permitam conclusões generalizadas, especialmente aqueles considerando queimadas com distintas frequências e em diferentes estações do ano.

Dinâmica floresta-campo

Na ausência de fogo e pastejo, os campos são sujeitos ao adensamento de arbustos e, quando próximos de vegetação florestal, à expansão florestal (Machado 2004, Oliveira & Pillar 2004, Müller *et al.* 2007); isto tem sido observado para o Planalto Sul-Brasileiro e para a Depressão Central, mas não há estudos para a metade sul do RS. Resultados similares foram encontrados por Safford (2001) para o campos de altitude no sudeste do Brasil. O aumento da densidade de arbustos e árvores em campos e savanas tem sido observado mundo afora nas últimas três décadas (Archer 1990, Van Auken 2000, Roques *et al.* 2001, Cabral *et al.* 2003), com hipóteses diferentes sendo propostas para explicar esses padrões (tais como, mudanças climáticas ou elevação dos níveis globais de CO₂; Longman & Jeník 1992, Bond & Midgley 2000, Sternberg 2001).

Como o clima no sul do Brasil é favorável ao desenvolvimento de florestas, mudanças no regime de distúrbio, especialmente nos regimes de pastejo e fogo, parecem ser fatores decisivos para mudanças na vegetação junto às bordas de floresta-campo (Pillar & Quadros 1997, Scholes & Archer 1997, Langevelde *et al.* 2003, Pillar 2003, Bond 2005). Modelos do desenvolvimento da vegetação na África do Sul têm mostrado que áreas acima de um certo limite de precipitação (650 mm para a África do Sul) deveriam ser cobertas por tipos de vegetação lenhosa na ausência do fogo (Higgins *et al.* 2000, Bond *et al.* 2003). No Cerrado brasileiro, a proteção contra o fogo também leva a mudanças na fisionomia da vegetação para formas mais fechadas (Hoffmann & Moreira 2002, Miranda *et al.* 2002). No sul do Brasil, a colonização por espécies florestais conduz a uma gradual, porém evidente, mudança das bordas floresta-campo ou ao desenvolvimento de manchas, mais ou menos circulares, com lenhosas inseridas no campo (Forneck *et al.* 2003, Machado 2004, Oliveira & Pillar 2004).

Em mosaicos de floresta-campo, muitas espécies comuns em florestas exercem um papel de árvores pioneiras, expandindo a vegetação florestal, quando sob condições apropriadas, tais como ausência de queimadas severas ou presença de sítios seguros, *e.g.* afloramentos rochosos (Müller 2005). A dispersão das sementes por animais também exerce um importante papel neste processo (Forneck *et al.* 2003,

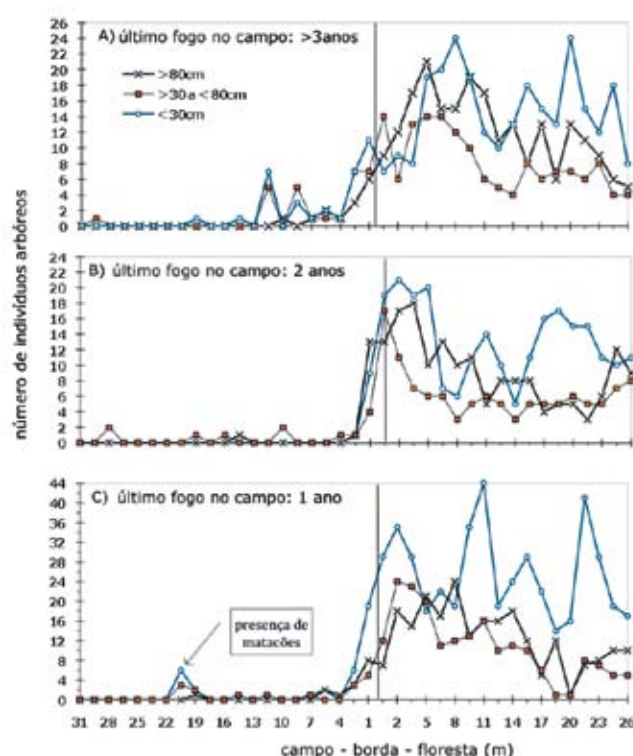


Figura 2.2 Número de indivíduos arbóreos ao longo de um gradiente floresta-campo de acordo com intervalos de classes de tamanho (altura) em um mosaico natural de floresta e campo sob a influência do fogo no Sul do Brasil (dados de Müller, 2005). As áreas de campo em (a) não queimam a mais que 3 anos, em (b) queimaram a 2 anos atrás e em (c) a 1 ano atrás. Por favor, note que os eixos y estão em escalas diferentes.

Duarte *et al.* 2006a, Duarte *et al.* 2006b). Enquanto houver um (provavelmente descontínuo) regime de distúrbio que previne que os campos se tornem floresta, se mantém uma alta diversidade florística e estrutural, pois espécies lenhosas do campo e da floresta podem ser encontradas co-ocorrendo muito próximas. Em campos não pastejados, porém regularmente queimados, a riqueza e a densidade de arbustos e árvores tende a ser maior próximo às bordas florestais, onde as queimadas são menos severas (menor quantidade de material combustível) (Fig. 2.2). Distante da borda, onde geralmente a frequência e a severidade do fogo são maiores, arbustos campestres aumentam significativamente sua densidade depois de um período de dois anos sem fogo. A ausência do fogo leva a um campo arbustivo com maior densidade de árvores e arbustos, seja como indivíduos solitários ou agrupados em manchas, usualmente associados com matações (Müller 2005). Estudos adicionais sobre a autoecologia de arbustos e árvores pioneiras estão atualmente sendo conduzidos; até o momento, os determinantes e os vetores comumente associados a processos sucessionais na interface floresta-campo ainda não estão claros.

Biodiversidade dos Campos

A informação sobre a biodiversidade vegetal dos Campos está longe de estar completa. Boldrini (1997) estimou um total de 3000 espécies de plantas campestres, apenas para o estado do RS, e Klein (1975, 1984) estimou aproximadamente 4000 espécies. Apesar dessa estimativa ser menor que o número proposto para a região do Cerrado brasileiro (6000 espécies vasculares; Furley 1999), deve-se considerar que o Cerrado (área total: 2 milhões km²) ocupa uma área muito maior que a dos Campos do sul do Brasil e, por isso, também inclui uma amplitude de condições climáticas e edáficas maior (Furley 1999) que a região comparativamente uniforme dos Campos Sulinos (Ministério do Meio Ambiente (MMA) 2000). Assim, o Cerrado também inclui uma maior diversidade de tipos de vegetação, desde fisionomias campestres até florestais (*e.g.* Oliveira-Filho & Ratter 2002, para uma visão geral).

O “Projeto de Conservação e Uso Sustentável da Diversidade Brasileira”, do governo federal (conhecido como PROBIO; MMA 1996), promoveu *workshops* que identificaram cerca de 900 áreas prioritárias a serem conservadas em todo o país (MMA 2002, Silva 2005) e conduziu a inventários florísticos e faunísticos em áreas até então não estudadas, inclusive no sul do Brasil. Campos do Planalto Sul-Brasileiro, *i.e.* campos inseridos no bioma Mata Atlântica (um total de 1.374.000 ha; 1/10 da área total dos Campos), no RS e SC, foram incluídos neste projeto. Como resultado, foram listadas 1161⁶ espécies, das quais 107 são endêmicas e 76 ameaçadas de extinção, levando em consideração dados de campo, de herbário e a literatura disponível (Boldrini 2009). Não existe uma compilação exaustiva para os campos das porções sul e oeste do RS.

Apesar destes avanços recentes, a região dos Campos do sul do Brasil permanece em grande parte ainda “insuficientemente conhecida” (Giulietti *et al.* 2005). Portanto, uma análise da flora da região como um todo ainda não é possível (como provavelmente também é o caso em outros biomas brasileiros), mas alguns padrões gerais são claros. As famílias vegetais mais ricas em espécies nos Campos são Asteraceae (*ca.* 600 espécies), Poaceae (*ca.* 400–500), Leguminosae (*ca.* 250) e Cyperaceae (*ca.* 200) (números baseados nos trabalhos de Boldrini 1997, Boldrini 2002, Araújo 2003, Longhi-Wagner 2003, Matzenbacher 2003, Miotto & Waechter 2003). Muitas espécies, especialmente de gramíneas C4, também ocorrem no bioma Cerrado (onde há poucas gramíneas C3), enquanto muitas das espécies C3 ocorrem nos campos temperados mais ao sul, na região do Rio da Prata. A coexistência de espécies C3 e C4 é uma das características conspícuas dos Campos do sul do Brasil.

Levantamentos florísticos e fitossociológicos por toda a região dos campos são ainda necessários, a fim de se obter estimativas mais concretas da riqueza de espécies. Somente isso permitiria uma expressiva classificação florística dos campos e uma comparação com outras regiões de campo e

⁶ Os números na versão do artigo na revista PPEES foram atualizados.

savana da América do Sul, incluindo estudos sobre conexões florísticas. Além disso, seria possível prover informações sobre a diversidade e o estado de ameaça de diferentes tipos de comunidades, assim servindo como uma base para esforços de conservação dos Campos. Tais estudos deveriam incluir investigações sobre aspectos espaciais da diversidade, tais como relações espécie-área ou informação sobre a diversidade em nível de parcela. Overbeck *et al.* (2005) encontraram que áreas de campo (campos sob regime de fogo em uma área de mosaico floresta-campo, na região de Porto Alegre) podem ter uma diversidade muito alta em pequena escala; em média 34 espécies num quadro de 0,75 m². No total, aproximadamente 450 espécies de plantas vasculares podem ser encontradas nos 220 ha de campo da área de estudo (Overbeck *et al.* 2006), colocando estes campos entre as comunidades campestres mais ricas em espécies do mundo.

O uso da terra e a transformação dos Campos do sul do Brasil

A expansão da produção agrícola e da silvicultura

Até o presente, as mudanças no uso da terra no sul do Brasil têm sido mal documentadas, comparado a outras regiões do Brasil (*e.g.* Cerrado, Klink & Moreira 2002, ou Amazônia, Fearnside 2005) e as causas e conseqüências socioeconômicas dessas mudanças quase não têm sido investigadas (Naumov 2005, para uma revisão sobre o Brasil). Uma vez que não existem análises disponíveis (mas veja o Capítulo 23), na maior parte das vezes nos referimos aqui a dados do censo agrícola brasileiro de 1996 (IBGE 2005). Em 1970, a área total de Campos no sul do Brasil era 18 milhões ha (Nabinger *et al.* 2000), ao passo que em 1996 a área estava em 13,7 milhões ha (*i.e.* 23,7% da área total dessa região), sendo 10,5 milhões ha no RS (área total: 28,2 milhões ha), 1,8 milhão ha em SC (área total: 9,6 milhões ha) e 1,4 milhão ha no PR (área total: 20 milhões ha). Assim, um decréscimo de 25% da área total dos campos naturais ocorreu nos últimos 30 anos devido a uma forte expansão das atividades agrícolas. A produção de milho (*Zea mays*), por exemplo, aumentou de 1,4 para 11,8 milhões de toneladas de 1940 a 1996, a produção de soja aumentou de 1530 toneladas em 1940 para 10,7 milhões de toneladas em 1996 e a produção de trigo passou de 95 mil para 1,4 milhão de toneladas durante o mesmo período (censo agrícola de 1996; dados do IBGE), os aumentos em área ocorreram principalmente às custas dos campos naturais. Somente no RS, 7 milhões ha foram usados para produção de soja em 2000/2001 (Bisotto & Farias 2001). Os três Estados do sul do Brasil atualmente produzem 60% do arroz no Brasil (sendo 50% apenas no RS), totalizando 6,5 milhões ha em área (EMBRAPA, 2005).

O cultivo de árvores exóticas tem recebido muitos incentivos, tanto das indústrias privadas quanto do governo, para produção de celulose, por exemplo. A área com cultivo de árvores no sul do Brasil, em 1996, era cerca de 1,9 milhão ha (IBGE 2005); novos e atuais projetos aumentarão essa área num futuro próximo. Particularmente nos campos do Planalto Sul-Brasileiro, áreas que antes eram utilizadas com pecuária foram transformadas em plantações de *Pinus* sp. de grandes extensões. Uma vez que o retorno econômico é maior com essas plantações do que com a pecuária, as áreas plantadas com *Pinus* estão aumentando rapidamente a cada ano. As plantações geralmente não são sistemas silvopastoris, onde pelo menos parte da composição original de espécies permanece, mas densas monoculturas, que não permitem o crescimento de plantas no sub-bosque devido à falta de luz. Áreas próximas com campos são freqüentemente invadidas por *Pinus*, por causa da sua efetiva dispersão de sementes e capacidade de germinação em vegetação aberta (Bustamante & Simonetti 2005), o que é facilmente observado em toda a região. No sul do RS, plantações de *Eucalyptus* sp. (e em menor extensão, *Acacia* sp.) estão aumentando em área rapidamente, também levando à perda de espécies campestres (Pillar *et al.* 2002). Dados mais específicos do impacto dessas plantações na flora e fauna no sul do Brasil não existem, assim como dados recentes e confiáveis sobre a expansão espacial das plantações de árvores.

Pastagens cultivadas

A intensificação dos sistemas de produção pecuária tem levado ao aumento na área de pastagens cultivadas. Apesar da alta produtividade e potencial forrageiro de muitas espécies nativas, elas não são exploradas comercialmente e as pastagens cultivadas são produzidas principalmente com espécies exóticas (Nabinger *et al.* 2000). Em 1996, 7 milhões ha na região sul do Brasil eram utilizados com pastagens cultivadas, principalmente com espécies não-nativas.

Algumas espécies importantes de pastos cultivados são *Axonopus jesuiticus* (Araújo) Valls, *Paspalum notatum* var. *saurae* Parodi, ambas espécies nativas, e as exóticas *Pennisetum americanum* K. Schum., *Urochloa* P. Beauv. spp. (sin. *Brachiaria* (Trin.) Griseb. spp.) (espécies de verão), *Lolium multiflorum* Lam. e *Avena strigosa* Schreb. (espécies de inverno), juntamente com algumas leguminosas exóticas (*e.g.* Nabinger *et al.* 2000). Enquanto essas espécies têm alto valor forrageiro, sua introdução em larga escala leva a perdas de campos naturais. Nem todas as espécies forrageiras exóticas introduzidas têm efeitos econômicos positivos. Um exemplo é *Eragrostis plana* Nees (Capim-anoni, Poaceae), uma espécie africana introduzida nos anos 1950, que demonstrou ser de baixa palatabilidade e não satisfazer as demandas nutricionais do gado; no entanto, ela se espalhou rapidamente por toda a região devido a sua alta produção de sementes e possíveis efeitos alelopáticos. Atualmente, estima-se que cerca de 400 mil ha no Estado do RS já tenham sido invadidos por essa espécie, com impactos negativos na diversidade dos campos e na qualidade da forragem (Medeiros *et al.* 2004, veja também Capítulo 25).

Sobrepastejo e erosão

Atualmente, a baixa produtividade das pastagens no sul do Brasil reflete manejo insustentável (Maraschin 2001). A produção limitada de biomassa ao longo do inverno resulta no sobrepastejo durante esse período, com grandes perdas de peso do gado sob manejo inapropriado. O sobrepastejo tem conseqüências negativas para a cobertura do solo, facilitando a degradação em regiões com condições de solos vulneráveis. O exemplo mais dramático disso está na parte sudoeste do RS, onde ocorreram a erosão severa e processos de arenização, formando extensas manchas de areia em substratos areníticos não-consolidados (Trindade 2003). Em 2002, essa região foi incluída como “Área de Atenção Especial” no mapa de diagnóstico de desertificação do Brasil, com área afetada total alcançando 37 km² (Suertegaray *et al.* 2001). Onde as condições edáficas foram susceptíveis à erosão, o sobrepastejo acelerou enormemente esses processos. Trindade (2003) demonstrou que a exclusão temporária do pastejo pode ser efetiva ao permitir a colonização de áreas erodidas por espécies vegetais das comunidades do entorno; dessas espécies, as gramíneas *Elionurus* sp. e *Axonopus argentinus*⁷ Parodi se mostraram mais tolerantes ao soterramento pela areia. O manejo adequado do campo, direcionado à manutenção da cobertura vegetal e, conseqüentemente, à proteção do solo contra a erosão hídrica e eólica, poderia impedir esses problemas de degradação no futuro.

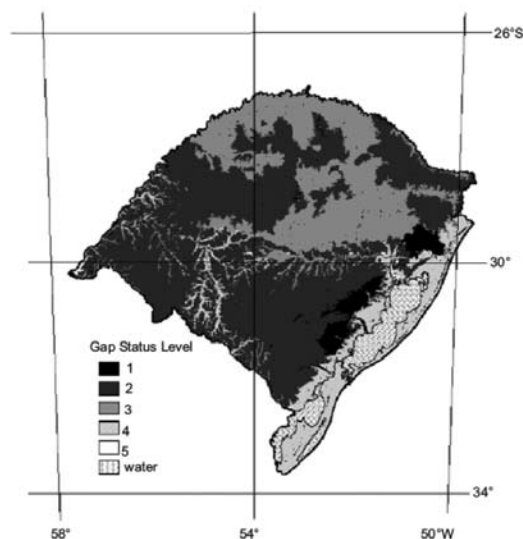


Figura 2.3 Níveis de representatividade (*Gap Status Level*) em unidades de conservação maiores que 1000 ha de diferentes regiões fitoecológicas no Rio Grande do Sul. Os níveis variam de 0% (1) a 7,1% (5). As amplitudes de cada nível de representatividade não são iguais, nem os níveis são contínuos. Veja no texto os valores exatos para os diferentes tipos de vegetação.

⁷ A versão do artigo na revista PPEES está com o nome *Axonopus pressus* (Ness) Parodi. A espécie foi corrigida.

Conservação na região dos Campos

Apenas 453 km² dos Campos Sulinos estão protegidos em Unidades de Conservação (UC) de proteção integral, o que equivale a menos de 0,5% da área total desta formação vegetal (MMA 2000). A maior parte deste percentual está nos mosaicos de Campos e floresta com Araucária, nos Parques Nacionais dos Aparados da Serra, da Serra Geral e de São Joaquim (norte do RS e SC).

Com a finalidade de identificar os tipos de vegetação do RS que estão sub-representados ou completamente ausentes no atual sistema de áreas protegidas, foi realizada uma análise regional de lacunas (gap analysis; Jennings 2000) para todo RS (considerando tanto florestas como campos), incluindo as áreas com mais de 1000 ha, protegidas conforme as categorias I, II, III e IV da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN; Olson & Dinerstein 1998). O status das categorias utilizadas na análise foram os mesmos adotados por Stoms (2000). O resultado da análise revelou cinco níveis diferentes de lacunas (Fig. 2.3), todas abaixo dos 10% necessários para uma efetiva conservação da biodiversidade, conforme sugerido no IV Congresso Internacional sobre Parques Nacionais e Áreas Protegidas (McNeeley 1993) e adotado pelo governo brasileiro. Os níveis variam de 0% a 7,1% de representatividade (Floresta Estacional Semidecidual (0%; nenhuma UC > 1000 ha): nível 1; Campos (0,14%): nível 2; Floresta com Araucária (0,36%) e Floresta Estacional Decidual (0,41%): nível 3; Formações Pioneiras (2,62%) e Floresta Atlântica *stricto sensu* (3,61%): nível 4; e Savana Parque *Acacia-Prosopis* (7,09%): nível 5). Portanto, apesar da elevada riqueza de espécies e da ameaça pelas mudanças no uso da terra, os Campos do RS estão praticamente sem representatividade em UC. Além disso, não há nenhuma área de preservação nas categorias I a IV na área reconhecida pelo IBGE (2004) como bioma Pampa, ou seja, na metade sul do RS.



Figura 2.4 Paisagens dos Campos do sul do Brasil. a) campo pastejado em mosaicos com a Floresta com Araucária, Bom Jesus, planalto norte do RS. A gramínea dominante é *Andropogon lateralis* Ness. As florestas são frequentemente encontradas em pequenos vales ou ao longo das escarpas. Foto: I. I. Boldrini. b) Arbustos de *Baccharis uncinella* DC. (Asteraceae) invadindo áreas de campo excluído por cerca de 15 anos, São Francisco de Paula, planalto norte do RS. Gramíneas dominantes são *Sorghastrum setosum* (Arechav.) Herter e *Andropogon lateralis* Ness. Foto: V. D. Pillar. c) Remanescentes de campos pastejados de *Aristida jubata* (Arechav.) Herter (barba-de-bode, Poaceae), próximo a Passo Fundo, noroeste do RS. A maioria da região foi transformada em áreas de agricultura intensiva (produção de soja e trigo, principalmente). Na frente, *Baccharis trimera* (Less.) DC. (carqueja, Asteraceae) e *Eryngium horridum* Malme (caraguatá, Apiaceae), espécies geralmente rejeitadas pelo gado. Foto: V. D. Pillar.

Apenas a proteção legal pode efetivamente proibir a transformação dos campos naturais em áreas para agricultura ou silvicultura, prevenindo assim a perda completa da vegetação. Campos. Entretanto, pelo menos nas regiões onde a maioria dos estudos foi conduzida, os campos não podem ser mantidos como tais em áreas de proteção integral, ou seja, com um status de conservação que não permite a interferência humana por longa data. No sistema brasileiro de unidades de conservação, a conservação em Parques Nacionais exclui toda e qualquer interferência antropogênica e “distúrbios” como pastejo e fogo. Como discutido acima, em muitas áreas, os campos excluídos de manejo com pastejo e/ou fogo são sujeitos ao adensamento com arbustos e subsequentemente tenderão a florestas, mesmo que demore décadas, o que depende da situação local e da proximidade com bordas florestais. Em mosaicos de floresta e campo, como nas atuais unidades de conservação do Planalto Sul-Brasileiro, este processo parece estar ocorrendo relativamente rápido (Oliveira & Pillar 2004). Os campos atualmente protegidos em áreas de conservação com proteção integral (categorias I-III da IUCN; veja Rylands & Brandon 2005), tais como os Parques Nacionais, parecem estar destinados à extinção, visto que nenhum manejo pode ser aplicado. Não existem dados sobre se queimadas naturais, suficientemente frequentes, ocorreriam nas áreas a ponto de preservar os campos sob as atuais condições climáticas, como é o caso, por exemplo, para áreas protegidas no Cerrado (*e.g.* Ramos-Neto & Pivello 2000, Medeiros & Fiedler 2004). O fogo deveria ser, portanto, considerado como uma ferramenta legal para a conservação nos Campos do sul do Brasil, pelo menos em áreas onde o manejo com pastejo não for possível. Por outro lado, o regime de fogo (*e.g.* período e frequência de queimadas) deve ser cuidadosamente avaliado, uma vez que o atual conhecimento é insuficiente para assegurar os resultados desejados. Talvez ainda mais importante, a continuidade do manejo com pastejo extensivo por rebanhos sobre extensas áreas devesse ser mantida e incentivada por instituições governamentais (Pillar *et al.* 2006).

Como meta, dever-se-iam conciliar propostas econômicas e práticas sustentáveis de manejo com pastejo, encorajando a reintrodução de gramíneas forrageiras nativas e estimulando o diferimento (pousio) regular das pastagens, com pastejo rotativo (*e.g.* Gonçalves *et al.* 1999). Áreas de proteção nas categorias IV, V ou VI da IUCN, ou seja, com conservação menos estrita, que permite certos tipos de uso da terra seriam, pois, mais adequadas e efetivas que áreas de conservação nos níveis maiores (I-III): o manejo é essencial para a conservação dos campos. Por outro lado, áreas de campos dentro de UC sob proteção integral proporcionam uma oportunidade única para pesquisas em dinâmica da vegetação e processos sucessionais que ainda não são bem compreendidas. Por exemplo, na ausência de fogo e pastejo, os campos tornar-se-iam florestas em toda a região dos Campos Sulinos? Quanto tempo levaria esse processo e quais são os estágios intermediários? Estas questões, aparentemente simples, estão longe de serem respondidas em várias partes da região dos campos. Particularmente as áreas que compreendem o bioma Pampa na classificação do IBGE (2004), ou seja, na metade sul do RS, os campos podem permanecer relativamente estáveis, mesmo na ausência de manejo, ao contrário dos campos em contato próximo à vegetação florestal sobre o Planalto, como discutido anteriormente, mas não há estudos de longa duração nessas regiões. Os resultados de estudos sobre sucessão proporcionariam uma base essencial para o desenvolvimento de estratégias de manejo sustentável dos Campos do sul do Brasil. Ações de conservação são urgentes, se com elas for possível frear a perda de áreas campestres e evitar processos de extinção – porém, a conservação da biodiversidade dos campos precisa refletir propriedades ecológicas e processos sucessionais e, portanto, permitir práticas de manejo adequadas.

Agradecimentos

As pesquisas que conduziram este trabalho foram parte de um projeto de cooperação Brasil-Alemanha, apoiado pela CAPES (Brasil), pelo DAAD (Serviço de Intercâmbio Acadêmico da Alemanha), DFG (Fundação para a Pesquisa da Alemanha) e estado da Baviera (Alemanha). VP recebeu bolsa do CNPq (Brasil). Nossos agradecimentos também a Peter J. Edwards e Catherine Burns, pela revisão do manuscrito em inglês.

Referências

- Anderson R.C. 1982. An evolutionary model summarizing the roles of fire, climate, and grazing animals in the origin and maintenance of grasslands: an end paper. In: *Grasses and Grasslands. Systematics and Ecology* (eds. Estes JR, Tylor RJ & Brunken JN). University of Oklahoma Press Norman, pp. 297-308.
- Araújo A.C. 2003. Cyperaceae nos Campos sul-brasileiros. In: *54 Congresso Nacional de Botânica*. Sociedade Botânica do Brasil Belém, pp. 127-130.
- Archer S. 1990. Development and stability of grass/woody mosaics in a subtropical savanna parkland, Texas, U.S.A. *Journal of Biogeography* 17: 453-462.
- Barthlott W., Lauer W. & Placke A. 1996. Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. *Erdkunde* 50: 317-327.
- Behling H. 1998. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. *Review of Palaeobotany and Palynology* 99: 143-156.
- Behling H. 2002. South and southeast Brazilian grassland during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 177: 19-27.
- Behling H., Bauermann S.G. & Neves P.C.P. 2001. Holocene environmental changes in the São Francisco de Paula region, southern Brazil. *J. South Am. Earth Sci.* 14: 631-639.
- Behling H. & Pillar V.D. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 362: 243-251.
- Behling H., Pillar V.D., Müller S.C. & Overbeck G.E. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 10: 81-90.
- Behling H., Pillar V.D., Orlóci L. & Bauermann S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 203: 277-297.
- Behling H., Pillar V.D., Orlóci L. & Bauermann S.G. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133: 235-248.
- Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Áreas valiosas de pastizal em las pampas y campos de Argentina, Uruguay e sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires
- Bisotto V. & Farias A.D. 2001. Algumas considerações sobre a cultura do soja. In: *29 Reunião de pesquisa da soja na região Sul. Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2001/2002*. FEPAGRO Porto Alegre, pp. 7-17.
- Boldrini I.B. 1997. Campos no Rio Grande do Sul. Fisionomia e problemática ocupacional. *Boletim do Instituto de Biociências da UFRGS* 56: 1-39.
- Boldrini I.I. 2002. Campos Sulinos: caracterização e biodiversidade. In: *Biodiversidade, conservação e uso sustentável da Flora do Brasil* (eds. Araújo EdL, Noura AdN, Sampaio EvdSB, Gestinari LMDs & Carneiro JdMT) Recife, pp. 95-97.
- Boldrini I.I. (ed.) 2009. *Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Boldrini I.I. & Eggers L. 1996. Vegetação campestre do sul do Brasil: resposta e dinâmica de espécies à exclusão. *Acta Bot. Bras.* 10: 37-50.
- Bond W.J. 2005. Large parts of the world are brown or black: a different view on the 'Green World' hypothesis. *Journal of Vegetation Science* 16: 261-266.
- Bond W.J. & Midgley G.F. 2000. A proposed CO₂-controlled mechanism of woody plant invasion in grassland and savannas. *Global Change Biology* 6: 865-869.
- Bond W.J., Midgley G.F. & Woodward F.I. 2003. What controls South African vegetation – climate or fire? *South African Journal of Botany* 69: 1-13.
- Box E. 1986. Some climatic relationships of the vegetation of Argentina, in global perspective. *Veröff. Geobot. Inst. ETH* 91: 181-216.
- Brandon K., Fonseca G.A.B., Rylands A.B. & Silva J.M.C. 2005. Special section: Brazilian conservation: challenges and opportunities. *Conservation Biology* 19: 595-600.
- Breckle S.-W. 2002. *Walter's Vegetation of the Earth*. Springer, Berlin, Heidelberg
- Bredenkamp G.J., Spada F. & Kazmierczak E. 2002. On the origin of northern and southern hemisphere grasslands. *Plant Ecology* 16: 209-229.
- Bullock J.M. 1996. Plant competition and population dynamics. In: *The Ecology and Management of Grazing Systems* (eds. Hodgson J & Illius AW). CAB International Wallingford, pp. 69-100.
- Burkart A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. *Taxon* 24: 53-66.
- Bustamante R.O. & Simonetti J.A. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasion* 7: 243-249.
- Cabral A.C., De Miguel J.M., Rescia A.J., Schmitz M.F. & Pineda F.D. 2003. Shrub encroachment in Argentinean savannas. *Journal of Vegetation Science* 14: 145-152.
- Cabrera A.L. & Willink A. 1980. *Biogeografía da América Latina*. 2 ed. OEA, Washington, 117 p.
- Cavalcanti R.B. & Joly C.A. 2002. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. In: *The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (eds. Oliveira PS & Marquis RJ). Columbia University Press New York, pp. 351-367.
- Coughenour M.B. 1991. Spatial components of plant-herbivore interactions in pastoral, ranching, and native ungulate ecosystems. *Journal Range Management* 44: 530-541.
- Díaz S., Acosta A. & Cabido M. 1992. Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. *Journal of Vegetation Science* 3: 689-696.
- Díaz S., Cabido M., Zak M., Carretero E.M. & Aranibar J. 1999. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science* 10: 651-660.
- Duarte L.d.S., Machado R.E., Hartz S.M. & Pillar V.D. 2006a. What saplings can tell us about forest expansion over natural grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17: 799-808.
- Duarte L.S., Dos-Santos M.M.G., Hartz S.M. & Pillar V.D. 2006b. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral ecology* 31: 520-528.
- EMBRAPA 2005. Cultivo de arroz irrigado no Brasil. In: *Sistemas de Produção*. EMBRAPA.
- Eriksen W. 1978. Ist das Pampaproblem gelöst? *Nat. Wiss. Rundsch.* 31: 142-148.
- Fearnside P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conservation Biology* 19: 680-688.
- Forneck E.D., Müller S.C., Porto M.L. & Pfadenhauer J. 2003. Composição, distribuição e estratégias de dispersão das espécies lenhosas em manchas insulares florestais nos campos do morro Santana, Porto Alegre, RS, Brasil. In: *Anais de trabalhos completos do VI Congresso de Ecologia do Brasil*. Editora da Universidade Federal do Ceará Fortaleza, pp. 101-103.
- Furley P.A. 1999. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. *Global Ecology and Biogeography Letters* 8: 223-241.

- Giulietti A.M., Harley R.M., Queiroz L.P., Wanderley M.G.L. & van der Berg C. 2005. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. *Conservation Biology* 19: 632-639.
- Gonçalves J.O.N., Girardi-Deiro A.M. & Gonzaga S.S. 1999. *Efeito do diferimento estacional sobre a produção e composição botânica de dois Campos naturais, em Bagé, RS*. EMBRAPA Pecuária Sul, Bagé
- Gonçalves J.O.N., Girardi-Deiro A.M. & Mota A.F. 1997. *Limpeza de campo na Serra do Sudeste, RS*. EMBRAPA CPP-SUL, Bagé
- Heringer I., Jacques A.V.A., Bissani C.A. & Tedesco M. 2002. Características de um latossolo vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo. *Ciência Rural* 32: 309-314.
- Higgins S.L., Bond W.J., Winston S. & Trollope W. 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology* 88: 213-229.
- Hoffmann W.A. & Moreira A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: *The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (eds. Oliveira PS & Marquis RJ). Columbia University Press New York pp. 159-177.
- IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil
- IBGE 2005. Censo Agropecuário. URL <http://www.sidra.ibge.gov.br>
- Jacques A.V.Á. 2003. A queima das pastagens naturais – efeitos sobre o solo e a vegetação. *Ciência Rural* 33: 177-181.
- Jennings M.D. 2000. Gap analysis: concept, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5-20.
- Kern A.A. 1994. *Antecedentes Indígenas*. Editora da Universidade, Porto Alegre
- Klink C.A. & Moreira A.G. 2002. Past and current human occupation, and land use. In: *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (eds. Oliveira PS & Marquis RJ). Columbia University Press New York, pp. 69-90.
- Landsberg J., Lavorel S. & Stol J. 1999. Grazing response among understorey plants in arid rangelands. *Journal of Vegetation Science* 10: 683-696.
- Langevelde F.V., Van de Vijver C.A.D.M., Kumar L., Koppel J.v.d., Ridder N.d., Andel J.V., Skidmore A.K., Hearne J.W., Stroosnijder L., Bond W.J., Prins H.H.T. & Rietkerk M. 2003. Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology* 84: 337-350.
- Lavorel S., McIntyre S. & Grigulis K. 1999. Plant response to disturbance in a Mediterranean grassland: how many functional groups? *Journal of Vegetation Science* 10: 661-672.
- Ledru M.P., Salgado-Labouriau M.L. & Lorscheitter M.L. 1998. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr B.P. *Review of Palaeobotany and Palynology* 99.
- Leite P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. *Ciência & Ambiente* 24: 51-73.
- Leite P.F. & Klein R.M. 1990. Vegetação. In: *Geografia do Brasil: Região Sul* (ed. IBGE). Instituto Brasileiro de Geografia e estatística Rio de Janeiro, pp. 113-150.
- Lewinsohn T.M. & Prado P.I. 2005. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology* 19: 619-624.
- Lindman C.A.M. 1906. *A Vegetação no Rio Grande do Sul*. EDUSP/Itatiaia, São Paulo/Belo Horizonte
- Llorens E.M. & Frank E.O. 2004. El fuego en la provincia de La Pampa. In: *Fuego en los Ecosistemas Argentinos* (eds. Kunst C, Bravo S & Panigatti JL). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Santiago del Estero, pp. 259-268.
- Longhi-Wagner H.M. 2003. Diversidade florística dos Campos sul-brasileiros: Poaceae. In: *54 Congresso Nacional de Botânica*. Sociedade Botânica do Brasil Belém, pp. 117-120.
- Longman K.A. & Jenik J. 1992. Forest-savanna boundaries: general considerations. In: *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries* (eds. Furley PA, Proctor J & Ratter JA). Chapman & Hall London, pp. 3-20.
- Lovejoy T.E. 2005. Spotlight on Brazil. *Conservation Biology* 19: 587-588.
- Machado R.E. 2004. *Padrões vegetacionais em capões de Floresta com Araucária no Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 164.
- Maraschin G.E. 2001. Production potential of South America grasslands. In: *International Grassland Congress* São Paulo, pp. 5-15.
- Marchiori J.N.C. 2002. Considerações terminológicas sobre os Campos Sulinos. *Ciência & Ambiente* 24: 139-150.
- Matzenbacher N.I. 2003. Diversidade florística dos Campos sul-brasileiros: Asteraceae. In: *54 Congresso Nacional de Botânica*. Sociedade Botânica do Brasil Belém, pp. 124-127.
- McNeeley J.A. (ed.) 1993. *Parks for Life: Report of the IV World Congress on National Parks and Protected Areas*. IUCN/WCPA, Gland.
- Medeiros M.B. & Fiedler N.C. 2004. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. *Ciência Florestal* 14: 157-168.
- Medeiros R.B.d., Pillar V.D. & Reis J.C.L. 2004. Expansão de *Eragrostis plana* Ness. (Capim Annoni-2) no Rio Grande do Sul e indicativos de controle. In: *20 Reunión del grupo técnico regional del Cono Sur en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical*. Grupo Campos Salta, pp. 208-211.
- Miotto S.T.S. & Waechter J.L. 2003. Diversidade florística dos Campos sul-brasileiros: Fabaceae. In: *54 Congresso Nacional de Botânica*. Sociedade Botânica do Brasil Belém, pp. 121-124.
- Miranda H., Bustamante M.M.C. & Miranda A.C. 2002. The fire factor. In: *The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (eds. Oliveira PS & Marquis RJ). Columbia University Press New York, pp. 51-68.
- Mittermeier R.A., Fonseca G.A.B., Rylands A.B. & Brandon K. 2005. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 601-607.
- MMA 1996. Programa Nacional da Diversidade Biológica, Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. URL <http://www.mma.gov.br.br/port/sbf/chm/probio.html>
- MMA 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. MMA/SBF, Brasília, 40 p.
- MMA 2002. *Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – PROBIO. Relatório de atividades PROBIO 2002-2004*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília
- Müller S.C. 2005. *Padrões de espécies e tipos funcionais de plantas lenhosas em bordas de floresta e campo sob influência do fogo*. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 150.
- Müller S.C., Overbeck G.E., Pfadenhauer J. & Pillar V.D. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189: 1-14.
- Nabinger C., Moraes A. & Maraschin G.E. 2000. Campos in Southern Brazil. In: *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson JG, Moraes A & Maraschin GE). CABI Publishing Wallingford, pp. 355-376.
- Naumov A.S. 2005. Land use in Brazil: major contemporary changes and their driving forces. In: *Understanding Land-Use and Land-Change in Global and Regional Context* (eds. Milanova E, Himiyama Y & Bicik I). Science Publishers Enfield, pp. 207-223.
- Nimer E. 1990. Clima. In: *Geografia do Brasil: Região Sul* (ed. IBGE). IBGE Rio de Janeiro, pp. 151-187.
- Oliveira J.M.d. & Pillar V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5: 197-202.

- Oliveira P.S. & Marquis R.J. 2002. *The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York
- Oliveira-Filho A.T. & Fontes M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793-810.
- Oliveira-Filho A.T. & Ratter J.A. 2002. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: *The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (eds. Oliveira PS & Marquis RJ). Columbia University Press New York, pp. 91-120.
- Olson D.M. & Dinerstein E. 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12: 502-515.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Pfadenhauer J. & Pillar V.D. 2006. Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in a burned grassland in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 1073-1090.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Pillar V.D. & Pfadenhauer J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.
- Overbeck G.E. & Pfadenhauer J. 2007. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora* 202: 27-49.
- Pillar V.D. 2003. Dinâmica de expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: *Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação* (ed. Claudino-Sales V). Expressão Gráfica e Editora Fortaleza, pp. 209-216.
- Pillar V.D., Boldrini I.I., Hasenack H., Jacques A.V.Á., Both R., Müller S.C., Eggers L., Fidelis A.T., Santos M.M.G., Oliveira J.M., Cerveira J., Blanco C.C., Joner F., Cordeiro J.L. & Pinillos Galindo M. 2006. Workshop "Estado atual e desafios para a conservação dos campos". In: UFRGS (disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>) Porto Alegre, p. 24.
- Pillar V.D., Boldrini I.I. & Lange O. 2002. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. *Pesq. agropec. bras.* 37: 753-761.
- Pillar V.D. & Quadros F.L.F. 1997. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12: 119-126.
- Porto A. 1954. *História das Missões Orientais do Uruguai*. Livraria Selbach, Porto Alegre
- Quadros F.L.F. & Pillar V.D. 2001. Dinâmica vegetacional em pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo. *Ciência Rural* 31: 863-868.
- Rambo B. 1956a. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Selbach, Porto Alegre
- Rambo B. 1956b. A flora fanerogâmica dos aparados riograndenses. *Sellowia* 7: 235-298.
- Ramos-Neto M.B. & Pivello V.R. 2000. Lighting fires in a Brazilian Savanna National Park: rethinking management strategies. *Environmental Management* 26: 675-684.
- Rheinheimer D.d.S., Santos J.C.P., Fernandes V.B.B., Alvaro L.M. & Almeida J.A. 2003. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. *Ciência Rural* 33: 49-55.
- Rodríguez C., Leoni E., Lezama F. & Altesor A. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14: 433-440.
- Roques K.G., O'Connor T.G. & Watkinson A.R. 2001. Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology* 38: 268-280.
- Rylands A.B. & Brandon K. 2005. Brazilian protected areas. *Conservation Biology* 19: 612-618.
- Sauer C.O. 1950. Grassland climax, fire, and man. *J. Range Manage.* 3: 16-21.
- Schmitz P.I. 1996. Migrantes da Amazônia: a tradição Tupiguarani. In: *Arqueologia pré-histórica do Rio Grande do Sul* (ed. Kern AA). Mercado Aberto Porto Alegre, pp. 295-330.
- Scholes R.J. & Archer S.R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 517-544.
- Schultz J. 2005. *The Ecozones of the World*. Springer, Berlin, Heidelberg
- Senft R.L., Coughenour M.B., Bailey D.W., Rittenhouse L.R., Sala O.E. & Swift D.M. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience* 37: 789-799.
- Silva M. 2005. The Brazilian protected areas program. *Conservation Biology* 19: 608-611.
- Soriano A., León R.J.C., Sala O.E., Lavado R.S., Derégibus V.A., Cahuepé O., Scaglia A., Velázquez C.A. & Lemcoff J.H. 1992. Río de la Plata Grasslands. In: *Ecosystems of the World. Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere* (ed. Coupland RT). Elsevier Amsterdam, pp. 367-407.
- Sternberg L.D.S.L. 2001. Savanna-forest hysteresis in the tropics. *Global Ecology and Biogeography Letters* 10: 369-378.
- Stoms D.M. 2000. GAP management status and regional indicators of threats to biodiversity. *Landscape Ecology* 15: 21-33.
- Suertegaray D.M.A., Guasseli L.A. & Verdum R. 2001. *Atlas de arenização: Sudoeste do Rio Grande do Sul*. Secretaria da Coordenação e Planejamento, Porto Alegre
- Teixeira M.B., Coura-Neto A.B., Pastore U. & Rangel Filho A.L.R. 1986. Vegetação. In: *Levantamento de recursos naturais* (ed. IBGE). IBGE Rio de Janeiro, pp. 541-632.
- Trindade J.P.P. 2003. *Processos de degradação e regeneração de vegetação campestre de áreas do sudoeste do Rio Grande do Sul*. Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 125.
- Valls J.F.M. 1975. Estudos botânicos no Parque Estadual de Torres, Rio Grande do Sul. I. Levantamento florístico da área da Guarita. *Iheringia* 20: 35-57.
- Van Auken O.W. 2000. Shrub Invasions of North American Semiarid Grasslands. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31: 197-215.
- Vincent C. 1935. A queima dos Campos. *Rev. Ind. Anim.* 3: 286-299.
- Vogl R.J. 1974. Effects of fire on grasslands. In: *Fire and ecosystems* (eds. Kozlowski TT & Ahlgren CE). Academic Press New York, pp. 139-194.
- Waechter J.L. 2002. Padrões geográficos na flora atual do Rio Grande do Sul. *Ciência & Ambiente* 24: 93-108.
- Walker B. 2001. Tropical Savanna. In: *Global biodiversity in a changing environment* (eds. Chapin FS, Sala OE & Huber-Sannwald E). Springer Berlin, pp. 139-156.
- Walter H. 1967. Das Pampaproblem in vergleichend ökologischer Betrachtung und seine Lösung. *Erdkunde* 21: 181-202.



Valério Pillar. Campos do Morro Santana em Porto Alegre, RS.



Capítulo 3

Tchê¹ Pampa: histórias da natureza gaúcha

Dirce M. A. Suertegaray² & Luís Alberto Pires da Silva³

“Ousaríamos afirmar que o andar ereto lançou o antropóide em direção ao horizonte geográfico e à evolução biológica. Afastou o centro receptor e processador de estímulos do solo e como bípede lhe ofertou uma linha mais longínqua da **paisagem** savânica, berço desse antropóide. Uma miríade de sensações o horizonte, ao seduzir esse animal ousadamente bípede, impregnou seu pequeno encéfalo. Patas agora apreendem e vasculham superfícies em busca de novas sensações. A carga extra de material biológico neuroprocessador, impondo mais subsistemas ao sistema complexo já constituído, propiciou a pata/mão, liberta do caminhar, a possibilidade de “agarrar” a paisagem, sorvê-la por horas ou confrontar duas rochas até liberarem uma centelha de luz e pelo fogo consumir esse horizonte. A necessidade da escolha marcará por todo o sempre esse novo arquiteto de paisagens”. (Pires da Silva 2008)

Introdução

Este texto propõe-se a expressar um olhar sobre as **Paisagens de campo** (Fig. 3.1) e as diferentes configurações de uso ao longo do tempo. Para tanto é necessário um recorte, espacial e temporal. Este recorte diz respeito aos campos e seus usos na região da fronteira do **Rio Grande do Sul** com o Uruguai e a Argentina, em particular, a partir de nossos estudos sobre o processo de **arenização**. A escala temporal abordada vincula-se a duas dimensões analíticas: a geológica, especialmente, os períodos recentes da era Cenozóica e a histórico-geográfica, ou seja, a escala que diz respeito à ocupação desse espaço socialmente.

Para fazer essa leitura descortina-se uma **janela temporal**. A janela que nos permitirá essa reconstituição são os areais, feições que ocorrem nesse espaço, desencadeantes de pesquisas e propostas de reconstituição. A reconstituição da Paisagem de campos será feita aqui a partir dessa janela. Ela nos permite perceber o passado sob diferentes óticas.

Foto de abertura: Valério Pillar. Areal no município de Quaraí, RS.

¹ **Tchê**, do tupi-guarani *Chê*, significa relação de pertencimento, *meu, minha*.

² Professora Dra. Titular do Departamento de Geografia do Instituto de Geociências da UFRGS.

³ Biólogo, Professor do Ensino Médio, Mestre em Geografia pela UFRGS.

Pretende-se, portanto, seguir a seguinte estrutura: reconstituir a paisagem de campos, considerando a sua evolução paleoclimática com base em evidências geológicas, geomorfológicas e biogeográficas, resultantes de pesquisas no contexto da busca de entendimento do processo de arenização. Na continuidade pretende-se expressar uma compreensão do processo de ocupação deste espaço, tomando como referência dados arqueológicos e históricos. Sob a perspectiva histórica, é feita uma periodização a partir da ocupação de espanhóis e portugueses. Busca-se demonstrar como ocorreram as transformações de uso desses recursos paisagísticos e articula-se essa construção histórica com a cultura e as transformações atuais indicando as transfigurações desse espaço diante das novas alternativas econômicas sustentadas pelo capital internacional para essa paisagem.



Figura 3.1 Foto da região da Campanha gaúcha (bioma Pampa – brasileiro), Município de Quaraí, 2008.

Bioma Pampa

Os Campos Sulinos, ou **Pampa**⁴, abrangem regiões pastoris de planícies nos três países da América do Sul – cerca de dois terços do estado brasileiro Rio Grande do Sul, as províncias argentinas de Buenos Aires, La Pampa, Santa Fé, Entreríos e Corrientes e a República Oriental do Uruguai. Estão localizados entre 34° e 30° latitude sul e 57° e 63° latitude oeste (Fig. 3.2). No Brasil, o Pampa só existe no Rio Grande do Sul e ocupa 63% do território do estado, na sua história de convívio com a cultura humana foi lhe reservado o destino de servir como um grande *cocho* no decorrer de 300 anos para a produção pecuária. Compondo um mosaico de fatores e elementos, partilhado entre os primeiros caminhantes humanos, aproximadamente 10.000 anos (A.P. – antes do presente), lugar e território de várias etnias de povos pré-colombianos, que lhe denominaram **Pampa**. Termo de origem *quíchua* (ou quechua), língua aborígine da América do Sul, também falada no império Inca, significa “região plana” e está associada à paisagem dominante de extensas planícies cobertas de vegetação rasteira, características do extremo sul do território brasileiro e reunindo sobre o mesmo manto campestre os *hermanos* das Repúblicas Platinas.



Figura 3.2 Abrangência do bioma Pampa, Fonte: Santino, Revista Ecossistemas/Espanha, 2004.

O **Pampa**, como bioma⁵ (IBGE 2004), é a reunião de formações ecológicas que se inter-cruzam em uma formação *ecopaisagística* única, com intenso tráfego de matéria, energia e vida entre os

⁴ Veja também os capítulos 2, 4 e 10, para informações sobre os campos do Planalto Sul-Brasileiro (inseridos no bioma brasileiro Mata Atlântica), as definições de biomas brasileiros e a abrangência biogeográfica da região pampeana.

⁵ Pela classificação brasileira de biomas (IBGE 2004), temos seis grandes biomas e o Pampa é um deles, compreendendo os campos da metade sul do Rio Grande do Sul. Classificações globais de biomas tem denominado esta região como bioma de campos temperados e algumas a reconhecem como bioma Pampa. Além disso, em parte há uma correspondência com a região biogeográfica pampeana (veja Capítulos 2, 10 e 28).

campos, matas ciliares (de galeria), capões de mato e matas de encostas, suas principais formações. Abrange uma área de 176.496 km², 2,07% da parcela do território brasileiro.

A denominação **bioma** (*bio*, vida; *oma*, proliferação) está associada à relação estabelecida entre os conceitos de ecossistemas (de uso corrente pelos biólogos) e paisagens (expressão que articula uma série de elementos temáticos e de maior abrangência conceitual para os geógrafos). Utiliza-se o conceito de *bioma* tanto no que se refere à classificação de grandes paisagens, quanto para designar unidades geográficas contínuas, ainda que sejam compostas por uma miríade de ecossistemas.

Nas extensas planícies do Pampa, com relevo suave de altimetrias que não ultrapassam os 200 m, se destacam os tabuleiros (*Cerros* na denominação local) e as coxilhas, dominantes formas mamelonares compondo suaves ondulações por onde correm famílias de ema ou nhandu (*Rhea americana*). Essa maravilhosa ave pernaltista é a maior ave da América do Sul, ainda confundida por andarilhos desavisados com o avestruz (*Struthio*), seu parente africano.

Foi na Convenção sobre Diversidade Biológica, no transcorrer dos debates da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento Rio, em 1992, que se previram áreas prioritárias para conservação da biodiversidade. Durante o ano de 1998, uma equipe de pesquisadores foi mobilizada pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil para apontar áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica e Campos Sulinos. Após o *workshop* que definiu as áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica e dos Campos Sulinos (MMA 2000), então, se constrói o marco que legitima um novo olhar sobre o bioma Pampa. Na eminência de sua total destruição, em 2004, o Ministério do Meio Ambiente ratificou a aplicação do termo **Bioma**, para o Pampa.

Estas planícies *gaudérias* são um mosaico de paisagens, onde se contorce o minuano; sua superfície está agasalhada sobre o manto de uma vegetação dominada por formações campestres, manchas de matas densas nas encostas dos chapadões de arenito ou *Cerros* (Fig. 3.3), sobre tudo ao norte de rio Ibicuí, e por matas que acompanham os principais cursos d'água, as matas ciliares e matas de galeria, quando a comunidade vegetal arbustiva se localiza em vales úmidos. Flanqueado a sudoeste e sua continuação do *Chaco* argentino, o Pampa limita-se ao norte pelas encostas do Planalto Meridional, coberto, em parte, pela Mata Atlântica e a leste pelo complexo sistema lacustre do litoral gaúcho. Ao sul e parte do sudoeste a vegetação campestre não respeita fronteiras e espalha-se sobre o território uruguaio e grande parte do argentino, nos unindo por irmandade de **paisagens**, que já assistiram muita *peleia*⁶ braba como alternativa de resolver históricas *pendengas*⁷ na coexistência com o tido *Homo sapiens sapiens*.



Figura 3.3 Foto de um mosaico de paisagens típico do bioma Pampa. Município de São Francisco de Assis, 2008.

O cenário das paisagens pampeanas está ambientado sob a influência de um clima temperado, com visita periódica das frentes frias, freqüentes no inverno (junho-setembro), nascem no berço antártico, varrem os campos da Patagônia argentina em direção norte, chegando a galope nos campos da Campanha gaúcha, derrubando as temperaturas. Aqui esse *bagual* ventoso é conhecido como **minuano**, não se detém diante de obstáculos, só o transforma num assobiar anunciador do frio. Vento frio e seco que sopra do sudoeste, empurra a massa de ar quente e úmida estacionada nos *pagos* rio-

⁶ Briga; disputa normalmente acompanhada pela utilização de armas brancas pelos desafetos, como facas ou facões.

⁷ Discussão; briga.

grandenses, pede um *poncho*, uma chaleira no *fogo-de-chão* alimentando o *mate-amargo*, para bem receber esse visitante das invernadas, que à garupa traz muita água do *Patrão* lá do céu. É água de não fazer inveja a nenhum *guasca*⁸!

Precipitações anuais nessa *querência* variam entre 1.250 e 1.500 mm, não se observando a configuração de uma estação seca (Cordeiro & Soares 1977); um clima, significativamente, umidificado privilegia a expansão de vegetais de crescimento secundário (lenhosas de porte arbóreo e arbustivo, como os vegetais das matas de galerias e ciliares) sobre o tapete campestre, onde as condições hídricas e edáficas são favoráveis, como os vales fluviais e as encostas rebaixadas e úmidas (veja Capítulos 1 e 2). Nas demais áreas há o domínio da vegetação prostrada (essencialmente gramíneas) que recobre o solo (veja Capítulo 4). O clima, classificado como mesotérmico brando superúmido (Nimer 1977), acompanha um pacote de invernos frios. É comum as temperaturas baixarem a 0°C e os verões serem quentes, tendo uma variação de 22°C a mais de 24°C de temperatura entre dezembro e março (*in* Suertegaray 1998).

O contexto geomorfológico

A superfície da **Campanha** é para Ab'Saber (1969) uma superfície interplanáltica típica, ela estende-se por grandes extensões do Rio Grande do Sul. Altimetricamente, esta superfície varia de 200 a 220 metros em suas margens e 140 a 180 em seu centro. As rochas que esta superfície arrasou, segundo o autor, foram as mais variadas.

Para o autor, no caso específico do sudoeste do estado, esta superfície se originou a partir de uma estrutura geológica regional homoclinal, previamente aplainada (Superfície da Cadeia) e posteriormente desgastada através de uma disposição da rede hidrográfica representados, particularmente, pelo Rio Jacuí (L-W) e pelo Rio Santa Maria (S-N ou SE- NE). Estes vales, portanto, “*só se definiram, tal como se apresentam hoje, após a generalização desta notável superfície aplainada neogênica*” (Ab'Saber 1969:12). Na expressão poética de Ab'Saber “*nas paisagens da Campanha Gaúcha os remanescentes desta superfície neogênica criaram um panorama indelével: são eles que, a despeito do retrabalhamento por processos morfoclimáticos do Quaternário dão ao observador, postado no alto das coxilhas, uma sensação de horizontes estirados e enfindos*” (Ab'Saber 1969:13).

Nestas paragens domina absoluta, para Ab'Saber, uma forma de relevo reconhecida regionalmente como coxilhas, feições resultantes, em sua interpretação, do efeito mamelonizador decorrente da umidificação do clima mais atual.

Nesta área os mapas geológicos registram as mesmas litologias, os basaltos da Formação Serra Geral e os arenitos eólicos da Formação Botucatu. Mais recentemente o CPRM (2008) registra nas áreas do Bioma Pampa, mais ao norte, uma formação nova denominada **Guará**, de origem fluvio-lacustre.

A formação **Botucatu**⁹ (do tupi *ĩbĩ'tu* ‘vento’ + *ka'tu* ‘bom’) está constituída, predominantemente, por arenitos de estratificação cruzada, resultante da deposição eólica, com inclinação de 30°. Os grãos que o compõem são arredondados, os maiores com mais de 0,5 mm, tendo a superfície fosca e repleta de orifícios diminutos (outro vestígio da ação eólica). Essa formação arenítica se estende por toda a Bacia do Paraná, raramente ultrapassa 100 m de espessura.

A formação do Botucatu é Mesozóica (Triássico), de 220 milhões de anos A.P, momento em que o clima da Terra fica lentamente mais quente, culminando no período Jurássico. As dimensões

⁸ Gaúcho rude. Tira de couro com várias utilidades na lida de campo.

⁹ No Uruguai é denominado **Taquarembó**, no Paraguai **Misiones**. Na Argentina, são conhecidos como Misiones, na província de mesmo nome e como membro **Solari** da formação Curuzú Cuatiá, na bacia Chaco-Paraná (Almeida & Carneiro 1988).

do supercontinente Pangéia e a sua disposição, considerando seu trânsito superficial pelo planeta ao longo das Eras (denominado deriva continental), estavam ao redor da linha do Equador e por isso são apontados pelos paleoclimatólogos como responsáveis por esse aquecimento em escala global, superior aos encontrados atualmente. A paisagem do Rio Grande do Sul era dominada por planícies, com ondulações de poucos metros de altura e lagos de pouca profundidade e larga extensão, configurando refúgio à vida local, separados por planícies pouco vegetadas (Holz 1999). No ambiente árido, intercalado por períodos de chuvas torrenciais que provocavam enchentes de grande magnitude nas planícies pampeanas, característicos desse momento histórico da Terra, encontraríamos manadas de **dicinodontes** vivendo nessas paisagens do Triássico sul-rio-grandense, entre outros répteis. Migrando constantemente, esses répteis herbívoros buscavam pastagens novas nas planícies do *Gondwana* (Gonduana).

Essas paisagens sofreram mudanças bruscas influenciadas pelos movimentos tectônicos, acompanhados pelo vulcanismo de fissuras em toda a bacia do Paraná, marcando o início da fragmentação do supercontinente Pangéia na região hoje conhecida como sul do Brasil. Neste contexto, associados ao aquecimento climático, paisagens de lagos e rios do Triássico são substituídas por sedimentos de origem eólica que dominaram o horizonte. Assim,

“Por mais inacreditável que possa parecer, a crescente aridez do clima no início do Jurássico havia transformado o nosso estado num deserto [...]. Areia e mais areia, formando suaves ondulações, onde quer que olhasse. O viajante do tempo poderia caminhar centenas de quilômetros em qualquer direção que não conseguiria sair desse deserto. As areias dos campos de dunas do jurássico estendiam-se desde o norte da Argentina até os estados de São Paulo e Mato Grosso, cobrindo praticamente toda a bacia do Paraná” (Holz 1999: 114).

É dessa rocha sedimentar de origem eólica que se obtêm a popular “laje grés”, muito comum no calçamento da cidade dos porto-alegrenses, memória do imenso deserto que já cobriu todo o nosso Estado.

O intenso e espasmico período do vulcanismo de fissuras darão origem a paisagens planas, totalmente constituídas de basalto. O que hoje nominamos como **Serra Geral** é o produto desse grande derramamento basáltico.

“A formação Serra Geral está representada especialmente pelos seus componentes básicos (basalto); que decorrem dos sucessivos derrames de lavas que originaram, no Jurocretácio, o capeamento basáltico da Bacia do Paraná. Regionalmente é a seguinte a seqüência estratigráfica: sedimentos paleozóicos recobertos pelos sedimentos mesozóicos (Triássico) e arenitos da formação Botucatu. Estes sedimentos são capeados pelas eruptivas da Serra Geral” (Suertegaray 1998:24).

E no contato dessas duas formações, na **Cuesta** observa-se que

“(...) é a formação Serra Geral aquela que capeia o reverso da Cuesta do Haedo, ocorrendo nessa área, no entanto, afloramentos da formação Botucatu: as chamadas ‘janelas de Botucatu’. São estas ‘janelas’ que se revestem de importância neste texto, porque é sobre elas que, quando se observam mapas geológicos em pequena escala, recaem muitos dos areais do sudoeste do Estado” (Suertegaray 1998:24).

Assentando-se, *despreocupadamente* por milhares de anos, sobre o Botucatu, encontramos estratificados depósitos arenosos que, na ausência da ação de alguns fatores físico-químicos que contribuem para a coesão/adesão entre seus componentes, não se consolidaram. A origem desses depósitos está relacionada a uma ação eólica e hídrica, descrita por Suertegaray (1998), que as denominou *Unidades A e B*, formadas no transcorrer dos períodos Pleistoceno e Holoceno do Cenozóico. Nesse contexto de alterações geomorfológicas, embrião dos atuais areais, está chegando um novo personagem ao cenário paisagístico da região que será conhecido como Campanha, uma parte do **Pampa**.

A fragilidade vegetal que recobre o neossolo raso, com textura arenosa e silte-arenosa, típico dessa região, se defronta com um substrato de pH ácido, com excesso de alumínio e carência de fósforo (P) e potássio (K). Em termos de efeitos sobre essa vegetação, a carência de P nos neossolos resultará numa diminuição dos processos energéticos do metabolismo vegetal, restringindo o crescimento vegetativo, a floração e a formação de ramos novos. Quando nos remetemos à importância do K no metabolismo vegetal, verificamos as grandes restrições impostas à comunidade vegetal nas regiões sujeitas à arenização. O K é necessário à síntese de carboidratos e proteínas e óleos das plantas, é regulador e catalisador do metabolismo vegetal, além de promover as divisões celulares.

As restrições dos macronutrientes já são responsáveis por infligir pesadas restrições à ocupação vegetal nessas áreas. Os movimentos constantes dos sedimentos nessas declividades impõem à comunidade vegetal um estresse contínuo, que culmina com o soterramento e/ou o transporte de grandes massas verdes, impulsionados pelos fluxos de sedimentos dos processos morfogênicos de escoamento superficial concentrado. Os depósitos descidos da montante das vertentes abastecem os cones de areias formados à jusante. Esses cones formam-se sobre a cobertura vegetal estépica gramíneo-lenhosa, cobrindo-a; algumas espécies de gramíneas e herbáceas, ou mesmo lenhosas, podem romper essa camada de deposição e manter suas atividades biológicas. Mas a continuidade do processo de deposição e a herbivoria do gado associada à deflação contribuem com a fragilidade da área. A deflação promove o soterramento da vegetação e causa danos físicos aos tecidos expostos, fragiliza a cobertura vegetal a tal ponto que essa desaparece, pela morte de seus componentes. Observa-se, em alguns casos, a formação de “ilhas” de populações vegetais, como re-estabelecimento nos areais ou como remanescentes e resistentes aos processos morfogênicos vigorantes, em especial ao escoamento concentrado e a deflação.

Areais: ecossistemas testemunho, uma janela temporal

A conjunção de processos morfogênicos que resultam em paisagens restritivas à presença e/ou fixação de comunidades vegetais, transportará suas restrições ao estabelecimento de outras comunidades heterotróficas nessas áreas. A observação da fauna que mantém seu nicho ecológico parcialmente ou totalmente dentro dos campos de areia reflete, em parte, os processos dinâmicos estabelecidos entre o meio e a vida sustentada por ele. A congruência das transformações do meio com as promovidas pela matéria viva estabelece uma **conservação da adaptação**, um **acoplamento estrutural** dos seres vivos com o meio (Maturana 2001), ou seja:

“O meio, enquanto o espaço no qual um sistema funciona como um todo tem uma dinâmica estrutural independente da dinâmica estrutural dos sistemas que ele contém, apesar de ser modulado pelos seus encontros com eles. Portanto, o meio e os sistemas que ele contém estão em mudanças estruturais contínuas, cada um de acordo com sua própria dinâmica estrutural, e cada um modulado pelas mudanças estruturais que eles desencadeiam um no outro através de seus encontros recursivos [...] todos os sistemas em interações recursivas mudam juntos, congruentemente” (2001:177).

Dessa forma, Maturana & Varela (2001) evidencia que não há um progresso nem otimização do uso do ambiente por parte dos seres vivos, e sim uma conservação da adaptação e da *autopoiese*, num processo em que os organismos e o ambiente permanecem num contínuo **acoplamento estrutural**. Enquanto os seres vivos variam segundo a diversidade ofertada em cada etapa reprodutiva, o ambiente varia em uma dinâmica diferente; do encontro dessas variações surgem a estabilidade e a diversidade estrutural (fenotípica), como resultado do processo de conservação da adaptação e da autopoiese.

Enquanto um ser vivo não entrar em rota de interação destrutiva com seu ambiente, veremos que entre a estrutura do ambiente e a do sistema vivo há uma compatibilidade. A permanência dessa

compatibilidade ou comensurabilidade, ambiente ó sistema vivo, atuará como fonte de perturbação mútua e desencadeará mutuamente mudanças de estado. Esse processo continuado, Maturana (1997, 2001) denomina **acoplamento estrutural**.

A paisagem dos areais abre janelas à multiplicidade de processos que comungam no estabelecimento de sua singularidade ecológica e morfogenética, abre **janelas temporais** de tempos pretéritos diversos do presente. Diante de nós erguem-se harmonias sutis.

No encontro de mútuas transformações, ambiente e organismos acoplados estruturalmente sofrem transformações. A fauna dos areais revela leituras desse acoplamento mútuo.

Ao buscar o entendimento do conjunto de organismos que se vale das manchas de areias, como parte do seu nicho ecológico, não se desvencilha da idéia dessa porção, unidade da paisagem do Pampa, como uma **Janela temporal**. Ao olhar atentamente ao ortóptero (Fig. 3.4) e buscar uma justificativa para uma camuflagem com tamanha afinidade com o substrato arenítico, fica impossível relacionar essa façanha à evolução dessa espécie em congruência com o ambiente que vive num espaço temporal recente. Essa, entre outras manifestações de vida encontradas nos areais, nos aproxima de uma *janela* do tempo que pode reproduzir parte



Figura 3.4 Foto de um inseto com intensa camuflagem do substrato típico de um areal, Ordem: Orthoptera, Família: Ommexechidae. Município de Alegrete, Fazenda Santo Antônio (2007).

das condições ambientais dominantes nessa região há milhares de anos antes do presente. Ao procurar descrever as sensações primeiras mobilizadas pela paisagem dos areais e percorrendo a sua fisionomia, nos vemos diante de um recorte temporal das condições bióticas reinantes em tempos pretéritos. Somos espectadores privilegiados diante de uma *janela*, onde a paisagem se confunde no tempo. Materialmente ancorados no presente, nossa mente nos remete ao passado longínquo. Evidências no substrato da paisagem dos areais e nos organismos que a compõe testemunham condições ambientais singulares, não sustentadas pelos dados climáticos atuais.

Com o termo **ecossistema testemunho** procurou-se explicar a **janela temporal** aberta pela paisagem dos areais, que nos fornece vestígios de adaptações estruturais e fisiológicas da vida diante das restrições ambientais impostas em tempos pretéritos, mantendo o acoplamento biótopo1 biocenose e testemunhado pelo ecossistema dos areais.

Os estudos de Freitas (2006) abordam a fitossociologia da vegetação no areal formado junto à base do Cerro da Esquina, localizado no município de São Francisco de Assis. Chama atenção às características morfo-fisiológicas dos vegetais que revelam adaptações a ambientes de escassez hídrica, contrastando com as circunstâncias climáticas atuais da paisagem pampeana, ou seja, condições climáticas de umidificação. Podemos inferir que o atrelamento entre a dinâmica evolutiva biológica e o ambiente que lhe sustenta foi mantido em circunstâncias presentes muito singulares, como no pampa. O passado nos revela indícios de períodos climatológicos secos (veja capítulo 1), que podem ser percebidos nas marcas impressas nas características morfo-fisiológicas dos espécimes vegetais da biota local ainda no presente. Nessa direção, Ab'Saber (1971, *in* Suertegaray 1992) descreve que a atenuação da aridez a partir do Cretáceo Superior permitiria o povoamento da área, que hoje compreende o Rio Grande do Sul, por uma vegetação sub-desértica. Contribuindo com argumentos para a formulação do areal ser uma *janela temporal*, um *ecossistema testemunho*, nos revela que no médio Terciário e Quartenário “a maior parte das coxilhas gaúchas do Uruguai e Rio Grande do

Sul estiveram sob a ação de climas secos e parcialmente invadidos por formações xerófilas com cactáceas [...] (Ab'Saber 1971, in Suertegaray 1992).

Na reconstrução dos eventos que marcaram a formação das pradarias gaúchas Suertegaray nos revela que “[...] *as pradarias originais teriam, por suas vez, sofrido flutuações ao longo das oscilações climáticas do Quaternário recente e representam, em nossos dias, vegetação relictos de climas Quaternários mais frios e secos na América Latina, que permitiram, de um lado, a sobrevivência dos stocks terciários e, de outro, a sua expansão*” (1992:32).

As espécies vegetais ecotípicas que encontramos junto aos areais nos apontam as paisagens características dos períodos glaciais Quaternários, com vegetação composta por espécies reptantes e xerófilas (p. ex. cactáceas), além de áreas desprovidas do tapete verde (cobertura com plantas baixas), como as prováveis dunas de grande mobilidade daquela época (Suertegaray 1992). As cactáceas, por sua morfologia, concatenam ao ambiente seco, armazenam água nos tecidos parenquimáticos aquíferos do seu caule, um cladódio, constituindo o que Eugene P. Odum e Gary W. Barrett vão denominar de **ecotípicas**, são “[...] *subespécies geneticamente diferenciadas e que estão adaptadas a um conjunto de condições ambientais particulares*” (Odum & Barrett 2007:183). Cactáceas ainda são marcantes nos areais gaúchos, como é o caso da *Parodia ottonis*, registrada junto ao areal do Cerro da Esquina em São Francisco de Assis (Freitas 2006). As cactáceas apresentam atrofia foliar, os espinhos diminuem a área de evapotranspiração, suas funções fotossintéticas foram absorvidas pelos tecidos clorofilianos presentes abaixo da fina epiderme que reveste seu caule.

Vamos observar em nossas andanças em meio à diversidade de espécies da vegetação da Campanha a densa pilosidade da parte aérea de algumas plantas, a presença de folhas coriáceas, com formas e posições foliares propícias à proteção contra a superexposição da luz solar. Além dessas características que comprovam acoplamentos evolutivos da biota com seu meio em condições climáticas diferentes do presente, Freitas (2006) descreve outras características *relictas*, como a presença de óleos e essências em órgãos aéreos de algumas espécies vegetais, importantes para a retenção da água nos tecidos, diminuindo sua perda para o ambiente. Os órgãos subterrâneos espessos, como os xilopódios, armazenadores de nutrientes, contribuem com a sobrevivência de espécimes em ambientes com pouca disponibilidade de macro e micronutrientes essenciais à sobrevivência, caso de solos dos areais.

Esses personagens constituintes da trama ecossistêmica atual, mas indicadores de condições ambientais pretéritas, revelam pelas suas características indícios temporais passados, pois essas características se mostram aparentemente inadequadas às condições climáticas atuais; são como testemunhos das restrições a que foram submetidos no passado.

“Tais adaptações poderiam ser supérfluas nas condições climáticas atuais, pois testemunham a ocorrência de fases xerotérmicas do Quaternário dessa região americana e atestam um caráter relictual a estes elementos da flora (Machiori, 1995). Entretanto, estas mesmas adaptações são importantes em ecossistemas campestres submetidos a perturbações periódicas (queimadas, déficits hídricos) ou contínuas (pastejo), comuns no Pampa (Overbeck et al. 2007)” (Freitas 2006).

O avanço da cobertura vegetal sobre as bordas dos areais, ocupando áreas abandonadas em períodos prolongados de estresse hídrico, com fraca precipitação, se recupera em meses com precipitação mais favorável, mas raramente fecha a *janela*. A *ativação* dos areais, exposição do substrato arenítico inconsolidado, não está sendo acionada pelas condições climáticas de aridez, mas sim pelo clima úmido. O que hoje acompanhamos na paisagem do sudoeste gaúcho tem sua gênese no grande fluxo hídrico superficial concentrado, que remove parte do sedimento e da vegetação associada. Algumas plantas, como do grupo das Mirtáceas, estão providas de raízes principais muito extensas, atingindo grande profundidade e determinando um bom suprimento de água e ancoramento diante da mobilidade do sedimento. O que chama atenção é a presença de várias espécies de Mirtáceas nos

campos da região, pois não é uma família vegetal comum de ser encontrada nos campos do Rio Grande do Sul (Freitas 2006).

Os fatores que são a energia de ativação da arenização no presente estão relacionados ao grande gradiente da distribuição pluviométrica ao longo do ano nessa região gaúcha, repetem a própria marca temporal climática deixada no sedimento, como as Unidades A e B, descritas por Suertegaray (1992). Sendo a primeira uma formação **fluvial**, cuja seqüência se expressa pelo contato erosivo, mais profundo e direto com a formação Botucatu. A segunda (Unidade B), mais superficial e sujeita à exposição pelos agentes erosivos da atualidade, é um sedimento mais selecionado, apresentando estratificação cruzada, indicando ser um ambiente de deposição **eólica**. Na evolução paleoclimática, alternam-se períodos áridos com períodos de atenuação da aridez, acompanhados pelos organismos num acoplamento evolutivo, com a finalidade de manutenção da **autopoiese**.

“Organismos e meio variam de modo independente; os organismos variam em cada etapa reprodutiva e o meio segundo uma dinâmica diferente. Do encontro dessas duas variações surgirão a estabilização e a diversificação fenotípica, como resultado do mesmo processo de conservação da adaptação e da autopoiese, a depender dos momentos desse encontro: estabilização, quando o meio muda lentamente; diversificação, quando ele o faz de modo abrupto” (Maturana & Varela 2001:125).

Assim, ao contrário dos indícios, não são as variações do meio as determinantes na trajetória evolutiva dos organismos, mas a conservação do acoplamento estrutural dos organismos com seu meio (estabelecimento e manutenção dinâmica de seu nicho).

História da ocupação humana no Pampa

A história que marcará a paisagem do sudoeste do atual Rio Grande do Sul, onde nos deparamos com o registro de areais (Suertegaray *et al.* 2001), é composta de tramas tecidas por eventos estudados pela geologia, geografia, arqueologia e ecologia, entre outras, na tentativa de descrever o cenário que se desenrolava na superfície dos futuros limites arbitrários do território que denominamos pampa sul-rio-grandense.

Ao reconstituir o contexto da ocupação humana no sudoeste gaúcho, Bellanca (2001) vai se reportar à geomorfologia que traz evidências sobre o período de 13.000 anos a 6.500 anos A.P., marcado pelo último período seco e a data aproximada do final da última glaciação, como momento da chegada dos primeiros caçadores-coletores à região da bacia do Rio da Prata. Relacionando dados arqueológicos com os fenômenos geográficos, geológicos, Bellanca apresenta um histórico da superfície que constitui a **paisagem** pampeana e revela os indícios que tornam essa paisagem **Espaço Geográfico**, quando a presença humana se estabelece nessa área.

Remontando o cenário dessa paisagem e espaço geográfico em constituição, Bellanca (2001), descreve esse momento como o término do último período seco, após tem-se início um aumento da umidade. Começa um período de mudanças climáticas, acarretando uma transgressão e regressão marinhas ocorridas entre 11.000 a 6.500 anos A.P. Este período estava ainda estável, apesar de ser marcado por um relativo aquecimento e umidade. A retração das correntes frias para sua posição atual, entre 10.000 e 5.000 anos A.P., será acompanhada de uma umidificação e pelo adensamento das matas de araucárias (*Araucaria angustifolia*) (Bellanca & Suertegaray 2003), com restrição atual aos locais de maior altitude do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná e pequenas manchas remanescentes em São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais.

Coexistindo com estas transformações climáticas e geomorfológicas, estavam chegando as primeiras migrações dos caçadores-coletores, entre 12.000 e 10.000 anos A.P. (Holoceno), beneficiando-se da ligação seca ainda existente entre os continentes asiático e americano, no Estreito de Bering.

Estes pioneiros pré-históricos estavam, provavelmente, focados na oferta de caça da megafauna remanescente do Pleistoceno. Ao representar uma paisagem do período em que o contato dos primeiros humanos com a biota nativa dessas *querências*, Kern (1998:34, *in* Bellanca & Suertegaray 2003:106) descreveria essa paisagem dominada por uma fauna de grande porte, ou megafauna, no decorrer da última glaciação, onde mastodontes (animais presos em seu passado filogenético aos elefantes, hipopótamos semelhantes ao tatu atingindo 1 m e 50 cm de altura e 4 m de comprimento) tinham fincado residência nesse chão. Ainda se revelaria em nossa paisagem holocênica, o quase mitológico tigre dente-de-sabre, grande predador local e ameaça ao estabelecimento dos caçadores-coletores nessas terras. Preguiças terrícolas gigantes com 2 m de altura, camelídeos e cervídeos completariam um esboço da paisagem que recebeu os primeiros humanos. Esta megafauna se extinguiu com o término da última glaciação e as restrições impostas pelas novas condições ambientais holocênicas. Não descartando que esses animais tenham enfrentado grande pressão pelo novo predador, humanos sedentos pela farta e dócil oferta de proteína, aliada a um equipamento de caça nunca antes enfrentado. Nos rios Uruguai, Ibicuí e Quaraí, foram encontrados vestígios arqueológicos (12.000 a 10.000 A.P.) de caçadores-coletores-pescadores, que além de caçar a megafauna, especialmente preguiças e tatus gigantes, complementariam seu cardápio com moluscos e peixes (Bellanca & Suertegaray 2003).

Os caçadores-coletores, os primeiros a penetrarem nessa área, procuram como fonte de matéria-prima de seus artefatos de caça e defesa seixos rolados dos rios e afloramentos de rochas, notadamente basalto, arenito silicificado e calcedônia, assim como geodos de quartzo. Neste contexto de transformações morfoclimáticas, os humanos marcaram sua presença, sua integração e os trajetos na paisagem em forma de artefatos líticos e cerâmicos, testemunhos do seu legado técnico-cultural. Cada lascamento, polimento, cerâmica e outros artefatos, típicos da indústria lítica dessas primitivas culturas encontradas nos areais, determinam datas relativas desses povoamentos nos diversos locais (Bellanca & Suertegaray 2003).

Os registros mais antigos da presença humana nas áreas sujeitas à arenização no sudoeste gaúcho contribuem com a argumentação de Suertegaray (1987), que descreve o processo antigo como um fenômeno de gênese não antropológica. Então, cabe nesse momento reconstituir o cenário que alimentará o processo de arenização, conforme interpretação de Suertegaray (1987).

No final da última glaciação, momento proposto para a migração das primeiras populações humanas pré-históricas, o atual território sul-rio-grandense era dominado por uma paisagem aberta (campos e estepes) semelhante aos domínios vegetais que compreendiam todo o continente; ambiente propício para as incursões desse personagem bípede interessado na proteína animal que aqui compunha a fauna autóctone. Essa paisagem aberta e a oferta de alimento deram condições à instalação dos primeiros grupos de caçadores pampeanos.

Durante o Holoceno, tempos de clima de transição, seco para úmido, acompanhado de transformações na adaptação e composição da fauna e flora local, vamos nos deparar com a inusitada cena onde colocará no mesmo palco de convivência o ancestral perissodáctilo, que mais tarde dará origem, após migração no sentido contrário à humana, ao cavalo no Velho Mundo. Esse animal passará de fonte de proteína aos primeiros grupos de caçadores humanos nas paisagens campestres do pampa ao importante companheiro de montaria do futuro centauro desses *pagos*.

Os primeiros grupos humanos a migrarem para a América são *caçadores-coletores generalizados*, em virtude de terem como base alimentar uma variada alimentação nativa, o que conferia uma garantia de alimento no decorrer de um grande período de mudanças sazonais e uma dieta balanceada. Provavelmente em busca de novas áreas de caça, pesca e coleta, esses grupos chegaram ao que hoje denominamos Rio Grande do Sul a mais ou menos 10.400 A.P. Nas várias ondas migratórias iniciadas em torno de 40.000 A.P., advindas da Ásia e passando pelo estreito de Bering, que na época encontrava-se

seco em virtude da retração marinha, os grupos humanos chegaram a América do Sul, até seu extremo meridional (Ribeiro 1999:104).

Um, entre muitos grupos de caminhanteres migrantes de terras distantes, grupo de caçador-coletor teve grande área de dispersão, preferencialmente dentro da paisagem pampeana: os humanos da **Tradição Umbu**. Cabe ressaltar a classificação utilizada na Arqueologia, que difere das nomenclaturas usuais das etnias nativas tais como *Charrua*, *Minuanos*, entre outros. Como alerta Ribeiro (1999), “em Arqueologia procuramos não utilizar termos etnográficos, daí Tradição Umbu, com suas divisões, denominadas *fases*”.

Existem algumas hipóteses de como as ondas migratórias de grupos humanos atingiram a região dos pampas (Ribeiro 1999), mas todas têm em comum que são do sudoeste as evidências mais antigas da presença humana na região, em torno de 13.000 A.P, tida como fase Ibicuí da Tradição Umbu. Esses grupos humanos foram os únicos na pré-história gaúcha que ocuparam todos os tipos de ambientes: planície litorânea norte e sul, planalto leste e oeste, encosta do planalto, planície do sul-sudoeste e Serra do Sudeste (Ribeiro 1999).

Nestes tempos pré-históricos holocênicos, em que não temos registros das sensações que as paisagens abertas do sul-sudoeste conferiram à raiz da formação social gaúcha, é no rastro das pequenas pontas-de-projétil triangulares pedunculadas e com **aletas** que nossos caminhanteres da Tradição Umbu deixam para a posteridade a impressão de seus recursos transformados na obtenção do alimento.

Caçadores-coletores generalistas em paisagens que se encontravam em contínuas alterações desde a última glaciação, onde diversos agentes dinâmicos e biológicos as transformam e remodelam, palmilham os humanos do Holoceno e, conduzindo com maestria a matéria-prima ofertada pelas localidades, organizam uma habilidosa *indústria de lascas*. Eles produzem uma infinidade de objetos para lida diária: pontas-de-projéteis, lâminas bifaciais, raspadores, furadores, facas e batedores. Um desses objetos, entretanto, merece destaque, pois será encampado pela tradição da cultura, perpassando dezenas de milhares de anos até o presente: a boleadeira. Pedra polida e/ou picoteada as bolas-de-boleadeiras, com ou sem sulco circundante, outras com projeções mamilares ou *rompe-cabeças*, serão utilizadas na caça e na defesa típica dos campos.

Em torno de 2.500 anos A.P, os humanos da Tradição Umbu se fixam junto à região lagunar, nos arredores da ponta sul da Laguna dos Patos. Surgem evidências da domesticação da vegetação para produção de alimentos, sinalizadas pelos sítios com objetos de cerâmica, encontrados próximos à área que corresponde hoje a cidade de Rio Grande, no primeiro século A.C. – surgimento da Tradição Vieira (Ribeiro 1999).

Convivendo com os grupos humanos da Tradição Umbu, mas com ambiente e tecnologias diferenciais, a Tradição Humaitá ocupará preferencialmente as regiões com cobertura florestal, migrando sazonalmente para o litoral em busca de pescado e moluscos. Pelos depósitos do exoesqueleto desses invertebrados por milhares de anos, são os geradores dos sambaquis. A Tradição Humaitá e a sua sucessora, a Tradição Taquara, iram contatar os grupos pampeanos ao descenderem o planalto e ocuparem áreas da sua encosta e territórios limítrofes da Tradição Umbu, isso se desenvolveu por volta de 3.000 A.P. Outras ondas migratórias que chegam, ao que é hoje o Rio Grande do Sul, pelo norte permitem a sobreposição de culturas e a miscigenação de diferentes Tradições ocorrendo a

“[...] paulatina ocupação dos ambientes de florestas pelo Tupiguarani a partir de mais ou menos 1.500 A.P., a Tradição Umbu (tal como as outras) é totalmente absorvida. Acreditamos que foi a guerra a maneira pela qual ela desapareceu, permanecendo somente na paisagem campesina do sul e sudoeste. Vêm os europeus, a partir do Século XVI, encontrando grupos que entram na História com o nome de charrua e minuano” (Ribeiro 1999: 108).

Pode-se geografar três grandes grupos étnicos pré-guaranis, distribuindo suas populações em territórios diferenciados ao longo do espaço atual do Rio Grande do Sul: Os **Jês** foram um grupo territorialmente atlântico com forte interiorização, com marcada ocupação do Planalto, predominando ao longo da bacia do rio Uruguai e seus principais mananciais formadores; praticavam a agricultura, armazenavam alimento e conheciam a tecelagem. A etnia **Tape**, praticantes de agricultura diversificada em unidades de produção, ocupavam uma área que compreendia uma faixa que se estendia da região missioneira (noroeste) até as margens da Laguna dos Patos (sudeste). Por último, posicionados na região sul-sudoeste rio-grandense, a etnia **Chaná** ou **guaicurús** foi a que mais influenciou a formação do Rio Grande do Sul, principalmente na tipologia do gaúcho. É dessa etnia, o grupo **charrua**, o domínio do Sul e do território do Uruguai; juntamente com os **minuanos** serão os senhores da faixa que se estende da coxilha do Haedo, passando pela região sul do escudo até o litoral (Vieira 1985).

Os charruas, que ofereceram resistência à ocupação do colonizador europeu, eram hábeis e destemidos, possuíam cultura neolítica, alimentando-se de carnes de caça assadas em espeto (e assim nasceu o famoso *churrasco* gaúcho), e utilizavam indumentárias de couro. Esses nativos foram absorvidos pelo trabalho nas primeiras estâncias de espanhóis e lusos, estabelecidas na campanha gaúcha; hábeis em montaria, o cavaleiro charrua passou a *peão*, o principal núcleo antropológico do gaúcho (Vieira 1985).

Os antigos pampeanos, falavam a língua quíchua, armavam tendas ou toldos junto à margem de rios ou banhados, vagando em busca de caça, usavam boleadeiras e flechas, essas últimas também na pesca, assim como redes. Os toldos eram recobertos com junco, em contato com o gado europeu (introduzido a partir de 1634) passam para a cobertura com o couro desses animais. A tolderia abrigava grupos familiares, sem a formação de aldeias ou comando de chefias, praticando a poligamia, o adultério não estava incorporado à sua conduta moral, o homem não tolhia a liberdade sexual de sua *china* (mulher). Cobrindo-se com o *chiripá*, um pano enrolado em torno dos quadris, os homens também se adornavam de tatuagem e pintura corporais.

É no seio da tolderia dos pampeanos, onde se abrigavam foragidos, desertores, contrabandistas e todos os tipos de errantes de diversas pátrias, não fazendo restrição ao contato sexual desses estranhos com suas *chinas*, que, possivelmente, por essa liberdade sexual, favoreceu a “[...] *formação do grupo social chamado de gaudério ou gaúcho*” (Flores 1993:14).

Senhores das paisagens que compreendem as bacias dos rios Ibicuí (por eles denominado – significa *rio de areias brancas*), Quaraí e Jaguarão, adentrando nas repúblicas fronteiriças, apropriando a diversidade do seu espaço geográfico, foram autores e espectadores da cena que inicia com a chegada dos europeus e suas culturas, estranhos numa paisagem idílica. Marcaram alguns dos novos caminhantes das extensas planícies, os *campos de areias* mergulhados na paisagem campestre da Campanha gaúcha, companheiros dos nativos desde a chegada de seus ancestrais pré-históricos nesses *pagos*.

Desterritorialização aborígine e territorialização luso-espanhola

No caso específico em estudo, o sudoeste do Rio Grande do Sul, a apropriação da natureza vinculase a desterritorialização aborígine e a territorialização luso-espanhola na formação econômica e social do Brasil. Antes da ocupação, esta paisagem natural era (como ainda é) frágil do ponto de vista das condições ambientais, por estar em constituição recente, sob clima úmido, e apresentar, por esta razão, elementos de fragilidade que advém de sua fase anterior semi-árida ou árida. Já antes da colonização espanhola e portuguesa propriamente dita, a região registrava a ocorrência de areais. A propósito, o termo **areal**, denominação dada ao local, remonta a períodos anteriores à distribuição de sesmarias. O termo Rincão do Areal aparece configurando limites de propriedade, quando da distribuição de terras na região. Por conseguinte, é uma região que já foi incorporada ao território nacional com a existência dessas manchas.

O espaço em análise adquiriu, a um dado momento, interesse político por parte dos colonizadores. Este espaço está compreendido numa vasta área de terras devolutas que permaneceu praticamente despovoada entre os séculos XVI e XVIII, e que veio a ser disputada somente no século XVIII. Os primeiros esforços de colonização foram feitos pelos espanhóis e, a essa época, podemos distinguir três fases na formação das estâncias gaúchas e, por consequência, na posse da terra na área em estudo.

A primeira fase corresponde à *“célebre Vacaria do Mar, no último quartel do século 17 e primeiro do século 18, que corresponde ao inumerável gado esparramado entre as margens do Uruguai e o Oceano desde as terras dos Tapes até Montevideu”* (Jaeger (1943) in Suertegaray 1987), encontrada pelos jesuítas quando estes retornaram ao Rio Grande do Sul iniciando a idade áurea dos 7 povos. A segunda fase relaciona-se à Vacaria dos Pinhais (1712), criada pelos jesuítas para abastecimento dos 30 mil habitantes dos Sete Povos, foi aniquilada pelos paulistas, quando de sua penetração e ocupação do estado, antes mesmo de render aquilo que os jesuítas esperavam. Devido a este aniquilamento, voltaram os jesuítas à dependência da “Vacaria do Mar” e, sendo esta devastada em grande parte pelos espanhóis vindos de Montevideu, os padres jesuítas separaram uma estância da então existente, estância missioneira de Japejú (1731)

“que media 50 léguas de comprimento e 30 de largura (mais ou menos nos territórios dos modernos municípios de Itaqui, Alegrete, Uruguiana e Quaraí até bem adentro da República Oriental), – um campo excelente por seus pastos com 20 léguas de comprimento e 10 de largura, onde recolheram 40 mil rezes de gado chimarrão, protegidos daí em diante por índios pastores de confiança, e assistidos por um Padre Capelão e um irmão leigo coadjutor” (Jaeger (1943) in Suertegaray 1987).

Esta estância, além de outra chamada S. Miguel, constituiu fonte de abastecimento quando as estâncias mais próximas dos 7 povos não tivessem reservas suficientes. Estas estâncias ou vacarias jesuíticas situavam-se longe de cada povo, à margem de grandes cursos d’água e fora do alcance dos “temíveis” bandeirantes.

A ocupação espanhola promoveu, pelo conflito estabelecido com os portugueses (bandeirantes), uma ocupação peculiar, caracterizada pelo caráter político e militar da ocupação e pela riqueza que advinha do gado. Esta riqueza conferiu ao Rio Grande do Sul e à região em estudo um sentido econômico bem definido, quando de sua inserção no território português na América (Séc. XVIII), como área secundária e subsidiária, dependente do setor exportador do centro do País.

O sudoeste do Rio Grande do Sul, conhecido como Campanha Gaúcha, permaneceu, no entanto, como área de conflito até o período das Guerras Cisplatinas (1811-1828). Em consequência da necessidade de reagir à pressão espanhola, os portugueses promoveram, segundo Roche (1969 in Suertegaray 1987), uma *“mudança na orientação do povoamento”*, introduzindo, além dos lagunistas e açorianos, um terceiro elemento – o miliciano (oficiais e soldados). A estes eram outorgadas terras com objetivo de garantir a posse. Desta forma, sob o comando do General Diogo de Souza *“o povoamento de milicianos-criadores penetrou no último quadrilátero sul-rio-grandense ainda não ocupado: entre o Ibicuí, ao norte, o Quaraí, ao sul, o Uruguai, a oeste e, a leste, a linha de crista, balizada hoje por Bagé e São Gabriel”* (Roche (1969) in Suertegaray 1987).

Esta ocupação ocorreu mais especificamente durante o período das Guerras Cisplatinas, quando foram instaladas estâncias em São Gabriel (1815), Bagé (1812), Alegrete (1814) e Quaraí (1816), através da doação oficial de sesmarias. Uma dessas doações, a que incorpora parte da área objeto deste estudo, foi feita pelo Marquês de Alegrete a Vitoriano Antunes de Oliveira (1816). A extensão desta sesmaria era de 1 légua de frente por 3 léguas de fundos, com as seguintes confrontações:

“campos na fronteira de Rio Pardo, sítios na costa do Quarahy que confrontam: ao Norte com um arroio, que serve de divisa ao rincão do Areal; ao Sul com uma coxilha, que vai ao fundo desse rincão, separando campos de José Antonio Martins dos Reis; a Oeste com a referida coxilha e o arroio e a Leste com a coxilha de Sant’ Anna” (Revista do Arquivo Público do Rio Grande do Sul (1924) in Suertegaray 1987).

Essa região corresponde, portanto, à área de mais recente colonização portuguesa com distribuição de sesmarias no Rio Grande do Sul. Segundo Pesavento (1986), “o regime de sesmarias extinguiu-se em 1822 segundo a resolução de 17 de junho e em 1859 a Lei de Terras, delimitando uma nova concepção de propriedade, legitimou, em tese, as conquistas feitas anteriormente, bem como a transmissão por herança” (Pesavento (1986) in Suertegaray 1987).

A ocupação destas terras tinha, segundo Leitman (1979, in Suertegaray 1987), o objetivo de substanciar maiores reivindicações territoriais, além da possibilidade de organizarem-se estâncias. “Desta forma a população errante poderia ser controlada” (Leitman (1979) in Suertegaray 1987). Assim legitimou-se, através da distribuição de sesmarias, esta porção do espaço por parte da coroa portuguesa e do Brasil Imperial. Estes, em geral, representados por oficiais da milícia.

A exploração econômica da área surge da dependência e sustentação, por parte, da população residente nesta porção do território da economia de base exportadora ao nível nacional e, de outro, da própria exportação (especialmente charque e couro). A esse tempo, a criação do gado ocorria de forma extensiva, sendo o gado criado solto em campos nativos. As propriedades não eram delimitadas por cercas.

“O latifúndio pecuarista demarcava-se por limites naturais e, no dizer do viajante Nicolau Dreys, a ‘estância perfeita’ seria aquela que fosse cercada por morros íngremes, matos impenetráveis e rios profundos, pois assim dela não se evadiria o gado, ficando o rebanho resguardado das depredações dos roubadores e mesmo dos viajantes” (Pesavento (1986) in Suertegaray 1987).

A sesmaria doada na área em estudo, bem expressa essas características. Seus limites são acidentes naturais (rios e coxilhas), elementos individualizadores da estância e ao mesmo tempo indicadores da inexistência, à época, de limites artificiais.

A atividade econômica pampeana tem sua origem associada à criação e, como tal, exige pouca mão-de-obra, fato historicamente registrado. Conforme Pesavento (1986, in Suertegaray 1987) “O pessoal de uma estância constituía-se de peões, um capataz, posteiros e negros escravos, configurando-se os primeiros como uma mão-de-obra que varia segundo as necessidades do momento”. Deste grupo, os posteiros “representam uma mão-de-obra auxiliar que recebiam permissão para ‘arranchar-se’ nos limites da propriedade, com a função de reparar as benfeitorias e o gado, tendo o direito de plantar e criar alguns animais seus” (Pesavento (1986) in Suertegaray, 1987).

Distingue-se, portanto, a partir do momento em que a necessidade emergente por parte dos portugueses era a posse política do território, três períodos.

O **primeiro** seria aquele que se estende da implantação das primeiras sesmarias até a fase de consolidação política do território e corresponde ao período de apropriação política propriamente dita da natureza local. Neste momento a natureza não é concebida como recurso, mas como espaço da efetivação do poder imperial. O **segundo** período seria a fase na qual as articulações do atual Rio Grande do Sul com o restante do território brasileiro viabilizaram a exploração dos recursos localmente existentes. Corresponderia à fase de expansão das propriedades pastoris, de efetivação da posse dessas terras, de demarcação das propriedades e de exploração do gado economicamente mais rentável, embora sob a forma de criação extensiva. Uma **terceira** e última fase corresponderia ao período mais atual, quando a terra adquire valor significativo, especialmente porque o Estado está efetivamente ocupado. Certas áreas, como a Campanha gaúcha, revelam os efeitos de um momento histórico que se encaminha para a “abertura” pelos grandes proprietários à possibilidade de desenvolvimento de outras

atividades agrícolas. Trata-se da introdução, particularmente, da cultura do arroz e, em parte, a da soja, através de outras formas de relações de trabalho, entre as quais, o arrendamento. A valorização da terra, a possibilidade de maiores lucros via arrendamento e a progressiva partilha das pequenas propriedades (chácaras) por herança viabilizaram uma transformação na forma anterior de apropriação da natureza. Ampliam-se as áreas pastoris no local, mas, ao mesmo tempo, incrementam-se, via arrendamento ou parceria, atividades agrícolas objetivando a comercialização. Transformam-se as relações locais de trabalho, transforma-se a atividade e transforma-se a relação do Homem com a Natureza.

Nesta fase, mais precisamente a partir dos anos de 1970, emerge na sociedade sul-rio-grandense a discussão sobre as questões relativas à expansão dos areais, associando-se este fenômeno, em grande parte, à expansão das atividades agrícolas. Não “desertifica-se” a Campanha Gaúcha enquanto ressecamento climático e mudança ambiental em grande escala. “Desertifica-se” a Campanha pela desterritorialização do homem do campo que em número foi sempre, nesta região, historicamente reduzido.

No Pampa: a investida na silvicultura monoespecífica

No âmbito desta discussão, nosso objetivo é agora apresentar com mais detalhe um exemplo de Conflito Ecológico Distributivo (Alier 2007). Evocamos, particularmente, aquele que acompanhamos mais de perto e cujo relato pode ajudar a elucidar os conflitos existentes. Estes conflitos poderão, muitas vezes, aparentar defesa da natureza exclusivamente, mas são na essência conflitos de territórios, em confrontos assumidos por diferentes agentes sociais.

Recentemente (em 2005), o então governador do Estado Germano Rigotto decide promover o desenvolvimento da silvicultura (monocultura) com eucalipto como forma de crescimento econômico, em particular na metade sul do Rio Grande do Sul.

Do ponto de vista sócio-econômico, o objetivo seria transformar a matriz econômica da metade sul do Rio Grande do Sul, histórica e culturalmente pastoril, em região de produção de madeira e celulose. As bases desse empreendimento estão assentadas na construção de um pólo de produção de celulose em terras do Rio Grande do Sul, Uruguai e Argentina (O Cone Sul), implantar fábricas de celulose (as papeleiras tão discutidas e geradoras de conflito recente entre o Uruguai e Argentina) e promover o escoamento dessa produção através de vias navegáveis, como a Lagoa dos Patos, pelo Porto de Rio Grande, e o Rio Uruguai para escoamento pelo Mar del Plata. O destino é o mercado internacional.

Esta política engendrada por grandes empresas de produção de celulose, e assumida pelo atual governo do Rio Grande do Sul (2007), divide territorialmente o Estado em três áreas de interesse de três empresas produtoras de eucalipto: Aracruz (na Depressão Central e região de Porto Alegre), Votorantim (na região do entorno e retaguarda das cidades de Pelotas e Rio Grande) e Stora-Enso na fronteira sudoeste, mais localmente nos municípios de Maçambará e São Francisco de Assis, entre outros.

A empresa sueco-finlandesa Stora-Enso tem sua área de atuação na região sudoeste. Seus investimentos iniciais foram da ordem de US\$ 50 milhões na aquisição de 50 mil hectares e não se restringem a essa porção de território, ao contrário estendem-se também pelo Uruguai, nas mesmas proporções e na perspectiva de implantar empresas de produção de celulose. A área de interesse da Stora-Enso está localizada na faixa de fronteira cujas terras, por legislação federal, não podem ser adquiridas.

Muitas das terras já vendidas ao capital estrangeiro localizam-se em faixa de fronteira e são impedidas de serem regularizadas com base em lei federal.

“A empresa sueco - finlandesa tem encontrado dificuldades para regularizar o registro de suas terras em zona de fronteira no estado por ser uma companhia de capital estrangeiro - ela precisa de uma autorização especial do governo federal para efetuar o registro. Para resolver essa questão e regularizar suas terras o registro vem sendo feito em nome de executivos da própria empresa, que na prática passam a serem grandes latifundiários.” (geral/Valor econômico 4 de julho de 2007).

A introdução da monocultura do eucalipto constitui-se em uma mudança na matriz econômica de forma conservadora e concentradora de renda. Neste caso, em parte, capital estrangeiro.

Sob outro aspecto, cabe registrar as manifestações relativas à defesa do bioma Pampa. Estas manifestações têm de um lado uma perspectiva ecológica de manutenção da vida para além do humano. Esta defesa recebe o apoio dos movimentos sociais pelo acesso a terra, na medida em que a garantia da diversidade do bioma Pampa não deverá excluir a possibilidade da diversificação da produção econômica e manutenção da vida, visão de mundo que perpassa a luta dos movimentos sociais pela terra.

A mediação desse conflito é feita com base, por vezes, em fundamentos técnico-científicos. Este conhecimento tem dado sustentação ora para um ora para outro segmento social. O exemplo trazido, o instrumento técnico de gestão exigido em legislação, ou seja, a construção de um Zoneamento Ambiental é nesse embate a expressão máxima desse conflito.

A necessidade de regulação: o embate sobre o Zoneamento Ambiental

O zoneamento ambiental para a atividade relativa à silvicultura é uma exigência legal em escala federal e estadual. Está previsto, no caso do Rio Grande do Sul, no Código Estadual do Meio Ambiente: Lei 11520/2000. Diante da política de ampliação da silvicultura no Estado fica evidente a necessidade de tal zoneamento. Este foi elaborado pela SEMA/FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental), em 2007.

O trabalho de elaboração do Zoneamento envolveu tempo, especialistas e pesquisadores de órgãos públicos e privados, instituições de pesquisa e universidades, além da discussão ampliada com diferentes segmentos sociais. Resultou deste Zoneamento, uma proposta não necessariamente restritiva, mas limitadora da silvicultura. Entretanto, desde o momento em que a proposta foi divulgada, a discussão e o desejo de desconsiderá-la (por parte dos agentes interessados na expansão dessa atividade, governo, empresários, proprietários (alguns)), além de ficar evidente, promoveram uma ampliação do debate, envolvendo parte da comunidade do Rio Grande do Sul.

Esta não aceitação gerou conflitos de ordem política que implicaram em substituições, por exemplo, na direção da FEPAM, intervenções por parte do Governo, com o processo e instalação de nova comissão para elaborar um “novo” Zoneamento. Além de montagem de Audiências Públicas totalmente comandadas pelos interesses políticos e econômicos, a propaganda da silvicultura desde a mídia até as escolas, através de prêmios oferecidos às crianças do ensino fundamental pela elaboração de redações relativas ao tema (intervenção direta dos interesses privados em espaços públicos, como as escolas municipais e estaduais do ensino fundamental).

Diante de tal conjuntura, o movimento social, que poderia ter radicalizado considerando que o Zoneamento Ambiental era ainda permissivo à silvicultura, encaminha a discussão objetivando defender o Zoneamento, trata-se de aceitar uma proposta menos restritiva do que o esperado.

As restrições ao plantio em paisagens do sudoeste do Rio Grande do Sul

No caso específico em análise, a região sudoeste do RS, o Zoneamento Ambiental (SEMA/FEPAM/FZB 2007) definiu quatro unidades de paisagem (PC3, PC4, PC5, PC 6) como áreas de média e alta restrição. Estas unidades localizam-se desde o sudoeste do Rio Grande do Sul (fronteira com o Uruguai) até o Rio Ibicuí, em áreas de abrangência dos municípios de São Francisco de Assis e Maçambará. As restrições nessas áreas decorrem das características da região, elaboradas através de mapeamentos de diferentes indicadores e utilizadas como suporte ao Zoneamento. A região sudoeste, com base no Zoneamento, apresenta-se como uma região campestre associada a espécies nativas que caracterizam ambientes pretéritos (ex: Parque do Espinilho), déficit hídrico muito alto nos meses de verão, baixa e média disponibilidade hídrica superficial, e vulnerabilidade dos aquíferos considerada média alta. Além disso, constitui uma área de ocorrência de espécies ameaçadas de aves e mamíferos, além de espécies da

flora, que incluem ocorrências restritas e raras (veja Capítulo 4). A fragilidade do solo e a ocorrência de areais são também características regionais restritivas. Nesse sentido, o Zoneamento indica restrição dos solos para a silvicultura. Observa-se ainda, na leitura do Zoneamento, a inexistência de parques, reservas nacionais ou estaduais. Apenas a APA (Área de Proteção Ambiental) da Bacia do Ibirapuitã constitui área de preservação nesse espaço territorial. Além disso, há registro de reservas indígenas e comunidades quilombolas e os sítios arqueológicos, embora estejam pouco estudados, revelam um passado de ocupação significativo.

As fragilidades naturais da região são um indicativo de restrição no zoneamento, associam-se a estas fragilidades a valorização da área como uma das poucas no estado com presença do campo nativo e a perspectiva, diante das condições de vento, de reserva para parque eólico.

Não levando em consideração critérios de valorização dos argumentos que são contrários à silvicultura, abrimos uma questão muito relevante para ser colocada em discussão, o imaginário da paisagem pampeana para a cultura gaúcha. Inclusive foi contemplada essa preocupação pelo Zoneamento Ambiental: *“Não poderão ser implantadas barreiras à visualização dos elementos cênicos no que diz respeito à imagem do PAMPA, **reconhecido pelo imaginário gaúcho, onde a cultura da população é a visualização do horizonte**”* (SEMA/FEPA/FEPA 2007).

O discurso da ocupação, e contrário ao zoneamento, por sua vez ancora-se no fato da região se caracterizar pela presença de grandes e médias propriedades, baixa população rural, infra-estrutura em geral baixa, produtividade da terra média (embora em alguns setores seja alta), renda baixa. Entretanto, o modelo silvicultor não possibilita grandes mudanças econômicas à população, que continuará com seu trabalho, temporário e baixa remuneração, como revelam os conflitos com essas mesmas empresas em outras regiões do país.

Contraditoriamente, este mesmo conhecimento tem servido para subsidiar a discussão política de comunidades tradicionais e ou movimentos sociais, que também dele se assessoram para promover suas reivindicações. A gestão do conflito, portanto, se expressa também nessa esfera. O exemplo trazido da expansão da silvicultura no Rio Grande do Sul expressa um confronto político entre os representantes das grandes empresas, os silvicultores, o Estado, os movimentos sociais e ecologistas, além de pesquisadores vinculados a universidades. Este confronto mediado por um conhecimento técnico produzido no interior da administração estadual, com a finalidade de legislar o uso do solo gaúcho, acaba por servir mais aos movimentos sociais do que à regulação do Estado. Este instrumento subsidiou a discussão política e a defesa do bioma Pampa em diferentes embates.

Para estimular o debate

O Pampa, na sua atribulada história de constituição e de ocupação, deixou vestígios das forças e dos atores mobilizados em sua montagem. Moldou o espírito dos antropóides viajantes, que o escolheram como pouso e neles imprimiu uma acuidade visual penetrante, hipnotizado pelo horizonte longínquo.

As idéias aqui apresentadas derivam da pesquisa construída por pesquisadores de diferentes áreas junto ao grupo de pesquisa sobre arenização do Departamento de Geografia, Instituto de Geociências da UFRGS. Os estudos sistematizados até então, dos quais este texto é uma expressão, baseiam-se na interpretação paleoambiental e revelam o Pampa como unidade frágil **em constituição** recente sob ambiente úmido. Como bioma brasileiro, o Pampa, ganhou por decreto federal brasileiro seu dia oficial, 17 de dezembro, data escolhida como homenagem ao ambientalista gaúcho José Lutzenberger. Reconhecer a importância dessas paisagens, berço dos primeiros aborígenes gaudérios, traz consigo a responsabilidade de refletir sobre as formas humanas de viver conectado a esse bioma. Com uma fisionomia paisagística diversificada, entre tantas unidades de paisagens pampeanas, descortinam-se os areais. Para reconstituir a história aqui apresentada, os areais e o que a partir deles se revela constituem

uma **janela** ao passado, ou seja, janela de conservação e fonte de registros de ambientes pretéritos. Os povos pré-colombianos, ao habitarem o Pampa, vivenciaram os areais e desde então promoveram a construção de uma cultura na interação com os colonizadores. A identidade do bioma Pampa com a cultura gaúcha é reveladora da intersecção de várias etnias. Este encontro étnico se revela não só pelos registros históricos mas, também, pelo legado cultural crioulo expresso na linguagem que aqui tentamos transmitir. A domesticação da caça bovina na Ásia, apropriada pelos europeus e, por estes, difundida para as novas terras invadidas, o gado introduzido no Pampa acopla-se estruturalmente à paisagem pampeana, irmã das suas origens, e a mantém aproximadamente a sua imagem natural. Esta, por sua vez, realimenta a tradição pampeana através de seus elementos. É este bioma, suas paisagens e a cultura crioula que se visualizam como ameaçados. A crise anunciada para a economia da Campanha (porção do Pampa) e a reestruturação econômica homogenizadora proposta revelam o embate. A proposta da silvicultura como alternativa reificadora contraria as propostas de manutenção da diversidade através do uso diversificado e da manutenção desse mosaico de paisagens, saberes e fazeres – **O Pampa**.

Referências

- Ab'Saber A.N. 1969. Participação de Superfícies Aplainadas nas Paisagens do Rio Grande do Sul – Geomorfologia. *Instituto de Geografia (Universidade de São Paulo)* 11: 1-17.
- Alier J.M. 2007. *O Ecologismo dos Pobres. Conflitos ambientais e linguagens de valorização*. Editora Contexto, São Paulo, 379 p.
- Bellanca E.T. 2001. *Uma contribuição para a explicação da gênese dos areais do Sudoeste do Rio Grande do Sul*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 87.
- Bellanca E.T. & Suertegaray D.M.A. 2003. Sítios arqueológicos e areais no sudoeste do Rio Grande do Sul. *Mercator – Revista de Geografia da UFC* 2: 99-114.
- Cordeiro C.A. & Soares L.C. 1977. A erosão nos solos da região sudoeste do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Geografia* 39: 82-150.
- CPRM 2008. *Mapa Geológico do Rio Grande do Sul – Mapa colorido em escala 1:750.000*. CPRM, Porto Alegre.
- Flores M. 1993. *História do Rio Grande do Sul*. Nova Dimensão, Porto Alegre.
- Freitas E. 2006. *Arenização e fitossociologia da vegetação de campo no município de São Francisco de Assis, RS*. Dissertação mestrado, PPG Geografia/UFRGS, Porto Alegre, p. 140.
- Holz M. 1999. *Do Mar ao Deserto; A Evolução do Rio Grande do Sul no Tempo Geológico*. Editora da Universidade, UFRGS, Porto Alegre.
- IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE. <http://www.ibge.gov.br>
- Kern A.A. 1998. *Antecedentes Indígenas. Síntese Riograndense, 1617*. 2 ed. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Maturana H. 1997. *A Ontologia da Realidade*. UFMG, Belo Horizonte.
- Maturana H. 2001. *Cognição, Ciência e Vida Cotidiana*. UFMG, Belo Horizonte.
- Maturana H. & Varela F.J. 2001. *A árvore do conhecimento: as bases biológicas da compreensão humana*. Palas Athena, São Paulo.
- MMA 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. MMA/SBF, Brasília, 40 p.
- Nimer E. 1977. Clima. In: *Geografia do Brasil. Região Sul* (ed. IBGE). IBGE: Rio de Janeiro, pp. 35-79.
- Odum E.P. & Barrett G.W. 2007. *Fundamentos de Ecologia*. Thomson Learning, São Paulo.
- Pires da Silva L.A. 2008. *Narrativas das percepções e conectividades de caminhantes nas paisagens dos areais pampeanos: Perspectivas ambientais para geração de ambiências*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Ribeiro P.A. 1999. Os mais antigos caçadores-coletores do Sul do Brasil. In: *Pré-História da Terra Brasilis* (ed. Tenório MC). Editora da UFRJ: Rio de Janeiro.
- SEMA/FEPAM/FZB 2007. *Zoneamento Ambiental para Atividades Silviculturais*. Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Fundação Estadual de Proteção ao Meio Ambiente e Fundação Zoobotânica, Porto Alegre.
- Suertegaray D. 1992. *Deserto Grande do Sul; controvérsia*. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Suertegaray D.M.A. 1987. *A Trajetória da Natureza: um estudo geomorfológico sobre os areais de Quaraí-RS*. Tese de Doutorado, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 243.
- Suertegaray D.M.A. 1998. *Deserto Grande do Sul: Controvérsia*. 2 ed. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre, 74 p.
- Suertegaray D.M.A., Guasseli L.A. & Verduin R. 2001. *Atlas da arenização: Sudoeste do Rio Grande do Sul*. Secretaria da Coordenação e Planejamento do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 85 p.
- Vieira E.F. 1985. *Rio Grande do Sul: Geografia da População*. Sagra, Porto Alegre.



Sandra Müller. Areal em São Francisco de Assis, RS.

Parte 2

Ecossistemas campestres

Parte 2

Ecosistemas campestres

Nesta seção examinamos a composição de espécies vegetais e animais e o funcionamento dos ecossistemas campestres, bem como aspectos relativos à sua conservação e aos serviços ambientais oferecidos.

Ecossistemas campestres são sistemas naturais facilmente reconhecidos na paisagem pelo predomínio de um estrato de gramíneas, identificando biomas amplamente denominados Campos. No Sul do Brasil, os Campos ocorrem no Planalto, na Serra do Sudeste, na Planície Litorânea e na Campanha, adentrando sem fronteiras regiões da Argentina e do Uruguai. Os campos do extremo sul são comumente denominados Pampa, seja pela adoção da classificação brasileira de biomas – onde os campos da metade sul do Rio Grande do Sul correspondem ao bioma Pampa – seja pelos domínios biogeográficos. Indistintamente, os Campos aqui examinados abrangem o Pampa e os campos do Planalto.

A biodiversidade dos Campos tem sido foco de estudos recentes. Somente no Rio Grande do Sul há em torno de 2.200 espécies de plantas – um valor elevado se considerados os ecossistemas campestres do mundo e a área proporcionalmente ocupada no Estado. Destas, 213 são consideradas ameaçadas. Quanto à fauna, os Campos Sulinos sustentam uma grande diversidade, com espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Servem de hábitat para espécies emblemáticas como o quero-quero, a ema, o joão-de-barro, o zorrilho e o graxaim-do-campo, e também abrigam espécies menos conhecidas, porém exclusivas da região e que necessitam da heterogeneidade de habitats campestres para a sua manutenção.

Distintas são as estratégias de sobrevivência e reprodução das espécies. É fascinante conhecer o modo como as plantas conseguem se manter no sistema através de bancos de reserva. Algumas adotam estratégias de banco de sementes, enquanto outras mantêm banco de gemas (órgãos subterrâneos), ambos resguardados no solo.

Com tanta diversidade de espécies, de estratégias, de formas e modos de vida, não poderiam ser poucos os serviços ambientais garantidos pelos Campos, os quais podem oportunamente apoiar ações de conservação, a valoração dos campos e a delimitação de regiões quanto aos serviços oferecidos.



Capítulo 4

A flora dos Campos do Rio Grande do Sul

Ilsi Iob Boldrini¹

Introdução

Os recursos naturais são importantes na manutenção dos seres vivos, através dos alimentos, matérias primas e minerais, além dos serviços ecológicos prestados à manutenção da vida no planeta. Dentre os recursos naturais renováveis estão incluídos a fauna e a flora, os quais constituem os fatores bióticos, e estão associados aos fatores abióticos como o solo e a água entre outros. O solo, a água, o ar, a fauna e a flora são diretamente afetados pela atividade humana, ou seja, a exploração inadequada destes recursos pode torná-los não renováveis. O solo degradado, a água quando contaminada por resíduos químicos e a emissão de CO₂ no ar em excesso são de difícil recuperação. A flora e a fauna se não forem bem manejadas estão sujeitas à extinção. O conhecimento pelo homem dos recursos naturais e do seu funcionamento é que vai definir a utilização racional dos mesmos. O desafio está em usar estes recursos de uma maneira sustentável e conservacionista.

A perda de biodiversidade significa a perda de organismos que tem uma determinada função, sem os quais, outros organismos serão afetados, conseqüentemente todo o ecossistema de um determinado local será alterado e os serviços ecossistêmicos serão modificados. Além disso, a perda da biodiversidade implica, muitas vezes, na falta de conhecimento científico sobre as espécies que estão em fase de extinção, que poderiam ser importantes em um futuro próximo, quer como princípios ativos para medicamentos ou para fins industriais diversos, por exemplo.

Hoekstra *et al.* (2005) analisando em nível global a conversão de habitats e a proteção dos mesmos, concluíram que a conversão excede a proteção numa razão de 10:1 na maioria das ecorregiões com alta riqueza biológica. Diante do resultado, sugerem não somente a proteção das espécies, que é o usual, mas também a proteção da diversidade de paisagens, das interações ecológicas e das pressões evolutivas que sustentam a biodiversidade, gerando serviços ecossistêmicos e a formação de novas espécies.

Foto de abertura: Santana do Livramento, RS. Acervo Labgeo/Centro de Ecologia da UFRGS.

¹ Departamento de Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves 9500, Prédio 43432, 91501-970, Porto Alegre, RS. E-mail: ilsi.boldrini@ufrgs.br

Neste sentido, deve-se salientar que não é o número de espécies que justifica a conservação de um determinado ecossistema, mas sim a importância que este ecossistema representa por si só na área do planeta em que ocorre, tanto no sentido biológico quanto na sua relação com o homem.

Considerando os ecossistemas do globo terrestre (Suttie *et al.* 2005), os campos (grasslands), senso amplo, envolvendo campos, savanas, vegetação arbustiva e tundra, é um dos maiores. Sua área estimada é de 52,5 milhões de quilômetros quadrados, correspondendo a 40,5% da área do globo terrestre, exceto Groenlândia e Antártida, dados do International Geosphere-Biosphere Programme – IGBP, Classification e Pilot Analysis of Global Ecosystems – PAGE, divulgados pelo World Resources Institute (WRI 2000).

Segundo Reid *et al.* (2005) 75% da região leste da África é dominada por campos e de acordo com Boonman (1993) *apud* Reid *et al.* (2005) a estimativa de ocorrência é de 1.000 espécies de gramíneas nativas, sendo mais de 600 citadas para o Quênia.

Na África do Sul, os campos ocupam 295.233 km² que correspondem a 24,27% do seu território e a flora nativa é muito rica, formada por cerca de 24.000 taxa. As savanas cobrem 419.009 km² e correspondem a 34,44% do território (Palmer & Ainslie 2005).

A vegetação de estepe do Tibet ocupa 165 milhões de hectares, isto é, 42% da área de pastagens naturais da China (Miller, 1999 *apud* Miller, 2005). Segundo Gu 2000 *apud* Miller (2005) mais de 2.000 espécies foram identificadas. Em torno de 1.200 espécies são endêmicas, ou seja, 1/4 do total de espécies do Tibet.

O Brasil possui uma das floras mais ricas do mundo, entre 55.000 e 60.000 espécies de angiospermas, o que corresponde a cerca de 19% da flora mundial (Giulietti *et al.* 2005). No Brasil, o Cerrado com uma área de aproximadamente 2 milhões de km², apesar de apresentar uma conversão de em torno de 50% da sua vegetação original para agricultura e pastagens cultivadas, possui a flora mais rica entre as savanas do mundo, com mais de 7.000 espécies (ervas, arbustos, árvores e lianas) e altos níveis de endemismos (Mendonça *et al.* 1998 *apud* Klink & Machado (2005).

O Estado do Rio Grande do Sul (RS), situado no extremo sul do Brasil, entre as coordenadas 27° e 33° S e 49° e 57° W, abrange uma superfície de aproximadamente 280.000 km², faz fronteira com o Uruguai e Argentina e apresenta grandes extensões de campos. Parte do Estado está incluído no bioma Mata Atlântica e parte no bioma Pampa.

A grande diversidade biológica ocorrente no RS se deve, em especial, a diversidade de solos procedentes da grande variabilidade geológica, da topografia, da distribuição da pluviosidade, da temperatura e da disponibilidade de água. A topografia associada à hidrografia, formada por rios e lagoas, constitui uma grande variedade de ambientes que sustentam uma grande diversidade biológica.

A vegetação do RS é constituída por formações florestais, na ordem de 93.098,55 km², por formações campestres que ocupam 131.041,38 km², além das áreas de tensão ecológica e das formações pioneiras (Hasenack *et al.* 2007). No entanto, com o avanço da civilização e com o aumento da população humana ocorreram muitas alterações. A entrada de animais domésticos, como o gado bovino, a introdução de culturas, como o arroz e a soja, a silvicultura e a expansão urbana modificaram grandemente a fisionomia observada nos dias de hoje. Segundo Hasenack *et al.* (2007), a cobertura natural ou seminatural da vegetação campestre atualmente é de 64.210,09 km², o que significa dizer que foi suprimido 51% da vegetação campestre original, com finalidade econômica e para urbanização.

Os Campos do Rio Grande do Sul

Os campos são fisionomicamente caracterizados pelas gramíneas que constituem o grupo dominante. No entanto, a família das compostas apresenta um grande número de espécies, porém seus indivíduos

ocorrem isolados em meio às gramíneas, exceto em beiras de estradas, onde algumas espécies de *Baccharis* e *Eupatorium* são dominantes. Quando ocorrem em populações densas, são indicadoras de áreas de campo com pecuária mal manejada. Onde a carga animal está acima da capacidade de suporte do campo, a comunidade vegetal torna-se rala, com exposição da superfície do solo, ambiente propício para a germinação das sementes de compostas como, por exemplo, *Soliva pterosperma* (roseta), *Conyza bonariensis* (buva), *Pluchea sagittalis* (quitoco), *Senecio madagascariensis*, *Senecio brasiliensis* (maria-mole), *Chrysanthemum myconis*, *Gamochaeta* spp. e *Aster squamatus*, as quais muito rapidamente ocupam a área. As leguminosas habitam todas as formações campestres e, como as compostas, também ocorrem como indivíduos isolados. Outro grupo importante é o das ciperáceas, as quais habitam predominantemente áreas úmidas e formam, dependendo da espécie, densas populações. Quando se fala em banhados se pensa, automaticamente, em ciperáceas. Com base nas premissas colocadas acima, o conhecimento destas famílias é essencial para estudos que envolvam vegetação campestre.

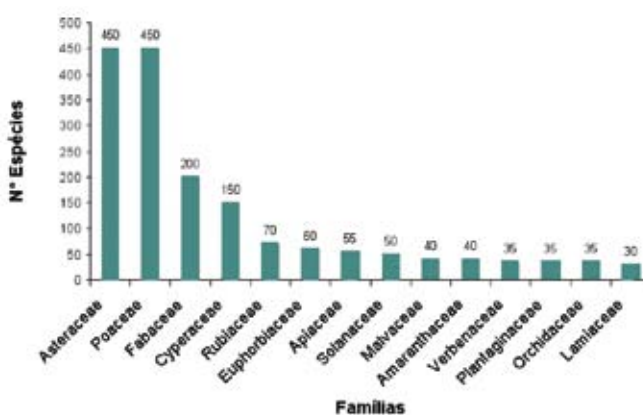


Figura 4.1 Famílias com o maior número de espécies presentes nos campos naturais do Rio Grande do Sul.

Com o avanço do conhecimento, famílias que se acreditava serem pouco representativas neste tipo de formação se destacam em algumas regiões, como as rubiáceas, euforbiáceas, umbelíferas, solanáceas, malváceas, amarantáceas, verbenáceas, plantagináceas, orquidáceas e as lamiáceas (Fig. 4.1).

Atualmente, muitos estudos taxonômicos locais e regionais, e sinopses de gêneros que envolvem esta formação estão disponíveis, de modo que a grande maioria das espécies campestres (95%) é de possível identificação. Exceção se dá naquelas famílias ou gêneros em que não foram realizados estudos científicos ou em espécies que não foram descritas e que ainda estão desconhecidas pela ciência, o que constitui em torno de 5% de espécies de impossível identificação. A diversidade da flora dos campos do RS é bem conhecida, e este conhecimento está disponível em muitos artigos, floras, dissertações e teses, apesar de Giulietti *et al.* (2005) afirmarem que a flora de grandes porções dos campos do sul do Brasil ser “insuficientemente conhecida”. A maior área preservada de campos está situada no Rio Grande do Sul, pois o estado do Paraná foi praticamente devastado em prol da agricultura, restando 1.377 milhões de ha e Santa Catarina, cujos campos estão restritos à porção sudeste do Estado e perfazem 1.779 milhões de ha (IBGE 2006), está sofrendo atualmente muita pressão por parte do aumento da área da silvicultura.

A diversidade campestre no RS é da ordem de 2.200 espécies, o que se pode considerar um número alto, se comparado com as pradarias norte-americanas, onde Leach & Givnish (1996) registraram 266 espécies em uma área de 800.000 ha do estado de Wisconsin.

Burkart (1975) classificou a vegetação campestre do sul do Brasil em dois tipos: “campos do Brasil Central” para aqueles situados no norte do Estado e que tem continuidade em Santa Catarina e Paraná e fazem parte do bioma Mata Atlântica (IBGE 2004) e “campos do Uruguai e sul do Brasil” para aqueles do sul do RS e que correspondem ao bioma Pampa (IBGE 2004).

Os campos do bioma Mata Atlântica

Os denominados “campos do Brasil Central” ocorrem nas porções mais elevadas, nos topos e encostas, e nos vales podemos encontrar a floresta com araucária, dominada por *Araucaria angustifolia*. De acordo com Ministério do Meio Ambiente estes campos são denominados de “campos de altitude” e segundo Fortes (1959) fazem parte da região dos Campos de Cima da Serra.

A vegetação é representada por grandes extensões de campo, entremeados com mata de araucária e turfeiras. As araucárias (*Araucaria angustifolia*), associadas a outras espécies como o pinheiro-bravo (*Podocarpus lambertii*) e a bracatinga (*Mimosa scabrella*) cobertas por barba-de-pau (*Tillandsia usneoides*), encontram-se junto a coxilhas amareladas pela grande quantidade de capim-caninha (*Andropogon lateralis*), espécie dominante e característica da área. Neste tapete contínuo, são encontradas espécies de diversas famílias, algumas muito vistosas, como as compostas, as leguminosas, as verbenáceas e as solanáceas.

A pecuária, que é a atividade mais antiga da região, utiliza o manejo de queimadas no final de cada inverno ou a cada dois anos, com o intuito de propiciar o rebrote da vegetação que será utilizada na alimentação do rebanho bovino na primavera e verão. Esta prática empregada há aproximadamente 150 anos provavelmente tem selecionado espécies vegetais e animais que apresentam mecanismos de escape ou defesa frente a este distúrbio. Cabe destacar que esta é a região do Estado que é mais propícia para o desenvolvimento de espécies hibernais. No entanto, apresenta dominância de espécies estivais, possivelmente pelo uso do fogo exatamente na época de início de desenvolvimento das hibernais, o que não permite seu florescimento e sua frutificação. Além disso, o fogo destrói as gemas vegetativas mais expostas, resultando no domínio de espécies cespitosas eretas, nas quais as gemas do centro das touceiras não são afetadas. Em espécies prostradas, as gemas ficam muito suscetíveis ao fogo (Jacques 2003).

Com base no trabalho de Boldrini *et al.* (no prelo) verifica-se que o maior número de espécies pertence à família Asteraceae (24%), seguida pelas gramíneas com 20% e famílias menores com 7%, como Leguminosae e Cyperaceae, e 3% em Apiaceae. Outras famílias correspondem a 39% das espécies (Fig. 4.2a).

Entre as Poaceae destacam-se, na fisionomia dos campos bem drenados *Andropogon lateralis*, *Axonopus siccus*, *Paspalum maculosum*, *Schizachyrium tenerum* e *S. spicatum*. Nos campos mal drenados, salienta-se *Andropogon macrothrix* e *Paspalum pumilum*, embora *A. lateralis* também ocorra nestes ambientes. A alta percentagem de solo descoberto associada à dominância de espécies cespitosas eretas e de ciclo estival é característica nos campos da região, conforme descrito em Boldrini (1997).

A família Asteraceae se caracteriza pela expressiva diversidade florística, bem como populacional. Seus táxons apresentam variados hábitos em suas diversas formas biológicas e, devido ao seu extraordinário potencial ornamental, os campos são cobertos por um colorido exuberante durante o período de florescimento das múltiplas espécies que os compõem. Entre as espécies que se destacam nos ambientes desta região, citam-se: *Acmella bellidioides*, *Baccharis milleflora*, *B. trimera*, *B. uncinella*, *Calea phyllolepis*, *Eupatorium bupleurifolium*, *Eupatorium tanacetifolium*, *Hieracium commersonii*, *Hypochaeris lutea*, *Holocheilus monocephalus*, *Mikania decumbens*, *Perezia squarrosa* subsp. *cubataensis*, *Senecio conyzifolius*, *S. juergensii*, *S. oleosus*, *S. pulcher*, *Trichocline catharinensis*, *Vernonia catharinensis* e *V. tweedieana* (Boldrini *et al.* no prelo).

Dentre as Fabaceae, vários táxons herbáceos são característicos dos campos de altitude sul-brasileiros, e muitos com xilopódios desenvolvidos, possivelmente uma estrutura subterrânea adaptada ao fogo que tem sido selecionada ao longo de muitos anos. *Macroptilium prostratum* de hábito volúvel e flores amarelas é a leguminosa mais comum destes campos. Cabe destacar *Trifolium riograndense*, espécie estolonífera de flores vermelhas em solos mais secos e *Lathyrus paranensis* que habita os banhados, sempre em associação com *Eryngium pandanifolium*, o gravatá-do-banhado. Em locais protegidos do campo e em beiras de estrada, sem interferência de gado, destacam-se *Galactia neesii*, *Tephrosia adunca*, de flores rosadas, espécies de *Adesmia*, como *A. tristis*, *A. ciliata*, com flores amarelas e espécies de *Lupinus*, com grande potencial ornamental pelo colorido variado de suas flores, variando de avermelhadas a lilás e azuis, como em *L. paranensis*.

A família Apiaceae, representada principalmente pelo gênero *Eryngium* com 18 espécies, é fisionomicamente muito importante. Nas baixadas úmidas típicas do planalto, a fisionomia é dada por *E.*

pandanifolium. Já nos campos secos e alterados, principalmente pelo uso do fogo, são características grandes populações de *E. horridum*.

Para a família Cyperaceae, cujas espécies estão geralmente associadas a ambientes mais úmidos, verificou-se que as mais abundantes no Planalto ocorrem em campos secos, como é o caso de *Bulbostylis sphaerocephala*, *Rhynchospora flexuosa* e *R. globosa*, indicando a presença constante de umidade nos ambientes de altitude. Os banhados são cobertos por *Eleocharis bonariensis* e *Rhynchospora tenuis*.

Entre as demais famílias, destacam-se na fisionomia, pela beleza e colorido de suas flores, espécies de *Petunia*, como *P. altiplana* (Solanaceae) e de *Glandularia*, como *G. catharinae* (Verbenaceae). Algumas espécies de monocotiledôneas também se destacam pelo potencial ornamental, como *Hippeastrum breviflorum*, (Amaryllidaceae) e *Lobelia camporum* (Campanulaceae).

O clima frio da região aliado à alta precipitação pluviométrica e altitude elevada desenvolveu muitos endemismos, ou seja, as plantas evoluíram e se adaptaram a este ambiente e se tornaram exclusivas desta região. Espécies endêmicas revelam locais com particularidades próprias. Endemismos e espécies ameaçadas são indicadores importantes para sugerir áreas para conservação. Muitas espécies hibernais ou hiberno-primaveris são endêmicas e/ou raras nesta região, como é possível verificar em Overbeck *et al.* (2007) (Tab. 4.1) e em estudo desenvolvido recentemente na região, envolvendo Rio Grande do Sul e Santa Catarina, por Boldrini *et al.* (no prelo), onde foram contabilizadas 1.161 espécies, das quais 107 são endêmicas.

Os campos do bioma Pampa

No Brasil, o bioma Pampa que tem continuidade no Uruguai, está restrito ao estado do Rio Grande do Sul e se localiza na metade sul, ocupando aproximadamente 63% (IBGE 2004) da superfície do Estado. Segundo Burkart (1975), constitui uma das regiões do mundo mais ricas em gramíneas, com uma mistura de espécies microtêrmicas e megatêrmicas e predomínio destas últimas.

Embora aos olhos do leigo possa parecer simples, trata-se de um bioma complexo, formado por várias formações vegetacionais, dentre as quais o campo dominado por gramíneas é o mais representativo. A matriz geral é formada por áreas extensas de campos, com inclusões de florestas pelas margens de rios. Destacam-se os campos de barba-de-bode do Planalto, os campos sobre solos rasos e solos profundos da Campanha, os campos de areia, os campos da Depressão Central e os campos litorâneos. A vegetação savanóide (arbóreo-arbustiva) da Serra do Sudeste, sobre solos rasos procedentes de granito, é considerada um enclave no bioma ocupando aproximadamente $\frac{1}{4}$ da área do mesmo. A estrutura vegetacional é muito diversa, em resposta à diversidade e amplitude de fatores, como o clima, o solo e o manejo a que esta vegetação está submetida.

Os campos cobrem grandes extensões, em relevo suave-ondulado na porção central do Estado a forte-ondulado na Serra do Sudeste, com vistas panorâmicas, e plano “a perder de vista” nas regiões litorâneas e na divisa com a Argentina. Tem influência vegetacional do Pampa da Argentina e Uruguai, com muitas espécies em comum. Há uma dominância de plantas prostradas, que cobrem a superfície, não deixando solo descoberto, quando o campo é bem manejado.

Campos de barba-de-bode:

A vegetação deste campos é relictual, de um período geológico mais seco, com precipitação menor que a atual, onde muitos representantes da flora procedentes do Brasil Central aqui se estabeleceram e se mantiveram. São espécies predominantemente tropicais, pouco exigentes quanto à fertilidade de solos e umidade. Dentre as gramíneas, a grande maioria é estival apresentando metabolismo fotossintético C4 e são poucos os representantes de ciclo hibernar com metabolismo fotossintético C3.

A pequena área dos campos de barba-de-bode que ainda existe no noroeste do Estado, em vista da conversão da vegetação original em agricultura para obtenção de grãos, apresenta uma dupla estrutura. O estrato superior é caracterizado por *Aristida jubata* e o inferior por gramíneas rizomatosas, destacando-se nas áreas mais secas sobre solos argilosos o capim-forquilha (*Paspalum notatum*) e a grama-missioneira (*Axonopus jesuiticus*) e em solos secos e arenosos, *P. nicorae*. Nos locais úmidos, como nas bordas de banhados vegetam espécies estoloníferas como a grama-tapete (*A. affinis*) e rizomatosas como *P. pumilum*.

Nestes campos encontram-se representantes de várias famílias e que são muito freqüentes, como por exemplo, *Borreria poaya* de flores azuis, *Staelia thymoides* de flores brancas (Rubiaceae), *Stylosanthes* sp. (Fabaceae), *Melochia chamaedrys* de flores amarelas (Malvaceae) e *Waltheria douradinha* (Malvaceae), que está relacionada na Lista das Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no RS.

Muitas áreas baixas da fronteira oeste estão sendo drenadas para o cultivo de arroz, destruindo o habitat natural de *Rhynchoryza subulata*, *Coelorachis balansae* e *Vicia tephrosioides*.

Campos de solos rasos:

Localizam-se na fronteira oeste do Estado, sobre solos muito rasos a partir do basalto, pedregosos, com baixa retenção de umidade, associados ao déficit hídrico no verão. A vegetação é muito peculiar neste ambiente estressante. Vegetam gramíneas cespitosas de porte baixo, muitas endêmicas de solos rasos, como *Aristida murina*, *A. uruguayensis*, *Bouteloua megapotamica*, *Eustachys brevipila*, *Microchloa indica*, *Tridens hackelii* e *Tripogon spicatus*. Em meio à alta percentagem de solo exposto nestes ambientes, encontram-se compostas como *Berroa gnaphalioides* e *Sommerfeltia spinulosa* e leguminosas como *Adesmia incana*, *Indigofera asperifolia*, *Mimosa amphigena* e *Rhynchosia diversifolia*. Destacam-se espécies de outras famílias, como *Lippia vilafloridana*, verbenácea de flores amarelas, *Nierembergia linariifolia*, solanácea de flores branco-azuladas que forma grandes manchas, exclusiva deste tipo de formação e tóxica para herbívoros, *Convolvulus laciniatus*, convolvulácea de folhas muito recortadas e *Ditaxis acaulis*, euforbiácea densamente pilosa, exclusiva destes ambientes. São comuns plantas espinescentes, como *Discaria americana* (Rhamnaceae), espécie restrita e ameaçada de extinção, *Eryngium echinatum* (Apiaceae) e *Paronichia chilensis* (Caryophyllaceae).

Os campos onde os solos são um pouco mais profundos há uma baixa percentagem de solo descoberto. A vegetação apresenta-se em um estrato contínuo de gramíneas rizomatosas e estoloníferas, como *Paspalum notatum* (capim-forquilha) e *Axonopus affinis* (grama-tapete), entremeado por leguminosas também estoloníferas, como *Arachis burkartii* (amendoim-nativo) e *Adesmia bicolor* (babosa-do-campo). O mío-mio (*Baccharis coridifolia*), espécie tóxica que geralmente não é consumida pelas ovelhas, forma um estrato superior. De uma forma geral, a carga animal é alta, beneficiando as espécies prostradas.

Campos de solos profundos:

Situam-se a sudoeste no Estado, sobre solos diversos, especialmente chernossolos, vertissolos e planossolos.

A quantidade de gramíneas em relação às outras famílias é marcante (29%). As estivais com mais alta participação, além do capim-forquilha (*Paspalum notatum*), que é rizomatosas, são as de hábito cespitoso, onde o capim-caninha (*Andropogon lateralis*), a cola-de-lagarto (*Coelorachis selleana*), e o capim-melador (*Paspalum dilatatum*) são as mais representativas. Entre as hibernais se destacam a flechilha (*Stipa setigera*) e o cabelo-de-porco (*Piptochaetium stipoides*). Em meio a estas espécies eretas desenvolvem-se ciperáceas em locais muito úmidos, como *Carex phalaroides*, muito comum em meio às gramíneas e *Eleocharis dunensis*. Esta espécie está restrita a metade sul do RS e só é encontrada sobre vertissolos e chernossolos.

Considerando todas as regiões do Estado, esta é a região onde as compostas são menos representativas. Interessante a presença de várias espécies de verbenáceas e muitas espécies de outras famílias (43%), com base em 251 espécies identificadas (Fig. 4.2b) (Elejalde *et al.* em preparação).

Nestes campos sobre solos férteis, há uma alta participação de gramíneas hibernais, destacando-se as flechilhas (*Stipa hyalina*, *S. papposa*, *S. setigera*) e os cabelos-de-porco (*Piptochaetium bicolor*, *P. stipoides*, *P. uruguense*). As leguminosas mais freqüentemente encontradas são o trevo nativo (*Trifolium polymorphum*) e as babosas (*Adesmia bicolor*, *A. securigerifolia*, *A. punctata* e *A. latifolia*), destacando-se no campo, *A. bicolor* em locais de solos medianamente drenados, formando manchas devido à presença de estolões. *Adesmia securigerifolia* (Fabaceae) e *Setaria globulifera* (Poaceae) são endêmicas dos campos de Bagé.

Espécies de origem andina, procedentes do pampa do Uruguai e Argentina, penetram no Rio Grande do Sul e alcançam seu limite mais setentrional nesta região do Estado, sendo algumas comuns e outras raras como *Melica argyrea*, *M. rigida*, *Stipa arechavaletai*, *S. charruana*, *S. philippii*, *S. rosenfurtii* e *S. torquata*.

Apesar da alta carga animal utilizada pela pecuária nestes campos, aplicada em decorrência da elevada fertilidade dos solos, a diversidade destes campos se mantém alta, pela influência de várias floras circundantes. A presença de espécies de gramíneas que apresentam metabolismo fotossintético C3 é aqui mais representativa do que nas demais regiões do Estado. Há uma convivência harmônica com as espécies C4.

Campos dos areais:

Na região dos areais, situada no centro-oeste do Rio Grande do Sul, *Axonopus argentinus*, *Elyonurus* sp. (o capim-limão) e *Paspalum nicorae* determinam a fisionomia dos campos. Muitas plantas que se desenvolvem sobre este substrato frágil possuem estruturas subterrâneas desenvolvidas, como rizomas e xilopódios, provavelmente para suportar o estresse hídrico. Os fatores ambientais, especialmente no verão, são muito severos: temperaturas altas, estiagem, chuvas concentradas e torrenciais em curtos períodos, o que resulta na percolação rápida da água no solo arenoso. Além disso, as partes aéreas apresentam-se com muita pilosidade, ou ainda com folhas coriáceas ou cerosas e glandulares, adaptações para suportar altas temperaturas, falta de água e ventos fortes, reduzindo a evapotranspiração. Habitam este ambiente, várias espécies latescentes (como as euforbiáceas e as apocináceas) e com óleo, (como o capim-limão), substâncias que servem possivelmente para evitar a predação por animais.

Uma vegetação relictual é encontrada nesta região (Ab'Sáber 2004), demonstrada pela existência de exemplares de *Podocarpus lambertii* convivendo com *Cereus hildmannianus*, *Parodia ottonis* e *Butia lallemantii*. Com base no trabalho de Freitas *et al.* (em preparação) foram identificadas 301 espécies para estes campos, com grande importância das compostas em relação às outras famílias, como gramíneas, leguminosas, euforbiáceas, ciperáceas e rubiáceas (Fig. 4.2c).

Paspalum nicorae, *P. stellatum* e *Pappophorum macrospermum*, todas de coloração acinzentada, auxiliam na fixação do substrato arenoso, junto com *Paspalum notatum* e *Acanthospermum australe*, o carrapicho-do-campo (Freitas 2006). No meio da areia, *Lupinus albescens* germina e floresce, sendo uma importante indicadora para recuperação da fertilidade do solo.

Vernonia macrocephala e *Baccharis multifolia* (Asteraceae) cobrem grandes áreas e fornecem uma coloração acinzentada à vegetação. Ocorrem muitas espécies endêmicas de compostas pertencentes aos gêneros *Asteropsis*, *Baccharis*, *Eupatorium*, *Trixis*, *Noticastrum*, *Vernonia*, inclusive com citações novas para o Estado e para a ciência.

Vegetação savanóide:

A região do planalto sul-rio-grandense, conhecida como Serra do Sudeste, apresenta baixas temperaturas no inverno e compreende solos em geral rasos, muito pedregosos, originados principalmente de granito. Muitas áreas, atualmente cobertas por vegetação campestre, originalmente apresentavam-se ocupadas por subarbustos, arbustos e árvores de baixo porte, as quais aos poucos foram sendo cortadas e queimadas, ampliando as áreas utilizadas como pastagens (Girardi-Deiro *et al.* 2004).

Considerando número de espécies, é a região que apresenta um maior equilíbrio entre gramíneas e compostas (Fig. 4.2d) e a que apresenta um menor número de representantes de outras famílias (27%), exceto leguminosas, ciperáceas e rubiáceas (Boldrini *et al.* 1998).

Espécies de gramíneas cespitosas eretas são comuns, como as barbas-de-bode (*Aristida jubata*, *A. filifolia*, *A. spegazzini*, *A. circinalis* e *A. venustula*), *Andropogon ternatus*, *A. selleanus* e *Stipa filifolia*.

É nesta região que as leguminosas estão mais bem representadas tanto no campo, quanto em beiras de estrada, junto da vegetação arbustiva, destacando-se *Lathyrus pubescens*, *Rhynchosia diversifolia*, *Clitoria nana*, *Adesmia punctata*, *Galactia neesii* e *Eriosema tacuarembense*.

A vegetação rupestre associada a estes campos apresenta muitas cactáceas endêmicas. Seus campos são também ricos em endemismos, como *Colletia paradoxa* (Rhamnaceae), *Glechon thimoides* (Lamiaceae), *Kelissa brasiliensis* (Iridaceae), *Hypericum polyanthemum* e *H. myrianthum* (Hypericaceae), *Moritzia ciliata* (Boraginaceae), *Adesmia riograndensis* (Fabaceae) e as gramíneas *Briza parodiana*, *Erianthecium bulbosum* e *Stipa filifolia*.

Campos do centro do Estado:

Situados entre o planalto sul-brasileiro e o planalto sul-rio-grandense os campos tem representantes de vegetação tropical e subtropical.

Usando como base o trabalho de Boldrini (1993) verifica-se que as compostas estão muito presentes nestes campos, entremeadas às gramíneas. Comparando-se com as outras regiões do Estado, estes campos em termos de famílias botânicas, são os mais semelhantes aos da Serra do Sudeste (Fig. 4.2e).

Quando os campos são bem manejados, a presença de solo descoberto é baixa, pois no estrato inferior as espécies dominantes são rizomatosas, representadas pelo capim-forquilha (*Paspalum notatum*) nos topos e encostas das coxilhas e estoloníferas como a grama-tapete (*Axonopus affinis*) nas baixadas úmidas. O capim-caninha (*Andropogon lateralis*) é presença constante, destacando-se no estrato superior.

Em campos com sobrepastoreio, a comunidade vegetal torna-se rala e o solo descoberto apresenta valores alarmantes. São nestes espaços que as sementes das compostas, que são numerosas, se instalam, destacando-se a roseta (*Soliva pterosperma*), o alecrim-do-campo (*Vernonia nudiflora*), a maria-mole (*Senecio brasiliensis*), além de *S. selloi* e *S. heterotrichius*. Nas áreas bem drenadas, as barbas-de-bode (*Aristida jubata* e *A. filifolia*) formam touceiras e compõem o estrato superior da comunidade vegetal.

Campos litorâneos:

Nos campos litorâneos há uma presença marcante de espécies prostradas, estoloníferas ou rizomatosas, cobrindo bem o solo. As gramíneas habitam solos medianamente drenados e as ciperáceas, solos mal drenados, caracterizando estes campos. Comparado com outras regiões do Estado, as compostas apresentam uma baixa riqueza específica. Segundo Garcia (2005), as leguminosas e as solanáceas estão bem representadas (Fig. 4.2f).

Espécies de porte baixo, radicantes, representadas por *Ischaemum minus*, *Axonopus affinis*, *A. obtusifolius*, *Paspalum dilatatum*, *P. pauciciliatum*, *P. modestum*, *P. pumilum* e *Panicum aquaticum*.

Em geral, as ciperáceas apresentam um sistema subterrâneo bem desenvolvido, formando populações densas, como é o caso de *Eleocharis bonariensis* e *E. viridans*. Por outro lado, algumas espécies apresentam indivíduos isolados, como é o caso de *Pycnus polystachyus* e de *Rhynchospora holoschoenoides*.

Muitas leguminosas são comuns nesta região, destacando-se *Stylosanthes leiocarpa*, *Indigofera sabulicola*, *Desmodium adscendens*, *D. barbatum*, *D. incanum*, *Adesmia latifolia*, *Vigna longifolia* e *V. luteola*.

Estes campos desenvolveram poucos endemismos, no entanto, pode-se destacar *Axonopus parodii*, que é dominante nos solos mais arenosos na margem externa das lagoas, *Cunila fasciculata* (Lamiaceae) no litoral norte, *Gomphrena sellowiana* (Amaranthaceae) e *Onira unguiculata* (Iridaceae) no litoral sul. *Vernonia constricta* (Asteraceae) e *Setaria stolonifera* (Poaceae) são outras espécies exclusivas.

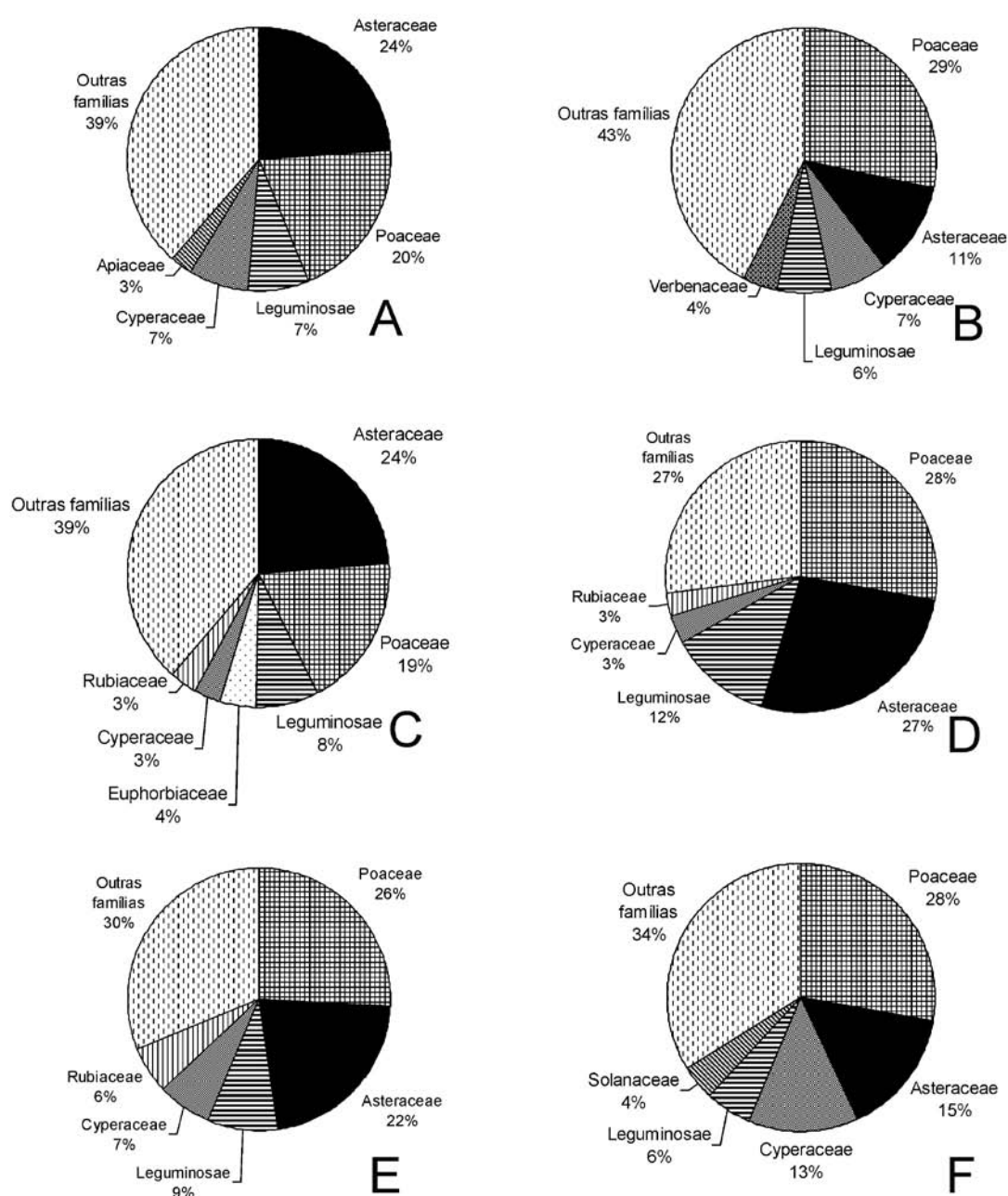


Figura 4.2 Porcentagem de espécies por família em regiões do RS. A - Campos do bioma Mata Atlântica; B - Campos de solos profundos; C - Campos dos areais; D - Campos da Serra do Sudeste; E - Campos do centro do Estado; F - Campos litorâneos.

Espécies ameaçadas de extinção

Segundo a Lista das espécies da flora ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul, editada no Diário Oficial do Rio Grande do Sul em 31/12/2002 (SEMA 2002), 213 táxons pertencentes a 23 famílias de campos secos e úmidos estão ameaçados. Destes, 85 táxons ocorrem no bioma Mata Atlântica e 146 no bioma Pampa, sendo 28 táxons comuns aos dois biomas (Tab. 4.1). As famílias com maior número de representantes ameaçados são: Cactaceae com 50 espécies, Asteraceae com 40, Poaceae com 25, Bromeliaceae com 20, Amaranthaceae e Fabaceae com 15 espécies.

Cabe destacar que várias espécies tiveram seus nomes atualizados, especialmente as da família Cactaceae.

De acordo com a proposição da IUCN (2008), na categoria “Em Perigo” estão relacionadas 86 espécies, em “Vulnerável” 66, em “Criticamente ameaçada” 52 e em “Presumivelmente extinta” nove espécies (Tab. 4.1).

▼ Tabela 4.1 | Relação das espécies campestres do Rio Grande do Sul ameaçadas de extinção, segundo o Diário Oficial do RS de 31/12/2002 (SEMA 2002). **Categoria de ameaça:** PE= Presumivelmente extinta; CR= Criticamente ameaçada; EN= Em Perigo; VU= Vulnerável.

Família/Espécie	Categoria de ameaça	Mata Atlântica	Pampa
ALSTROEMERIACEAE			
<i>Alstroemeria isabellana</i> Herb.	EN	X	X
AMARANTHACEAE			
<i>Alternanthera hirtula</i> (Mart.) R. E. Fr.	EN		X
<i>Alternanthera malleana</i> R. E. Fr.	EN		X
<i>Alternanthera micrantha</i> R. E. Fr.	VU	X	X
<i>Alternanthera paronychioides</i> St.Hil.	VU	X	X
<i>Alternanthera praelonga</i> St.Hil.	CR		X
<i>Alternanthera reineckii</i> Briq.	VU	X	X
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	VU	X	X
<i>Amaranthus rosengurtii</i> A. Hunziker	EN		X
<i>Celosia grandifolia</i> Moq.	EN		X
<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) H.B.K.	VU	X	X
<i>Gomphrena graminea</i> Moq.	VU	X	X
<i>Gomphrena perennis</i> L.	VU		X
<i>Gomphrena pulchella</i> Mart.	EN		X
<i>Gomphrena schlechtendaliana</i> Mart.	EN	X	X
<i>Gomphrena sellowiana</i> Mart.	VU		X
<i>Gomphrena vaga</i> Mart.	VU	X	X
<i>Pfaffia gnaphaloides</i> (L.f.) Mart.	VU	X	X
<i>Pfaffia glomerata</i> (Spreng.) Pedersen	VU	X	X
APIACEAE			X
<i>Eryngium divaricatum</i> Hook. & Arn.	VU		X
<i>Eryngium dorae</i> C. Norman	EN		X
<i>Eryngium falcifolium</i> S.Legang	VU	X	
<i>Eryngium ramboanum</i> Math. & Const.	CR	X	
<i>Eryngium smithii</i> Math. & Const.	VU	X	
<i>Eryngium urbanianum</i> H. Wolff	VU	X	
<i>Eryngium zosterifolium</i> H. Wolff	VU	X	
APOCYNACEAE			
<i>Mandevilla coccinea</i> (Hock. & Arn.) Woodson	VU	X	X
ASTERACEAE			X
<i>Acmella pusilla</i> (Hook. & Arn.) R. K. Jansen	VU		X
<i>Acmella serratifolia</i> R. K. Jansen	VU	X	X
<i>Baccharis hypericifolia</i> DC.	EN	X	
<i>Calea clematidea</i> Baker	VU		X
<i>Calea kristinae</i> Pruski	EN		X
<i>Chaptalia arechavaletae</i> Hier. ex Arech.	EN		X
<i>Chaptalia cordifolia</i> (Backer) Cabrera	EN	X	
<i>Eupatorium angusticeps</i> Malme	PE		X
<i>Gochnatia cordata</i> Less.	VU		X
<i>Gochnatia mollissima</i> (Malme) Cabr.	PE		X

Família/Espécie	Categoria de ameaça	Mata Atlântica	Pampa
<i>Gochnatia orbiculata</i> (Malme) Cabr.	EN		X
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr. ssp. <i>floccosa</i> Cabr.	VU	X	X
<i>Holocheilus monocephalus</i> Mondin	VU	X	
<i>Hysterionica pinnatiloba</i> Matzenbacher & Sobral	CR	X	
<i>Isostigma crithmifolium</i> Less.	EN		X
<i>Mikania anethifolia</i> (DC.) Matzenbacher	EN		X
<i>Mikania decumbens</i> Malme	VU	X	
<i>Mikania oblongifolia</i> DC.	EN	X	
<i>Mikania pinnatiloba</i> DC.	VU	X	X
<i>Mikania viminea</i> DC.	EN		X
<i>Pamphalea araucariophila</i> Cabr.	VU	X	X
<i>Pamphalea blupeurifolia</i> Less.	VU		X
<i>Pamphalea cardaminifolia</i> Less.	EN	X	
<i>Pamphalea commersonii</i> Cass.	VU		X
<i>Perezia multiflora</i> (Humb. & Bonpl.) Less. ssp. <i>sonchifolia</i> (Baker) Vuill.	VU		X
<i>Perezia squarrosa</i> (Vahl) Less. ssp. <i>cubatensis</i> (Less.) Vuill.	VU	X	
<i>Perezia squarrosa</i> (Vahl) Less. ssp. <i>squarrosa</i>	CR		X
<i>Pamphalea maxima</i> Less.	VU	X	X
<i>Pamphalea missionum</i> Cabr.	EN		X
<i>Pamphalea ramboi</i> Cabr.	VU	X	
<i>Pamphalea smithii</i> Cabr.	VU	X	
<i>Schlechtendahlia luzulifolia</i> Less.	EN		X
<i>Senecio heteroschizus</i> Baker	PE	X	
<i>Smallanthus connatus</i> (Spreng.) H. Rob.	VU	X	X
<i>Stenachonium macrocephalum</i> DC.	VU	X	
<i>Trichocline catharinensis</i> Cabr. var. <i>discolor</i> Cabr.	EN		X
<i>Trichocline incana</i> Cass.	EN		X
<i>Trichocline macrocephala</i> Less.	EN	X	X
<i>Trixis pallida</i> Less.	EN	X	X
<i>Vernonia constricta</i> Matzenbacher	EN		X
<i>Viguiera guaranitica</i> Chod.	EN		X
BORAGINACEAE			X
<i>Moritzia ciliata</i> (Cham.) DC.	VU		X
BROMELIACEAE			
<i>Dyckia agudensis</i> Irgang & Sobral	EN	X	
<i>Dyckia alba</i> S. Winkl.	VU		X
<i>Dyckia brevifolia</i> Baker	EN	X	
<i>Dyckia choristaminea</i> Mez	EN		X
<i>Dyckia delicata</i> Larocca & Sobral	VU	X	
<i>Dyckia distachya</i> Hassl.	EN	X	
<i>Dyckia domfelicianensis</i> Strehl	EN		X
<i>Dyckia elisabethae</i> S. Winkl.	CR		X
<i>Dyckia hebdingii</i> L.B.Sm.	VU		X
<i>Dyckia ibicuiensis</i> Strehl	CR	X	
<i>Dyckia irmgardiae</i> L.B.Sm.	EN	X	
<i>Dyckia jonesiana</i> Strehl	VU		X
<i>Dyckia julianae</i> Strehl	VU		X
<i>Dyckia maritima</i> Baker	VU	X	
<i>Dyckia nigrospinulata</i> Strehl	VU	X	
<i>Dyckia polycladus</i> L.B.Sm.	VU	?	?
<i>Dyckia reitzii</i> L.B.Sm.	VU	X	
<i>Dyckia remotiflora</i> Otto	VU	X	X
<i>Dyckia remotiflora</i> var. <i>montevidensis</i> (C.Koch) Baker	VU		X
<i>Dyckia retroflexa</i> S. Winkl.	EN	X	
<i>Dyckia rigida</i> Strehl	VU	X	
<i>Dyckia tuberosa</i> (Vell.) Beer	EN	X	
<i>Dyckia vicentensis</i> Strehl	EN		X
<i>Dyckia waechteri</i> Strehl	EN		X
CACTACEAE			
<i>Echinopsis eyriesii</i> (Turp.) Pfeiffer & Otto	CR		X
<i>Echinopsis oxygona</i> (Link & Otto) Pfeiffer & Otto	VU		X
<i>Frailea buenekeri</i> Abraham	CR		X
<i>Frailea castanea</i> Backeb.	CR		X

Família/Espécie	Categoria de ameaça	Mata Atlântica	Pampa
<i>Frailea curvispina</i> Buining & Brederoo	CR		X
<i>Frailea gracilima</i> (Lem.) Britton & Rose ssp. <i>horstii</i> (Ritter) Braun	CR		X
<i>Frailea gracilima</i> (Lem.) Britton & Rose ssp. <i>gracilima</i>	EN		X
<i>Frailea mammiifera</i> Buining & Brederoo	CR		X
<i>Frailea phaeodisca</i> (Speg.) Speg.	CR		X
<i>Frailea pumila</i> (Lem.) Britton & Rose	EN		X
<i>Frailea pygmaea</i> (Speg.) Britton & Rose ssp. <i>albicolumnaris</i> (Ritter) Hofacker	CR		X
<i>Frailea pygmaea</i> (Speg.) Britton & Rose ssp. <i>pygmaea</i>	EN		X
<i>Frailea schilinzkyana</i> (K. Sch.) Britton & Rose	CR		X
<i>Gymnocalycium denudatum</i> (Link & Otto) Mittler	CR		X
<i>Gymnocalycium horstii</i> Buining	CR		X
<i>Gymnocalycium horstii</i> Buining ssp. <i>buenekeri</i> (Swales) Braun & Hofacker	CR		X
<i>Gymnocalycium reductum</i> (Link) Pfeiffer ex Mittler. ssp. <i>leanum</i> (Hook.) Papsch	EN		X
<i>Gymnocalycium uruguayense</i> (Arechav.) Britton & Rose	CR		X
<i>Opuntia assumptionis</i> K. Sch.	VU		X
<i>Parodia alacriportana</i> Backeb. & Voll	CR	X	
<i>Parodia allosiphon</i> (Marchesi) N.P. Taylor	CR		X
<i>Parodia arnostiana</i> (Lisal & Kolarik) Hofacker	CR		X
<i>Parodia buiningii</i> (Buxb.) N.P. Taylor	CR		X
<i>Parodia concinna</i> (Monv.) N.P. Taylor	CR		X
<i>Parodia crassigiba</i> (Ritter) N.P. Taylor	CR		X
<i>Parodia curvispina</i> (Ritter) D.R. Hunt	VU		X
<i>Parodia erinacea</i> (Haw.) N.P. Taylor	EN		X
<i>Parodia haselbergii</i> (Ruempler) Brandt ssp. <i>haselbergii</i>	CR	X	
<i>Parodia haselbergii</i> (Rumpler) Brandt ssp. <i>graessneri</i> (Schumann) Hofacker & Braun	CR	X	
<i>Parodia herteri</i> (Wedermann) N.P. Taylor	CR		X
<i>Parodia horstii</i> (Ritter) N.P. Taylor	CR	X	X
<i>Parodia langsdorfii</i> (Lehm.) D.R. Hunt	VU		X
<i>Parodia leninghausii</i> (K. Sch.) Brandt	CR	X	
<i>Parodia linkii</i> (Lehm.) R. Kiesling	EN	X	X
<i>Parodia magnifica</i> (Ritter) Brandt	CR	X	
<i>Parodia mammulosa</i> (Lem.) N.P. Taylor	EN		X
<i>Parodia mueller-melchersii</i> (Backeberg) N. P. Taylor subsp. <i>gutierrezii</i> (W.R. Abraham) Hofacker	CR		X
<i>Parodia neohorstii</i> (Theun.) N.P. Taylor	CR		X
<i>Parodia nothoruschii</i> Hunt	EN		X
<i>Parodia ottonis</i> (Lehm.) N.P. Taylor	VU	X	X
<i>Parodia oxycostata</i> (Buining & Brederoo) Hofacker	VU		X
<i>Parodia penicillata</i> Fechner & Steeg	CR		X
<i>Parodia rechensis</i> (Buining) Brandt	CR	X	
<i>Parodia rudibuenekeri</i> (W.R. Abraham) Hofacker & P.J. Braun	CR		X
<i>Parodia schumanniana</i> (K. Sch.) Brandt ssp. <i>claviceps</i> (Ritter) Hofacker	CR	X	
<i>Parodia scopa</i> (Spreng.) N.P. Taylor ssp. <i>scopa</i>	CR		X
<i>Parodia scopa</i> (Spreng.) N.P. Taylor ssp. <i>succinea</i> (F. Ritter) N.P. Taylor	CR		X
<i>Parodia stockingeri</i> (Prestlí) Hofacker & P. J. Braun	CR		X
<i>Parodia turbinata</i> (Arech.) Hofacker	CR		X
<i>Parodia warasii</i> (Ritter) Brandt	CR	X	
CRASSULACEAE			
<i>Crassula peduncularis</i> (Sm.) Meigen	EN	X	X
FABACEAE			X
<i>Aeschynomene montevidensis</i> Vogel	EN		X
<i>Aeschynomene fructipendula</i> Abruzzi de Oliveira	EN		X
<i>Arachis villosa</i> Benth.	EN		X
<i>Desmodium craspediferum</i> A.M.G. de Azevedo & M.L.A.A. de Oliveira	PE	X	
<i>Desmodium venosum</i> Vogel	PE		X
<i>Lathyrus acutifolius</i> Vogel	CR		X
<i>Lathyrus hasslerianus</i> Burkart	PE	X	
<i>Lathyrus hookeri</i> G. Don	PE		X
<i>Lathyrus paraguariensis</i> Hassl.	EN	X	X
<i>Lathyrus parodii</i> Burkart	CR	X	
<i>Mimosa alegretensis</i> Marchiori	VU		X
<i>Mimosa balduinii</i> Burkart	VU	X	
<i>Trifolium argentinense</i> Speg.	EN		X

Família/Espécie	Categoria de ameaça	Mata Atlântica	Pampa
<i>Vicia tephrosioides</i> Vogel	CR		X
<i>Vicia pampicola</i> Burkart	PE		X
GESNERIACEAE			
<i>Sinningia elatior</i> (Kunth) Chautems	VU	X	X
<i>Sinningia warmingii</i> (Hiern.) Chautems	VU	X	
LAMIACEAE			
<i>Glechion discolor</i> Epling	VU	X	
<i>Hesperozygis ringens</i> (Bentham) Epling	EN		X
<i>Ocimum procurrens</i> Epling	CR		X
<i>Salvia congestiflora</i> Epling	VU	X	
MALVACEAE			X
<i>Cienfuegosia drumondii</i> (A. Gray) Lewt.	EN		X
<i>Cienfuegosia hasslerana</i> Hoccher. ex Chod & Hassler	EN		X
<i>Cienfuegosia sulfurea</i> (Juss.) Garcke	EN		X
<i>Hochreutinera hasslerana</i> (Hoche) Kraup	VU		X
<i>Rhynchosida physocalyx</i> (A. Gray) Frexell	EN		X
<i>Waltheria douradinha</i> St. Hil.	VU	X	X
MELASTOMATACEAE			
<i>Tibouchina asperior</i> (Chamisso) Cogniaux	EN		X
ORCHIDACEAE			
<i>Bipinnula montana</i> Arechav.	EN		X
<i>Chloraea membranacea</i> Lindl.	EN		X
<i>Cleistes australis</i> Schltr.	EN	X	?
<i>Cleistes paranaensis</i> (Barb. Rodr.) Schltr.	EN	X	
<i>Cleistes ramboi</i> Pabst	EN	X	
<i>Geoblasta penicillata</i> (Rchb. F.) Hoehne ex Correa	EN		X
POACEAE			X
<i>Agrostis lenis</i> Roseng., Arr. et Izag.	VU	X	X
<i>Agrostis longiberbis</i> Spreng. ex Nees	EN	X	
<i>Agrostis ramboi</i> Parodi	VU	X	
<i>Aristida constricta</i> Longhi-Wagner	EN		X
<i>Auloneimia ulei</i> (Hack.) Mc Clure & L.B. Smith	EN	X	
<i>Briza brasiliensis</i> (Nees ex Steud.) Ekman	EN	X	
<i>Briza parodiana</i> Roseng., Arr. et Izag.	EN		X
<i>Briza scabra</i> (Nees ex Steud.) Ekman	CR	X	X
<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) Beauv.	VU	X	
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	EN		X
<i>Erianthecium bulbosum</i> Parodi	EN		X
<i>Panicum pedersenii</i> Zuloaga	EN		X
<i>Panicum aristellum</i> Doell	CR		X
<i>Paspalum cromyorrhizon</i> Trin.	EN		X
<i>Piptochaetium alpinum</i> L.B. Sm.	VU	X	
<i>Poa bradei</i> Pilger	EN	X	
<i>Poa reitzii</i> Swallen	CR	X	
<i>Rhynchoryza subulata</i> (Nees) Baillon	CR		X
<i>Setaria paucifolia</i> (Morong) Lind.	CR		X
<i>Setaria rosengurtii</i> Chase	EN		X
<i>Setaria stolonifera</i> (Steud.) Griseb.	PE		X
<i>Setaria hassleri</i> Hackel	CR		X
<i>Stipa planaltina</i> A. Zanin & Longhi-Wagner	EN	X	
<i>Stipa rhizomata</i> A. Zanin & Longhi-Wagner	EN	X	
<i>Thrasypsis jurgensii</i> (Hack.) Soderstrom ex Burman	VU	X	X
POLYGALACEAE			
<i>Polygala selaginoides</i> A. W. Ben.	EN	X	X
RHAMNACEAE			
<i>Colletia paradoxa</i> (Spreng.) Esc.	VU	X	X
<i>Discaria americana</i> Gill. & Hook.	VU	X	X
SOLANACEAE			
<i>Petunia exserta</i> J. R. Stehmann	EN		X
VIOLACEAE			
<i>Viola cerasifolia</i> St.-Hil.	VU	X	
<i>Viola subdimidiata</i> A. St.-Hil.	EN	X	

Impactos sobre a diversidade nos Campos

A vegetação campestre apresenta uma alta diversidade de espécies e de ecossistemas e está em plena harmonia com o ambiente, ou seja, é adaptada aos diferentes locais. As plantas que ali habitam apresentam na sua fisiologia e morfologia características peculiares capazes de suportar os estresses do ambiente. É lógico que a substituição da vegetação original por outra atividade irá implicar em alterações, como a redução e a perda da biodiversidade, tanto vegetal quanto animal, pois todo organismo faz parte de uma cadeia trófica e no momento que se altera a comunidade, esta cadeia sofre um desequilíbrio, podendo aumentar populações de determinados organismos, os quais podem se tornar pragas, principalmente de espécies exóticas oportunistas, como é o caso do capim-annoni (*Eragrostis plana*).

A substituição dos campos por lavouras para produção de grãos ou para obtenção de celulose está conduzindo à descaracterização da paisagem, desta grande unidade de paisagem natural, juntamente com a perda da cultura e da figura do gaúcho.

A aplicação de herbicidas sobre a vegetação campestre para introdução de espécies forrageiras cultivadas, o manejo inadequado dos mesmos com alta carga animal, levando ao sobrepastejo, o qual seleciona espécies adaptadas ao mesmo e o uso sistematizado do fogo é também responsável pela destruição deste ecossistema natural, além de toda implicação com a fauna e o solo.

É nosso compromisso, como sociedade civilizada, respeitar a vida e manter um ambiente saudável para a geração atual e para as futuras gerações, atuando de forma sustentável, minimizando impactos ambientais e respeitando a vocação pecuária consciente do ecossistema campestre.

Agradecimentos

A todos que contribuíram de alguma forma para melhoria das informações, mas especialmente aos professores João Larocca e Jorge Waechter que revisaram a lista de espécies das famílias Cactaceae e Bromeliaceae, respectivamente, e ao doutorando Rafael Trevisan pela leitura crítica do texto.

Referências

- Boldrini I.I. 1993. *Dinâmica de Vegetação de uma Pastagem Natural sob Diferentes Níveis de Oferta de Forragem e Tipos de Solos, Depressão Central, Rio Grande do Sul*. Tese de doutorado, Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 262.
- Boldrini I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional *Boletim do Instituto de Biociências UFRGS* 56: 1-39.
- Boldrini I.I., Eggers L., Mentz L., Miotto S.T.S., Matzenbacher N.I., Longhi-Wagner H.M., Trevisan R. & Schneider A.A. no prelo. Relatório Técnico do PROBIO "Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias". In: *Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias* (ed. Boldrini II). MMA: Brasília, pp. 38-94.
- Burkart A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. *Taxon* 24: 53-66.
- Elejalde D.A.G., Nabinger C. & Boldrini I.I. em preparação. Composição botânica e estrutura da paisagem natural em função da intensidade de aplicação de insumos: consequências sobre o comportamento ingestivo e desempenho de novilhos de corte.
- Fortes A.B. 1959. *Geografia física do Rio Grande do Sul*. Globo, Porto Alegre, 393 p.
- Freitas E. 2006. *Arenização e fitossociologia da vegetação de campo no município de São Francisco de Assis, RS*. Dissertação mestrado, PPG Geografia, UFRGS, Porto Alegre, p. 140.
- Freitas E.M., Müller S.C. & Boldrini I.I. em preparação. Fitossociologia da vegetação campestre em áreas sujeitas a arenização no Sudoeste do Rio Grande do Sul.
- Garcia E. 2005. *Subsídios à conservação de campos no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil*. Tese de doutorado, PPG Botânica, UFRGS, Porto Alegre, p. 110.
- Girardi-Deiro A.M., Callegari-Jacques S.M. & Porto M.L. 2004. *Manejo de plantas lenhosas por corte e queima e a concentração de cobre e chumbo na vegetação herbácea*. Embrapa CPPSul, 18 p.
- Giulietti A.M., Harley R.M., Queiroz L.P., Wanderley M.G.L. & van der Berg C. 2005. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. *Conservation Biology* 19: 632-639.
- Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 15-22.
- Hoekstra J.M., Boucher T.M., Ricketts T.H. & Roberts C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8: 23-29.
- IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE. <http://www.ibge.gov.br>
- IBGE 2006. Censo agropecuário 1995-1996. IBGE. (acessado em janeiro de 2009).

- IUCN 2008. IUCN Red List of Threatened Species. IUCN. (07/01/2009).
- Jacques A.V.A. 2003. A queima das pastagens naturais – efeitos sobre o solo e a vegetação. *Ciência Rural* 33: 177-181.
- Klink C.A. & Machado R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. *Conservation Biology* 19: 707-713.
- Leach M.K. & Givnish T.J. 1996. Ecological determinants of species loss in remnant prairies. *Science* 273: 1555-1558.
- Miller D.J. 2005. The Tibetan Steppe. In: *Grasslands of the World* (eds. Suttie JM, Reynolds SG & Batello C). FAO: Rome, pp. 305-342.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Fidelis A., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., Boldrini I.I., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.
- Palmer A.R. & Ainslie A.M. 2005. Grasslands of South Africa. In: *Grasslands of the World* (eds. Suttie JM, Reynolds SG & Batello C). FAO: Rome, pp. 77-120.
- Reid R.S., Serneels S., Nyabenge M. & Hanson J. 2005. The changing face of pastoral systems in grass-dominated ecosystems of eastern Africa. In: *Grasslands of the World* (eds. Suttie JM, Reynolds SG & Batello C). FAO: Rome, pp. 16-76.
- SEMA 2002. Lista Oficial da Flora Ameaçada de Extinção do Rio Grande do Sul. In: *Decreto Estadual 42099 de 31/12/2002* (ed. Sul SdMAdEdRGd). IBAMA, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Suttie J.M., Reynolds S.G. & Batello C. 2005. *Grasslands of the World* FAO, Rome.
- WRI 2000. World Resources 2000-2001: People and ecosystems: The fraying web of life.
- Ecosystems: Area, Population, and Protected Area. World Resources Institute. http://earthtrends.wri.org/pdf_library/data_tables/fg5n_2000.PDF (13/05/2009).



Ilsi Iob Boldrini. *Senecio selloi*.



Capítulo 5

O banco de sementes do solo nos Campos Sulinos

Élen Nunes Garcia¹

Introdução

O banco de sementes do solo é formado por frutos e sementes viáveis, localizados tanto acima como abaixo da superfície do solo, em um dado momento (Thompson & Grime 1979). Foi classificado por Bakker (1989) e Bakker *et al.* (2000) em três categorias: 1. banco de sementes transitório: composto por sementes que permanecem viáveis no solo, sem germinarem, por menos de um ano após sua dispersão; 2. banco de sementes persistente por curto prazo: formado por sementes que permanecem viáveis no solo por um a menos de cinco anos após sua dispersão e 3. banco de sementes persistente por longo prazo: formado por sementes que permanecem viáveis no solo, sem germinarem, por pelo menos cinco anos após sua dispersão.

O enquadramento de cada espécie vegetal nessas categorias deve levar em consideração a dinâmica da chuva de sementes da vegetação estabelecida, a sazonalidade e a distribuição vertical do banco de sementes no solo. Bakker *et al.* (2000) classificam a longevidade das sementes de acordo somente com sua distribuição vertical no solo, com a justificativa de que o conhecimento necessário para uma classificação mais precisa ainda não está disponível. As sementes encontradas em profundidades maiores do solo seriam menos recentes do que aquelas mais superficiais. Espécies presentes na vegetação estabelecida e ausentes no banco de sementes do solo ou presentes somente na camada de solo superficial são classificadas como transitórias. O banco de sementes é considerado persistente por curto prazo, quando um número maior de sementes é encontrado na camada superior do solo em relação à camada inferior. Quando há igual número de sementes, ou maior, na camada inferior do solo comparativamente à camada superficial, as sementes são consideradas persistentes por longo prazo.

Entretanto, como Bakker *et al.* (2000) alertam, deve-se considerar o papel da biota no transporte vertical das sementes no solo, como também a possibilidade de não se detectarem se-

Foto de abertura: Omara Lange. Panorama da Serra do Caverá, RS.

¹ Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Pelotas, Campus Capão do Leão, Caixa Postal 354, CEP 96010-900, Pelotas, RS, Brasil. E-mail: engarcia@ufpel.edu.br

mentes viáveis no solo, pois não são conhecidas as condições necessárias à germinação para muitas espécies. Além disso, uma mesma espécie pode ser classificada em categorias de longevidade distintas em comunidades vegetais diferentes, que ocorrem em diferentes localizações geográficas, ambientes e tipos de solo (Bakker *et al.* 2000, Funes *et al.* 2001, Márquez *et al.* 2002, Funes *et al.* 2003).

O banco de sementes do solo é importante tanto para a sobrevivência das espécies vegetais em uma área, como para a manutenção de uma comunidade. A ocorrência de um banco de sementes persistentes por longo prazo pode recompor grandes áreas perturbadas da formação vegetal, mesmo quando as espécies já não são mais encontradas na vegetação estabelecida há muitos anos (Thompson 1993), enquanto a porção persistente por curto prazo é capaz de manter as populações vegetais que vierem a apresentar uma pequena produção de sementes ou após uma estação desfavorável (Thompson 1993, Bakker *et al.* 2000). O banco de sementes transitório, juntamente com a multiplicação vegetativa, é responsável pelo recobrimento de pequenos espaços abertos na vegetação (Thompson 1993).

A conservação da vegetação dos Campos Sulinos certamente depende da existência de um banco de sementes no solo ou da chuva de sementes (distribuição de propágulos por dispersão), pois a multiplicação vegetativa por si só não é capaz de propiciar a manutenção das populações de uma grande parte das espécies nativas em campos utilizados pelo homem (veja também Capítulo 6). Espécies em desvantagem (por competição ou estresse ambiental) na vegetação estabelecida, freqüentemente, são encontradas em quantidade no banco de sementes do solo. O manejo sustentável para a vegetação deve permitir uma produção suficiente de sementes, a fim de manter tanto a chuva de sementes dessas espécies, quanto um banco no solo que conserve considerável riqueza, densidade de sementes viáveis e variabilidade genética.

Também a recuperação e a restauração dos Campos Sulinos são dependentes da chuva de sementes de espécies nativas ou de seu banco no solo. Sementes de espécies características dos vários estágios sucessionais da dinâmica campestre são encontradas viáveis no banco de sementes do solo. Do mesmo modo, é comum a formação de um banco de sementes de espécies exóticas nos Campos Sulinos, uma vez que estas já se encontram amplamente distribuídas pela região (veja Capítulos 24 e 25). Contudo o uso adequado da vegetação estabelecida pode impedir que esse banco se manifeste. No contexto atual, a identificação das espécies que compõem o banco de sementes do solo e a quantificação do número de sementes viáveis existentes, tanto em campos nativos como em campos que sofrem diferentes tipos, intensidades e/ou freqüências de distúrbios e manejos, apresenta redobrada relevância, pois os Campos Sulinos estão submetidos a pressões antrópicas cada vez maiores e, portanto, necessita-se de avaliações qualitativas que, inicialmente, propiciem o conhecimento da real situação da vegetação campestre e, posteriormente, avaliem os efeitos da ação antrópica sobre a dinâmica da vegetação e as ações necessárias para a sua conservação e restauração.

Caracterização do banco de sementes do solo nos Campos Sulinos

Os estudos do banco de sementes do solo em Campos Sulinos são incipientes. Contudo, quando são analisados, assim como também os inventários realizados em campos semelhantes da América do Sul, é possível concluir que as características do banco de sementes do solo neste tipo de vegetação lhes são próprias e nem sempre seguem as conclusões obtidas considerando vegetações campestres no restante do mundo. Também se observam diferenças no banco de sementes do solo de campos nativos, campos antrópicos mantidos por longos períodos sem distúrbios intensos, ou campos alterados há bastante tempo em relação àqueles recentemente perturbados. A Tabela 5.1 mostra estudos realizados em campos sul-americanos pouco perturbados: nativos e antrópicos.

▼ Tabela 5.1 | Inventários do banco de sementes do solo realizados nos campos sul-americanos pouco perturbados, nativos e antrópicos, seus respectivos locais, tipo de campo, tamanho de amostra, riqueza, índice de diversidade específica de Shannon (H') e densidade de sementes no solo, listados no sentido leste-oeste.

Referência	Local	Tipo de campo	Amostra			Riqueza	H'	Densidade ¹
			Superfície (cm ²)	Profundidade (cm)	Volume (cm ³)			
Garcia (2005)	Rio Grande do Sul, Brasil	Úmido ²	141,37	18	2.544,69	39	2,83	57.001
Maia <i>et al.</i> (2003, 2004)	Rio Grande do Sul, Brasil	Alagável ²	264,88	7	1.854,15	56		59.500
		Baixada não alagável ²				74		32.833
		Encosta ²				64		13.500
		Topo ²				76		29.200
Favreto <i>et al.</i> (2000)	Rio Grande do Sul, Brasil	Pastejado	ca. 71,43	7	ca. 500,00	42		ca. 70.094
Haretche & Rodríguez (2006)	Departamento de San José, Uruguai	Pastejado	251,00	5	1.255,00			ca. 9.580
		Não pastejado	251,00		1.255,00			ca. 6.520
Boccanelli & Lewis (1994)	Província de Santa Fé, Argentina	Pastejado	502,65	10	5.026,55	33		28.523
Funes <i>et al.</i> (2001)	Província de Córdoba, Argentina	Úmido	1.258,00	10	12.580,00	ca. 11		ca. 19.000
		Cespitoso alto	1.258,00		12.580,00	ca. 16		ca. 4.000
		Pedregoso	1.258,00		12.580,00	ca. 13		ca. 7.000
Funes <i>et al.</i> (2003)	Província de Córdoba, Argentina	Cespitoso alto	1.256,64	5	6.283,20	73		ca. 2.450
Márquez <i>et al.</i> (2002)	Província de Córdoba, Argentina	Pastejado	481,06	10	4.810,56	58	1,60 ± 0,24	ca. 8.000
		Não pastejado	481,06	10	4.810,56		1,97 ± 0,12	ca. 8.000

¹ (sementes viáveis germinadas.m⁻²); ² Campo pastejado

Riqueza

O número de espécies, gêneros e famílias encontrado, assim como a composição do banco de sementes do solo, são bastante variáveis de acordo com a composição florística da vegetação estabelecida e a localização geográfica do campo. A riqueza do banco de sementes nos Campos Sulinos varia entre 39 e 76 espécies. A maioria dos campos sul-americanos apresenta riqueza próxima a esse intervalo, podendo ser menor, na casa das 13 espécies (Tab. 5.1).

Maia *et al.* (2003) registraram uma riqueza menor em campo alagável (56 espécies vasculares) em relação a áreas de topo, baixada não alagável e encosta, com 76, 74 e 64 espécies, respectivamente. Funes *et al.* (2001) encontraram uma riqueza bem inferior, cerca de 11 espécies no banco de sementes do solo em campos úmidos argentinos. Campos pedregosos apresentaram maior número de espécies, porém não significativamente diferente, e campos cespitosos altos tiveram riqueza significativamente maior em comparação com as duas outras fisionomias. Através dos resultados de Maia *et al.* (2003, 2004), de Garcia (2005) e de Funes *et al.* (2001), pode-se concluir que os campos sul-americanos úmidos contêm bancos de sementes do solo menos ricos do que aqueles melhor drenados. As áreas inventariadas na região da Depressão Central do Rio Grande do Sul (Favreto *et al.* 2000, Maia *et al.* 2003, Maia *et al.* 2004) apresentaram maior número de espécies que a estudada na região do Litoral (Garcia 2005), embora os dois primeiros autores tenham avaliado uma profundidade de

solo menor que o terceiro, pois no Rio Grande do Sul, os campos do Litoral são os que apresentam menor riqueza florística em relação aos das outras regiões fisiográficas ou fitoecológicas na vegetação estabelecida (Ramos 1977, Bueno *et al.* 1979, Boldrini & Miotto 1987, Eggers & Porto 1994, Girardi-Deiro *et al.* 1994, Garcia 2005).

As famílias com maior número de espécies no banco de sementes do solo parecem ser as mesmas nos campos do Rio Grande do Sul. Há maior riqueza de Cyperaceae, Poaceae e Asteraceae. Entretanto a ordem em que se apresentam e a grandeza são diferentes (Maia *et al.* 2003, Garcia 2005).

Densidade

Nos campos sul-rio-grandenses, a densidade do banco de sementes do solo variou de 13.500 a cerca de 70.094 de sementes viáveis germinadas m^{-2} , perfazendo mais do que o dobro do tamanho dos bancos de sementes inventariados em campos sul-americanos e excedendo em muito a densidade de 5 a 31.344 sementes m^{-2} encontrada nas demais vegetações dominadas por gramíneas (Rice 1989, Milberg 1992, Schott & Hamburg 1997, Baskin & Baskin 2001, Kalamees & Zobel 2002). O campo úmido do Litoral (Garcia 2005) e o campo alagável da Depressão Central apresentaram uma densidade semelhante, enquanto em locais com menor umidade no solo o tamanho do banco de sementes foi menor (Maia *et al.* 2003). Também Favreto *et al.* (2000) e Funes *et al.* (2001) amostraram densidade de sementes significativamente maior em locais com maior umidade no solo do que em campos melhor drenados. Nos campos mais úmidos, as espécies de Cyperaceae e Poaceae destacam-se por apresentar maior densidade de sementes ao longo do perfil do solo (Maia *et al.* 2003, Garcia 2005), pois as espécies amostradas produzem um grande número de sementes por indivíduo. Em campo de encosta a densidade de sementes de espécies de outras famílias é maior. Destacam-se, além das gramíneas, as asteráceas. Estas últimas dominam em campo no topo do terreno (Maia *et al.* 2003).

Nos Campos Sulinos as espécies dominantes no banco de sementes do solo são perenes (Maia *et al.* 2003, 2004, Garcia 2005), assim como nos campos sul-americanos (Boccanelli & Lewis 1994, Márquez *et al.* 2002), ao contrário do que é observado em outras vegetações campestres onde o banco de sementes de espécies anuais é maior (Rice 1989).

Distribuição vertical

Segundo Medeiros (2000), em solos não perturbados a maioria das sementes localiza-se na superfície, entre 2 e 5 cm de profundidade e sua quantidade diminui rapidamente ao aprofundar-se o solo. Funes *et al.* (2001) ao amostrarem dois estratos de 5 cm de solo, encontraram cerca de 93% das sementes viáveis germinadas até 5 cm de profundidade em campo pedregoso, cerca de 81% em um campo úmido, mas apenas cerca de 67,5% das sementes em campo cespitoso alto. Garcia (2005) amostrou 92% das sementes viáveis germinadas nos 9 cm superiores do solo de um campo úmido no Litoral. A distribuição vertical das sementes foi variável de acordo com as espécies. Algumas apresentam densidade semelhante ao longo do perfil do solo, como *Pycnus polystachyos* (Rottb.) P. Beauv. e *Sisyrinchium micranthum* Cav. e outras apresentam maior densidade na camada superior (como *Kyllinga brevifolia* Rottb.) ou na camada inferior do solo (por exemplo, *Fimbristylis complanata* (Retz.) Link, *Juncus tenuis* Willd. e *Eleocharis sellowiana* Kunth). A maioria das espécies esteve presente somente nos 9 cm superiores do solo, enquanto *Gamochaeta filaginea* (DC.) Cabrera foi encontrada somente nos 9 cm inferiores.

Frequência

Espécies que apresentam alta frequência na vegetação estabelecida e alta taxa de frutificação, como por exemplo, *P. polystachyos*, *Ischaemum minus*, *Axonopus affinis* e *Paspalum pumilum* nos campos do Litoral, apresentaram alta frequência no banco de sementes do solo (Garcia 2005). Maia *et al.* (2003) encontraram espécies de Cyperaceae como as mais frequentes em campos de baixada

alagável e não alagável. Em campo de encosta as gramíneas foram mais frequentes, enquanto no topo destacam-se as asteráceas.

Distribuição horizontal

A distribuição horizontal do banco de sementes do solo foi avaliada por Boccanelli & Lewis (1994) e Garcia (2005). No campo litorâneo inventariado por Garcia (2005), o índice de Morisita padronizado revelou 20 espécies com padrão de distribuição espacial agregado, quando se considerou a amostra de 18 cm de profundidade de solo (Tab. 5.2). Dentre essas espécies, encontramos várias autocóricas, como *Crassula peduncularis*, *Setaria parviflora*, *Fimbristylis dichotoma*, *E. sellowiana*, *K. brevifolia*, *Anagallis minima*, *J. tenuis* e *P. polystachyos*, o que pode explicar o padrão de distribuição. O nível de agregação varia entre as espécies. As sementes viáveis de *C. peduncularis* encontraram-se em maior grau de agregação, enquanto as de *P. polystachyos* demonstraram o menor nível de agregação nas duas camadas de solo analisadas. Outras 18 espécies amostradas apresentaram distribuição regular. Entre elas encontram-se as compostas, anemocóricas: *Gamochaeta americana*, *G. filaginea*, *Aster squamatus* e *Pluchea sagittalis*, e epizocóricas: *Soliva pterosperma*. *Juncus microcephalus*, que é uma espécie autocórica, provavelmente apresentou distribuição regular devido ao pequeno número de sementes encontrado no solo e à ausência na vegetação estabelecida. Somente *A. minima* mostrou padrão de distribuição diferente nas duas camadas de solo analisadas: agregada nos 9 cm superiores do solo e distribuição regular nos 9 cm inferiores. As espécies restantes apresentaram o mesmo padrão de distribuição espacial nas duas camadas de solo. Exceto para *Micranthemum umbrosum*, o nível de agregação das espécies foi maior nos 9 cm inferiores do solo que na camada superior, provavelmente porque as sementes dessas espécies devem se concentrar em locais que propiciam melhores condições para seu armazenamento e conservação em relação a outros. O mesmo deve ocorrer com *A. minima*. Boccanelli & Lewis (1994) encontraram uma grande maioria de espécies com sementes agregadas. Dentre as espécies que ocorrem nos dois locais, *A. minima* e *Steinchisma hians* apresentaram o mesmo padrão de distribuição espacial. Padrão diferente foi verificado para *Cynodon dactylon*, com distribuição agregada, e *S. parviflora*, regular.

▼ Tabela 5.2 | Padrão de distribuição espacial considerando três profundidades de solo e longevidade no banco de sementes de espécies amostradas em Campo Sulino (Garcia 2005).

Espécie	Padrão de distribuição espacial			Longevidade do banco de sementes do solo
	18 cm	9 cm superiores	9 cm inferiores	
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.				transitória
<i>Anagallis minima</i> (L.) E.H.L. Krause	agregado	agregado	regular	persistente por curto prazo
<i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron.			regular	transitória
<i>Axonopus affinis</i> Chase	regular	regular		transitória
<i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase				transitória
<i>Axonopus parodii</i> Valls (inéd.)				transitória
<i>Callitriche deflexa</i> A. Braun ex Hegelm.	agregado	agregado		persistente por curto prazo
<i>Centella asiática</i> (L.) Urb.	agregado	agregado		transitória
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.				transitória
<i>Cerastium humifusum</i> Cambess. ex A. St.-Hil.				transitória
<i>Crassula peduncularis</i> (Sm.) Meigen	agregado	agregado		persistente por curto prazo
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F. Macbr.				transitória
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	regular	regular		transitória
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.				transitória
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.				transitória
<i>Elatine triandra</i> Schkuhr	regular	regular		transitória
<i>Eleocharis bonariensis</i> Nees	agregado	agregado	agregado	persistente por curto prazo
<i>Eleocharis minima</i> Kunth			regular	transitória
<i>Eleocharis montana</i> (Kunth) Roem. & Schult.			regular	transitória
<i>Eleocharis sellowiana</i> Kunth	agregado	agregado	agregado	persistente por curto prazo
<i>Eleocharis viridans</i> Kük.	agregado	agregado		persistente por curto prazo

Espécie	Padrão de distribuição espacial			Longevidade do banco de sementes do solo
	18 cm	9 cm superiores	9 cm inferiores	
<i>Eragrostis cataclasta</i> Nicora				transitória
<i>Fimbristylis complanata</i> (Retz.) Link	agregado	agregado	agregado	persistente por curto prazo
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	agregado	agregado		transitória
<i>Gamochoeta americana</i> (Mill.) Wedd.	regular	regular		transitória
<i>Gamochoeta filaginea</i> (DC.) Cabrera	regular		regular	persistente por longo prazo
<i>Gratiola peruviana</i> L.			regular	transitória
<i>Hedyotis salzmännii</i> (DC.) Steud.	regular	regular		persistente por curto prazo
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.				transitória
<i>Hydrocotyle exigua</i> (Urb.) Malme				transitória
<i>Hypochoeris microcephala</i> (Sch. Bip.) Cabrera var. <i>albiflora</i> (Kuntze) Cabrera				transitória
<i>Ischaemum minus</i> J. Presl			regular	transitória
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	regular	regular		transitória
<i>Juncus tenuis</i> Willd.	agregado	agregado	agregado	persistente por curto prazo
<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	agregado	agregado		persistente por curto prazo
<i>Kyllinga odorata</i> Vahl	agregado	agregado		persistente por curto prazo
<i>Kyllinga vaginata</i> Lam.				transitória
<i>Leersia hexandra</i> Sw.				transitória
<i>Lobelia hederacea</i> Cham.	agregado	agregado		transitória
<i>Luziola peruviana</i> Juss. ex J. F. Gmel.				transitória
<i>Mecardonia tenella</i> (Cham. & Schtdl.) Pennell	agregado	agregado	agregado	persistente por curto prazo
<i>Micranthemum umbrosum</i> S.F. Blake	agregado	agregado	agregado	persistente por curto prazo
<i>Oxalis bipartita</i> A. St.-Hil.				transitória
<i>Panicum gouinii</i> E. Fourn.				transitória
<i>Paspalum nicorae</i> Parodi				transitória
<i>Paspalum notatum</i> Flügge				transitória
<i>Paspalum pauciciliatum</i> (Parodi) Herter				transitória
<i>Paspalum pumilum</i> Nees	agregado	agregado		persistente por curto prazo
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera			regular	transitória
<i>Poa annua</i> L.				transitória
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.				transitória
<i>Pycnus polystachyos</i> (Rottb.) P. Beauv.	agregado	agregado	agregado	persistente por curto prazo
<i>Ranunculus bonariensis</i> Poir.	regular	regular		transitória
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	agregado	agregado		transitória
<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.			regular	persistente por curto prazo
<i>Soliva pterosperma</i> (Juss.) Less.			regular	transitória
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	agregado	agregado		transitória
<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W. V. Br.	agregado	agregado		transitória
<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash.	regular	regular		transitória

Longevidade

As espécies amostradas por Garcia (2005) foram classificadas segundo a longevidade de suas sementes no solo de acordo com Bakker *et al.* (2000). Somente *G. filaginea* apresentou banco de sementes persistente por longo prazo e várias espécies foram amostradas apenas na vegetação estabelecida (Tab. 5.2). Os demais resultados devem ser observados com ressalvas: a profundidade de solo avaliada foi grande; maior do que aquela normalmente analisada em campos (duas camadas de 5 cm). Contudo, de forma similar ao verificado por Funes *et al.* (2001) e Márquez *et al.* (2002), que inventariaram 10 cm de profundidade de solo, predominam espécies formadoras de bancos de sementes transitórios, seguidas por espécies com banco de sementes persistentes por curto prazo, como se pode verificar na Tabela 5.2. Em campos úmidos descritos por Funes *et al.* (2001), 67% das espécies enquadraram-se na categoria de banco transitório, 24% apresentaram banco de sementes persistente por curto prazo e 9% persistente por longo prazo. Em campos cespitosos altos ou pedregosos o percentual de espécies com sementes de longevidade transitória foi mais elevado e menor o de espécies

com banco de sementes persistente por longo prazo (Funes *et al.* 2001). Quando, no entanto, Funes *et al.* (2003) avaliaram somente os 5 cm superficiais do solo, em campos situados em três altitudes diferentes, em duas épocas do ano (possibilitando uma avaliação direta da longevidade das sementes no solo), o banco de sementes persistente foi predominante. Além disso, uma mesma espécie pode ser classificada em categorias de longevidade distintas em comunidades vegetais diferentes, como foi o caso de *C. peduncularis* (Funes *et al.* 2001, Márquez *et al.* 2002, Funes *et al.* 2003).

O tamanho da semente, a longevidade da planta adulta e a capacidade de ocupação da superfície do solo que apresenta a espécie (grande quando a forma de crescimento é estolonífera ou rizomatosa) são negativamente correlacionados com a longevidade das sementes no solo (Rees 1997, Thompson 2000). Em Garcia (2005), a grande maioria das espécies que demonstraram ter banco de sementes do solo transitório apresentaram diásporos grandes, duração de vida perene e multiplicação vegetativa, corroborando as conclusões de Rees (1997) e Thompson (2000) para outras vegetações campestres.

Relação com a vegetação estabelecida

Na maioria das formações vegetais dominadas por gramíneas do restante do mundo, as espécies mais abundantes na vegetação estabelecida parecem estar ausentes no banco de sementes do solo ou presentes em densidade pequena na superfície do solo (Chippindale & Milton 1934, Major & Pyott 1966, Moore 1980, Rice 1989, Medeiros 2000). Para campos da Depressão Central do Rio Grande do Sul, Maia *et al.* (2003) encontrou uma correlação significativa entre o banco de sementes do solo e a vegetação estabelecida de apenas 0,37. Garcia (2005), entretanto, para campo no Litoral, verificou um índice de similaridade de Sorensen entre o banco de sementes do solo e a vegetação estabelecida de 65%. Esse valor é elevado, quando comparado com aqueles já registrados para os campos sul-americanos. Índices de similaridade de Sorensen de 25, 21 e 45% foram registrados em campos cespitosos altos, pedregosos e úmidos na Argentina (Funes *et al.* 2001, 2003). Márquez *et al.* (2002) observaram índices de similaridade de Sorensen similares, de 36 e 37%, em campos pastejados ou não, respectivamente. Boccanelli & Lewis (1994) registraram índice de Sorensen na grandeza de 54% em um campo pastejado não submetido a cultivo há pelo menos 40 anos. Haretche & Rodríguez (2006), no entanto, concluíram que sob pastejo, a Similaridade de Renkonen foi de apenas 44% entre o banco de sementes e a vegetação estabelecida enquanto no campo não pastejado foi bem maior, 70%.

Apesar de alguns estudos sugerirem que o banco de sementes tem mínimo efeito sobre o curso da sucessão da vegetação campestre (Harper 1977, Bekker *et al.* 1997), nos Campos Sulinos algumas constatações revelam que o banco de sementes do solo pode ser capaz de regenerar a vegetação estabelecida, em caso de distúrbios: 1) as altas similaridades encontradas com a vegetação estabelecida (Garcia 2005, Haretche & Rodríguez 2006); 2) espécies dominantes em cobertura (Garcia 2005) e frequência (Garcia 2005, Haretche & Rodríguez 2006) na vegetação estabelecida apresentam sementes viáveis amostradas; 3) espécies que ocorrem nos estágios iniciais da dinâmica campestre como *Eleocharis bonariensis*, *E. sellowiana*, *P. pumilum* tem sementes persistentes no solo, podendo recompor grandes áreas perturbadas. *A. affinis*, também característico do início da recomposição dos campos, apesar de ter apresentado banco de sementes transitório, apresenta elevado número de sementes viáveis germinadas m⁻², frequência não muito baixa e padrão de distribuição espacial regular no banco de sementes do solo (Garcia, 2005).

Efeito do pastejo

O efeito do pastejo sobre o banco de sementes do solo nos campos sul-americanos ainda não é conhecido, pois os poucos resultados já existentes divergem. Para Haretche & Rodríguez (2006), a densidade do banco de sementes do solo foi maior sob exclusão do pastejo, aumentando o número de sementes viáveis germinadas das gramíneas de inverno ao passo que o número de sementes dicotiledô-

neas foi maior sob pastejo e o banco de sementes de gramíneas estivais, juncáceas e ciperáceas não sofreu influência do pastejo. Segundo Márquez *et al.* (2002), entretanto, não se observaram diferenças significativas nem na densidade, nem na riqueza e na diversidade específica entre campos pastejados e não pastejados. Favreto *et al.* (2000) inventariaram o banco de sementes do solo em Campos Sulinos submetidos a 4 e 16% de oferta de forragem e não encontraram diferença significativa na sua composição e densidade.

Considerações finais

Algumas características do banco de sementes do solo nos Campos Sulinos podem ser consideradas como conclusivas. O banco de sementes constitui-se numa fração muito importante nesta vegetação e é um dos mais significativos já inventariados. A riqueza encontrada no banco de sementes é uma das maiores já registradas para formações vegetais dominadas por gramíneas (Rice 1989, Milberg 1992, Schott & Hamburg 1997, Kalamees & Zobel 2002). A densidade, por sua vez, é a mais elevada já amostrada, porém, mesmo pequenas densidades relativas de sementes podem ser importantes para a cobertura do solo nos estágios iniciais da sucessão e para a manutenção de espécies características de campos não perturbados, principalmente em áreas distantes de campos bem conservados onde o crescimento vegetativo e a chuva de sementes estejam diminuídos.

A distribuição vertical e horizontal, a longevidade e a relação do banco de sementes do solo com a vegetação estabelecida precisam ser melhor estudadas. Muitas são as perguntas que restam, como por exemplo, em que profundidade as sementes encontram-se armazenadas no solo viáveis e com suficiente vigor? Qual a frequência mínima que uma espécie deve ter no banco de sementes do solo para ser efetiva na recuperação da vegetação campestre? Qual a relação entre o padrão de distribuição espacial de uma espécie e sua cobertura e frequência na vegetação estabelecida? Uma distribuição horizontal regular favorece a cobertura do solo de um campo perturbado? Que fatores influenciam a longevidade das sementes no solo? Qual a longevidade das sementes no solo e quais são as condições ideais para seu armazenamento? Além de estudar tais fatores, é necessário inventariar o banco de sementes do solo em mais de uma época do ano para se verificar diretamente a longevidade das sementes. Qual o significado de um índice de diversidade específica de Shannon de 2,833 e uma equiabilidade de 0,773 (Garcia 2005)? Esses valores são elevados, mas são os máximos alcançados para o tipo de campo estudado? Qual o banco de sementes do solo de um campo bem conservado? O manejo que é sustentável para a vegetação estabelecida é sustentável para a manutenção do banco de sementes do solo? Como os diferentes manejos interferem no banco de sementes do solo? Essas informações são necessárias para o estabelecimento de práticas ideais para a recuperação de campos degradados assim como o manejo sustentável da vegetação campestre.

O método preferido para o inventário do banco de sementes do solo é o de germinação e contagem de plântulas, pois resulta no número de sementes viáveis germinadas de cada espécie. Para utilizar-se esse método no estudo dos Campos Sulinos, será necessário estudar-se também a ecologia de espécies vegetais em particular e a fisiologia das sementes. As condições que possibilitam a germinação das sementes da maioria das espécies nativas precisam ser estabelecidas. Para avaliar a totalidade do banco de sementes do solo é necessário que os tratamentos pré-germinativos ideais para superação da dormência em cada ambiente campestre sejam conhecidos.

O primeiro passo para a obtenção de informações precisas acerca do banco de sementes do solo nos Campos Sulinos é a utilização de métodos adequados ao tipo de vegetação analisado e aos objetivos pretendidos, bem como a padronização de um protocolo possível para todos os inventários a serem realizados. Para tanto, algumas referências bibliográficas são esclarecedoras: Bigwood & Inouye (1988), Gross (1990) e Thompson *et al.* (1997). O inventário do banco de sementes do solo nos Campos Sulinos deve levar em consideração o que segue:

1. A superfície da unidade amostral deve ser a menor possível considerando o tamanho das sementes que poderão ser amostradas para que não sejam destruídas.
2. O número de unidades amostrais pode ser decidido com base em estudos anteriores realizados no mesmo tipo de campo da mesma região a ser estudada.
3. Amostrar duas camadas de solo: 0 – 5 cm e 5 – 10 cm de profundidade.
4. Coletar o solo quando há um mínimo de plantas das espécies objeto do estudo ou nenhuma em fase de dispersão de sementes ou germinação. Considerando que a grande maioria das espécies formadoras dos Campos Sulinos são estivais e o tratamento pré-germinativo recomendado para superar a dormência da maior parte das espécies é o pré-resfriamento a 5 – 10 °C por 7 dias, o solo pode ser coletado no final do inverno-início da primavera.
5. Espalhar uma camada do solo coletado não mais espessa do que 5 mm sobre um substrato esterilizado.
6. Utilizar vasos contendo somente substrato esterilizado para monitorar a contaminação do banco de sementes a ser inventariado por chuva de sementes.
7. Após cada ciclo de germinação repetir os tratamentos para superação de dormência próprios para as espécies e/ou região estudada até esgotar o banco de sementes do solo.
8. Avaliar a suficiência da amostra.

Além disso é recomendável conhecer a ecologia da vegetação campestre estabelecida e a florística do campo a ser estudado, tendo-se o cuidado de não confundir espécies que não podem ser distinguidas vegetativamente e incorporar ao acervo de um herbário um exemplar de cada espécie amostrada como testemunho.

Referências

- Bakker J.P. 1989. *Nature Management by Grazing and Cutting: On the Ecological Significance of Grazing and Cutting Regimes applied to Restore Species-rich Grassland Communities in the Netherlands*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht
- Bakker J.P., Bekker R.M. & Thompson K. 2000. From a seed bank database towards a seed database. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9: 61-72.
- Baskin C.C. & Baskin J.M. 2001. *Seeds: ecology, biogeography, evolution of dormancy and germination*. 2nd. Edition ed. Academic Press, San Diego.
- Bekker R.M., Verweij G.L., Smith R.E.N., Reine R., Bakker J.P. & Schneider S. 1997. Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology* 34: 1293-1310.
- Bigwood D.W. & Inouye D.W. 1988. Spatial pattern analysis of seed banks: an improvement method and optimized sampling. *Ecology* 69: 497-507.
- Boccanelli S.I. & Lewis J.P. 1994. The seed bank of an old pampean prairie and its relation with the standing vegetation. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 29: 1833-1840.
- Boldrini I.I. & Miotto S.T.S. 1987. Levantamento fitossociológico de um campo limpo da estação Experimental Agrônômica, UFRGS, Guaíba, RS. 1ª etapa. *Acta Botanica Brasílica* 1: 49-56.
- Bueno O.L., Buselato T.C. & Miotto S.T.S. 1979. Composição florística de um campo localizado no município de Montenegro, Rio Grande do Sul, Brasil. In: *XXX Congresso Nacional de Botânica* Campo Grande, pp. 153-158.
- Chippindale H.G. & Milton W.E.J. 1934. On the viable seeds present in the soil beneath pastures. *Journal of Ecology* 22: 508-531.
- Eggers L. & Porto M.L. 1994. Ação do fogo em uma comunidade campestre secundária, analisada em bases fitossociológicas. *Boletim do Instituto de Biociências* 53.
- Favreto R., Medeiros R.B. & Pillar V.D. 2000. Composição do banco de sementes do solo de um campo natural em diferentes intensidades de pastejo e posições de relevo. In: *XVIII Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul – Zona Campos* Guarapuava, pp. 233-235.
- Funes G., Basconcelo S., Díaz S. & Cabido M. 2001. Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed-bank in a mountain grasslands of central Argentina. *Austral Ecology* 26: 205-212.
- Funes G., Basconcelo S., Díaz S. & Cabido M. 2003. Seed bank dynamics in tall-tussock grasslands along an altitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science* 14: 253-258.
- Garcia E.N. 2005. *Subsídios a conservação de campos no norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Girardi-Deiro A.M., Mota A.F. & Gonçalves J.O.N. 1994. Efeito do corte de plantas lenhosas sobre o estrato herbáceo da vegetação da Serra do Sudeste, RS, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 29: 1823-1832.
- Gross K.L. 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Ecology* 78: 1079-1093.
- Haretche F. & Rodríguez C. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología Austral* 16: 105-113.
- Harper J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.

- Kalamees R. & Zobel M. 2002. The role of the seed bank in gap regeneration in a calcareous grassland community. *Ecology* 83: 1017-1025.
- Maia F.C., Medeiros R.B., Pillar V.D., Chollet D.M.S. & Olmedo M.O.M. 2003. Composição, riqueza e padrão de variação do banco de sementes do solo em função da vegetação de um ecossistema de pastagem natural. *Iheringia Série Botânica* 58: 61-80.
- Maia F.C., Medeiros R.B., Pillar V.D. & Focht T. 2004. Soil seed bank variation patterns according to environmental factors in a natural grassland. *Revista Brasileira de Sementes* 26: 126-137.
- Major J. & Pyott W.T. 1966. Buried, viable seeds in two califórnia bunchgrass sites and their bearing on the definition of o flora. *Vegetatio* 13: 253-282.
- Márquez S., Funes G., Cabido M. & Pucheta E. 2002. Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 327-337.
- Medeiros R.B. 2000. Bancos de sementes no solo e dinâmica vegetal. In: *XVIII Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul – Zona Campos Guarapuava*, pp. 61-87.
- Milberg P. 1992. Seed bank in a 35-year-old experiment with different treatments of a semi-natural grassland. *Acta Oecológica* 13: 743-752.
- Moore P.D. 1980. Soil seed banks. *Nature* 284: 123-124.
- Ramos R.F. 1977. *Composição florística e ecologia do delta do rio Tramandaí*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Rees M. 1997. Evolutionary ecology of seed dormancy and seed size. In: *Plant life histories: ecology, phylogeny and evolution* (eds. Silvertown J, Franco M & Harper JL). Cambridge University Press?, pp. 121-142.
- Rice K.J. 1989. Impacts of seed banks on grassland community structure and population dynamics. In: *Ecology of soil seed banks* (eds. Leck MA, Parker VT & Simpson RL). Academic Press, pp. 211-230.
- Schott G.W. & Hamburg S.P. 1997. The seed rain and seed bank of an adjacent native tallgrass prairie and old field. *Canadian Journal of Botany* 75: 1-7.
- Thompson K. 1993. The functional ecology of seed banks. In: *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities* (ed. Fenner M). Redwood Books?, pp. 231-258.
- Thompson K. 2000. The functional ecology of seed banks. In: *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities* (ed. Fenner M). CABI Publishing?, pp. 215-236.
- Thompson K., Bakker J.P. & Bekker R.M. 1997. *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press, Cambridge
- Thompson K. & Grime J.P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893-921.



Omara Lange. Amendoim do campo em Caçapava do Sul, RS.



Capítulo 6

A importância da biomassa e das estruturas subterrâneas nos Campos Sulinos

Alessandra Fidelis¹, Beatriz Appezzato-da-Glória² & Jörg Pfadenhauer¹

Introdução

Os ecossistemas campestres cobrem aproximadamente 25% do globo terrestre (Kucera 1981), que vão desde as savanas africanas, estepes, pradarias da América do Norte, até áreas de campo na América do Sul e Eurásia, além de algumas pastagens e campos parcialmente antropogênicos (Kucera 1981, Jacobs *et al.* 1999). Estes ecossistemas são responsáveis por uma grande parte da produtividade primária terrestre (Grace *et al.* 2006). Desta forma, os ecossistemas de campo, tanto tropicais como temperados, podem influenciar potencialmente as reservas globais de carbono, apesar da pouca importância dada a eles (Hall & Scurlock 1991, San José *et al.* 1998). Em realidade, os ecossistemas de campos tropicais são responsáveis pela metade da quantidade de carbono fixado atribuído às florestas tropicais (Scurlock & Hall 1998).

A vegetação campestre é típica para muitas áreas do sul do Brasil, embora as condições climáticas sejam favoráveis ao desenvolvimento de florestas (Rambo 1942). Pela nova classificação do IBGE (2004), essas áreas estão incluídas em dois biomas: Mata Atlântica (região dos Campos de Cima da Serra, no planalto do Sul do Brasil, onde os campos encontram-se associados às florestas de Araucária) e Pampa (na metade sul e oeste do Rio Grande do Sul). As áreas de campo no sul do Brasil são muito ricas em espécies vegetais (estimativas de 3000 espécies, Boldrini 1997, veja também Capítulo 4) e um dos fatores apontados como responsável pela manutenção da diversidade e fisionomia campestre é a histórica e constante ação de distúrbios como o fogo e o pastejo (Overbeck *et al.* 2007). Na sua ausência, há um aumento do estrato lenhoso e também da expansão de elementos florestais sobre a vegetação de campo (Oliveira & Pillar 2004, Müller *et al.* 2007).

Foto de abertura: Júlio de Castilhos, RS. Acervo Labgeo/Centro de Ecologia da UFRGS.

¹ Chair of Vegetation Ecology, Technische Universität München, Am Hochanger 6, D-85354 Freising, Alemanha. E-mail: fidelis@wzw.tum.de, pfadenhauer@wzw.tum.de

² Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório de Anatomia Vegetal, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Av. Pádua Dias 11, 13418-900, Piracicaba - SP, Brasil. E-mail: bagloria@esalq.usp.br

Estudos mostraram que os Campos Sulinos são resilientes ao fogo (Overbeck *et al.* 2005), com uma grande capacidade de regeneração pós-distúrbio (Fidelis 2008). A maioria da vegetação rebrota, principalmente a partir de gemas protegidas abaixo do nível do solo, presentes em órgãos subterrâneos como xilopódios e rizomas. Desta forma, o sucesso da regeneração da vegetação depende da sobrevivência destes órgãos, assim como da viabilidade de suas gemas (Fidelis 2008).

Este capítulo tem como objetivo mostrar a importância da biomassa subterrânea na dinâmica da vegetação dos Campos Sulinos, assim como apontar a diversidade de estruturas subterrâneas que existem na vegetação campestre e suas diferentes funções neste ecossistema sob constante influência de distúrbios.

Importância dos estudos sobre a biomassa subterrânea

As savanas possuem reservas aéreas de carbono que variam entre 1,8 t C ha⁻¹ (áreas de savana sem árvores) e 30 t C ha⁻¹ (áreas com uma maior cobertura de árvores, Grace *et al.* 2006). Em estepes russas, a produtividade primária anual da parte aérea da vegetação pode variar de 200 (em anos mais secos) a 226 g m⁻² y⁻¹ (em anos chuvosos, Titlyanova *et al.* 1999). Porém, nestas mesmas áreas, em anos chuvosos, a produtividade primária da parte subterrânea foi 3,7 vezes maior do que a aérea, enquanto que em anos secos, esta razão caiu para 1,5 (Titlyanova *et al.* 1999).

A biomassa também pode variar de acordo com o tipo de manejo empregado na área. Após a exclusão de 25 anos do fogo em áreas de savanas na Venezuela, as reservas de carbono na vegetação aumentaram no total de 2,3 t C ha⁻¹ para 7,85 t C ha⁻¹ (San José *et al.* 1998). Entretanto, mais da metade corresponde à vegetação lenhosa, enquanto que em áreas sob efeito do fogo, mais de 85% corresponde ao estrato herbáceo. A reserva de carbono na parte subterrânea aumentou, mas não em grandes proporções como a reserva aérea (de 1,72 t C ha⁻¹ para 2,75 t C ha⁻¹, San José *et al.* 1998).

Em ecossistemas brasileiros, a maioria dos estudos concentra-se na avaliação da biomassa aérea. Pozer & Nogueira (2004) estimaram a biomassa aérea de pastos nativos inundáveis e protegidos. Eles encontraram valores entre 3,43 t ha⁻¹ e 5,5 t ha⁻¹, respectivamente. Em áreas de cerrado *sensu stricto*, a biomassa aérea composta por lenhosas somou 26 t ha⁻¹ (12% da biomassa era composta por arbustos e o resto, por arbóreas), enquanto que a camada herbácea foi de aproximadamente 5,6 t ha⁻¹ (maior parte composta por gramíneas, Abdala *et al.* 1998). Nos Campos Sulinos, encontrou-se uma variação sazonal na biomassa aérea, que também variou de acordo com o manejo da área: áreas queimadas apresentaram uma produção anual de forragem de 3,7 t ha⁻¹, enquanto que a biomassa aérea em áreas sem queima e roçada há 32 anos foi de 9,6 t ha⁻¹ (Heringer & Jacques 2002).

Um dos poucos estudos realizados no Brasil que avaliou a biomassa subterrânea mostrou que a razão entre biomassa subterrânea e aérea foi maior do que 1. A biomassa aérea variou de 5,5 a 24,9 t ha⁻¹ (áreas de campo limpo e cerrado denso, respectivamente), enquanto que a biomassa subterrânea nestes mesmos tipos de vegetação ficou entre 16,3 e 52,9 t ha⁻¹ (Castro & Kauffman 1998). Além disso, a biomassa subterrânea de áreas de campos cerrado apresentou uma variação sazonal (maior na estação chuvosa) e se correlacionou com variáveis climáticas relacionadas principalmente à disponibilidade de água (Delitti *et al.* 2001).

Nos Campos Sulinos, Fidelis *et al.* (2006) encontraram diferenças entre biomassa aérea e subterrânea em áreas sob diferente manejo no verão: freqüentemente queimada e excluída do fogo há seis anos (Tab. 6.1). Áreas queimadas apresentaram uma maior quantidade de herbáceas e gramíneas C₄ do que áreas excluídas há seis anos ($p \leq 0,05$), o que contribuiu principalmente para a tendência encontrada de uma maior quantidade de biomassa nas áreas freqüentemente queimadas. Por outro lado, áreas excluídas mostraram um aumento na biomassa aérea de arbustos ($p = 0,04$). Infelizmente, o método aplicado não foi totalmente eficaz para a quantificação de biomassa de arbustos, estando esta desta forma, subestimada. A maior parte da biomassa subterrânea era composta pelas raízes. Apesar disso, os órgãos subterrâneos, por

exemplo rizomas e bulbos, representaram entre 27 e 31% da biomassa subterrânea total. A razão entre biomassa subterrânea e aérea foi muito próxima de 1 em ambas as áreas, mostrando a importância da biomassa subterrânea neste ecossistema (Tab. 6.1). De acordo com Fidelis *et al.* (2006), a marcante presença de órgãos subterrâneos nos Campos Sulinos seria uma vantagem para as espécies que sofrem com a constante remoção da parte aérea pelo fogo. Além de muitos órgãos apresentarem reservas (ver tópico abaixo), eles possuem gemas que ficam protegidas no solo, podendo rebrotar após o fogo, garantindo desta forma, a sobrevivência das espécies pós-distúrbio.

Alguns estudos já mostraram que os valores atribuídos à produtividade primária dos ecossistemas campestres no mundo estão subestimados. Estudos apontam que valores devem ser pelo menos cinco vezes maiores (Long *et al.* 1989, Scurlock & Hall 1998). Isto se deve principalmente a erros nos cálculos de produtividade, mas também por vários estudos não levarem em conta a biomassa subterrânea destes ecossistemas (Hall & Scurlock 1991).

O possível aumento no sequestro e reserva de carbono é apontado muitas vezes como uma grande vantagem para a transformação dos campos em áreas de plantações de soja ou de árvores exóticas. Como aqui argumentado, o campo é uma grande reserva de carbono e provavelmente uma reserva mais estável, pois uma grande parte do carbono fica armazenada por exemplo, nos órgãos de reserva. Estudos futuros sobre a produtividade primária dos campos devem levar em consideração a avaliação da biomassa subterrânea, para que desta forma, a produtividade dos Campos Sulinos possa ser corretamente calculada.

Tipos de órgãos subterrâneos nos Campos Sulinos

A primeira obra na qual é apresentada a diversidade de sistemas subterrâneos nos Campos Sulinos foi a do sueco Carl Axel M. Lindman, traduzida e publicada em 1906. Nessa obra o autor propõe a denominação *xylopodium* (literalmente = pé-de-madeira) para um órgão subterrâneo tuberoso e lignificado, capaz de formar umas ou poucas hastes floríferas de consistência dura e resistente em diferentes períodos vegetativos (Fig. 6.1).

Apesar da primeira descrição de xilópodio ter sido feito para os Campos Sulinos, a maioria das pesquisas sobre essas estruturas se concentraram no Cerrado, onde sua presença já foi observada em mais de 90 gêneros nas formações campestres deste bioma (Rizzini 1965).

Infelizmente, muita confusão ainda é feita atualmente em relação à correta identificação deste tipo de órgão, tanto na literatura brasileira como internacional. De acordo com Rizzini (1965), o xilo-

▼ Tabela 6.1 | Biomassa aérea (ba) e biomassa subterrânea (bs) total expressa em tonelada por hectare ($t\ ha^{-1}$) dos diferentes grupos funcionais (herbáceas, arbustos, gramíneas C_3 , C_4 , ciperáceas) além de raízes e órgãos de reserva das diferentes áreas estudadas: frequentemente queimada e excluída do fogo há seis anos no Morro Santana, Porto Alegre, RS. Diferentes letras nas linhas significam diferenças significativas entre áreas ($p \leq 0,05$, modificado de Fidelis *et al.* 2006).

Biomassa	frequentemente queimada	excluída há seis anos
herbáceas	0,11±0,06 a	0,05±0,03 b
arbustos	0,03±0,04 a	0,13±0,14 b
gramíneas C_3	0,02±0,04	0,03±0,03
gramíneas C_4	2,06±0,60 a	1,39±0,66 b
ciperáceas	0,06±0,03	0,08±0,06
ba total	2,28±0,62	1,68±0,65
raízes	1,45±0,47	1,13±0,38
reserva	0,54±0,42	0,51±0,46
bs total	1,99±0,76	1,64±0,66
bs/ba total	0,87	0,98
total	4,27±1,18	3,32±1,04

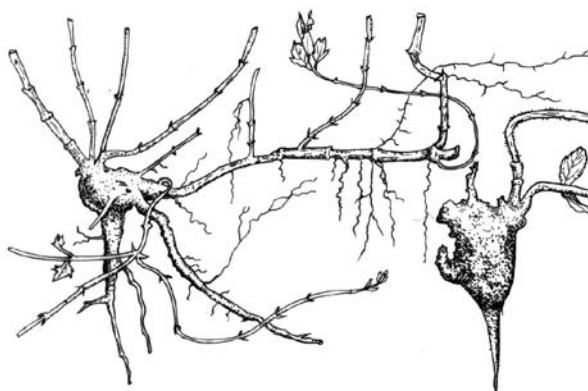


Figura 6.1 Xilópodos de *Verbena humifusa* Cham. (esquerda) e *Peltodon longipes* A.St. Hil ex Benth descritos por Lindman (adaptado de Lindman 1906).

pódio muitas vezes é identificado como rizoma em formações africanas ou mesmo chamados de “*woody rootstock*”. Há autores também que utilizam o termo “*lignotuber*” como sinônimo de xilopódio.

Portanto, antes de apontar a diversidade e função dos órgãos subterrâneos nos Campos Sulinos, será apresentada uma breve descrição dos principais tipos, com ilustrações, detalhes sobre sua formação ontogênica e exemplos com espécies dos Campos Sulinos.

Bulbos e cormos

Bulbos são estruturas de reserva de origem caulinar, de formato globoso, com entrenós muito reduzidos. O caule verdadeiro é o **prato** (Fig. 6.2) a partir do qual se formam as folhas e as raízes adventícias. A classificação do bulbo baseia-se na estrutura foliar que confere o formato globoso desse, por exemplo, no bulbo tunicado, as estruturas foliares são as túnicas dispostas de modo concêntrico (Fig. 6.2), são mais desenvolvidas que o prato, envolvendo-o completamente. As túnicas são ricas em reservas, com exceção das mais externas que são membranáceas. No caso do bulbo escamoso, também as folhas são mais desenvolvidas que o prato. Diferencia-se do bulbo tunicado por possuir folhas subterrâneas estreitas modificadas em escamas e dispostas de maneira imbricada, por exemplo, trevo (*Oxalis latifolia* Kunth) (Estelita-Teixeira 1977).

O bulbo é uma estrutura típica de plantas geófitas (de acordo com Raunkiaer 1934), que ficam em estado dormente abaixo do solo até que as condições para a formação da porção aérea sejam propícias. Está presente em várias famílias nos Campos Sulinos como Liliaceae e Amaryllidaceae, como por exemplo, em *Habranthus gracilifolius* (Amaryllidaceae, Fig. 6.3). Esta espécie foi encontrada com flores três semanas após o fogo, mantendo-se presente na vegetação aérea por alguns dias e depois retornando ao estado dormente em forma de bulbo (Fidelis & Blanco, em preparação).

Cormos têm a mesma função que bulbos, pois também podem apresentar gemas protegidas abaixo do solo. Consiste de um caule principal muito espessado e contraído, cujo eixo principal é vertical. No ápice apresenta uma gema apical, da qual caules aéreos com folhas e flores são produzidos (no verão) e possui raízes adventícias anuais que se desenvolvem apenas na porção basal do cormo. Em espécies de *Crocus* e *Gladiolus* (Fig. 6.4) o cormo é consideravelmente achatado, seu comprimento sendo mais curto que seu diâmetro; é revestido por uma túnica proveniente das bases foliares fibrosas, que surgem dos nós que formam uma série de círculos ao redor do cormo. Nos nós existem gemas axilares a partir das quais novos cormos podem surgir. Na plântula, o primeiro cormo é produzido pelo espessamento do hipocótilo (Appezato-da-Glória 2003).

Hypoxis decumbens, espécie comum nos Campos Sulinos, apresenta estrutura de reserva tipo cormo (Fig. 6.5).



Figura 6.2 Corte longitudinal do bulbo tunicado da cebola (*Allium cepa* L.). O caule verdadeiro com entrenós muito curtos é o prato indicado na figura. Observar que as túnicas (folhas modificadas para reserva) formam a porção globosa da estrutura.



Figura 6.3 Corte longitudinal do bulbo tunicado de *Habranthus gracilifolius*.

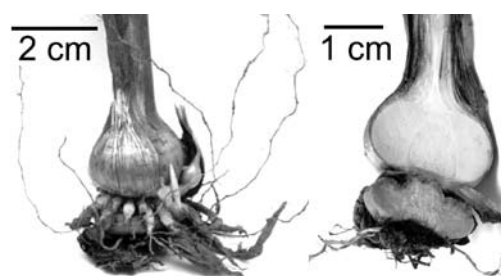


Figura 6.4 À direita observa-se o corte longitudinal do cormo do gladiolo (*Gladiolus* sp.) mostrado à direita. O caule verdadeiro com entrenós muito curtos é o prato e forma a porção globosa da estrutura.

Rizomas e rizóforos

Várias espécies herbáceas apresentam rizomas nos Campos Sulinos, por exemplo, *Eryngium horridum* (Apiaceae). Muitas vezes considerado uma praga em campos pastejados (Mathias *et al.* 1972), indivíduos desta espécie se regeneram rapidamente após o distúrbio (Fidelis *et al.* 2008). Após a passagem do fogo, Fidelis *et al.* (2008) encontraram até 12 novos rebrotos em um mesmo rizoma, provenientes tanto de gemas axilares como de gemas apicais. Como o rizoma é um órgão típico de reserva, a rápida alocação dos nutrientes para a formação de biomassa aérea é assegurada, possibilitando uma rápida resposta ao distúrbio. Dong & Pierdominici (1995) apontam o potencial dos rizomas em armazenar meristemas para regenerações futuras. Por isso, *Eryngium horridum* foi classificada como especialista em distúrbio (*"disturbance-specialists"*, Lavorel *et al.* 1998). Além de se regenerarem rapidamente após a remoção da biomassa, esta espécie apresenta crescimento clonal (Graf *et al.* 1998), não dependendo apenas das sementes para a sobrevivência de suas populações.

Entre os graminóides, *Paspalum notatum* é uma espécie típica com rizomas, muito comum em áreas pastejadas dos Campos Sulinos. Seus indivíduos possuem rizomas bem próximos à superfície e são resistentes ao pastejo contínuo e ao pisoteio. Se a área é excluída do pastejo, sua dominância diminui, sendo substituído por outras espécies de touceiras, como *Andropogon lateralis* (Boldrini & Eggers 1996, 1997). Na Figura 6.6, alguns rizomas de graminóides.

Vernonia flexuosa e *Eupatorium tanacetifolium*, descritas na maioria das vezes como espécies com presença de xilopódio, possuem na verdade rizóforos (Fig. 6.7), assim como *Smilax campestris* (Andreata & Menezes 1999, Martins *et al.* 2007).

O termo "rizóforo" foi reinterpretado por Menezes *et al.* (1979) para descrever o sistema caulinar subterrâneo em espécies de *Vernonia*. Segundo os autores, as plantas com rizóforos possuem sistema bipolar de ramificação caulinar, ou seja, um sistema caulinar vegetativo aéreo e outro subterrâneo. Além disso, nessas espécies a raiz primária é efêmera e todo o sistema radicular é adventício e originado no rizóforo. Há muita similaridade morfológica entre rizomas e rizóforos. Ambos podem apresentar nós e entrenós evidentes, raízes adventícias e gemas axilares protegidas por catafilos. Diferem pelo fato de que os rizomas constituem o único sistema caulinar vegetativo das plantas, pois a sua origem se dá a partir da plúmula (Holm 1929).

Várias outras espécies podem ter seus órgãos subterrâneos erroneamente descri-

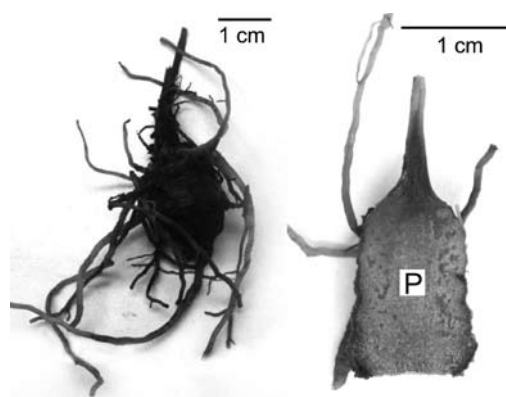


Figura 6.5 À direita observa-se o corte longitudinal do corno de *Hypoxis decumbens*, mostrado à esquerda.

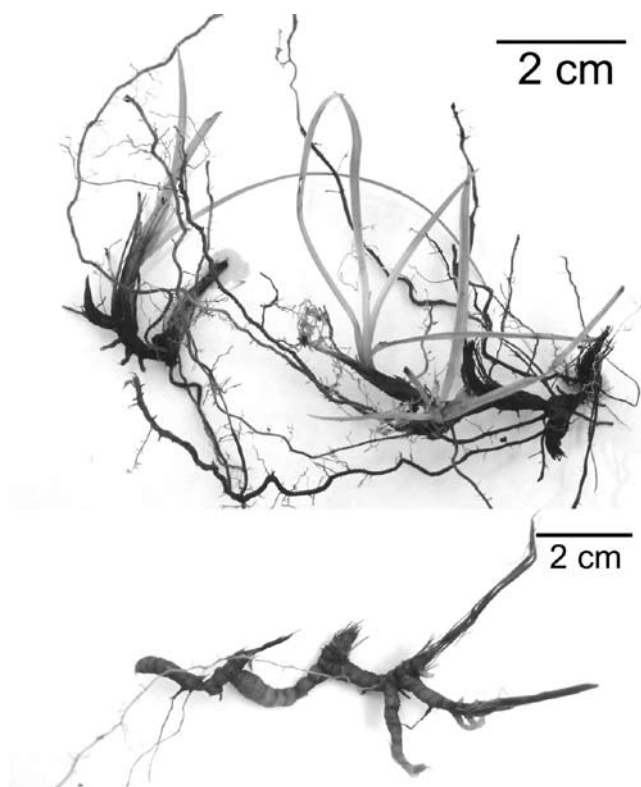


Figura 6.6 Rizomas de graminóides dos Campos Sulinos.

tos, uma vez que, para se diferenciar entre rizoma, rizóforo e xilopódio, é necessária uma avaliação morfoanatômica e ontogenética. Espécies com rizóforos e rizomas têm a capacidade de se propagar vegetativamente e tal processo também foi observado para *V. flexuosa* nos Campos Sulinos (Fidelis 2008).

Apesar das diferenças anatômicas e morfológicas, tanto rizomas como rizóforos têm a mesma função: são órgãos de reserva típicos, com capacidade de propagação vegetativa e regeneração após eventos de distúrbio. Desta forma, espécies com tais estruturas apresentam vantagem em ambientes sob influência do distúrbio, possibilitando assim sua rápida regeneração e a sobrevivência de suas populações.

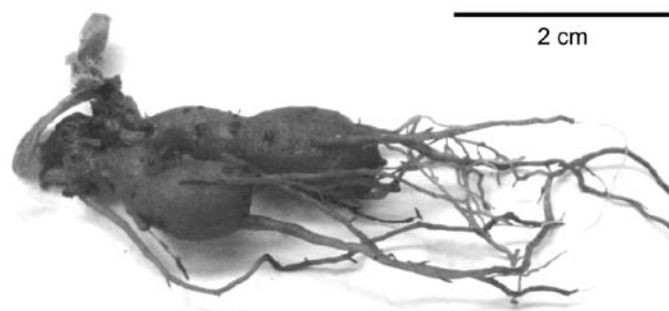


Figura 6.7 Rizóforo de *Vernonia flexuosa*.

Xilopódios

Como já acima mencionado, xilopódio foi primeiramente descrito por Lindman (1906), apontando a importância destas estruturas para a dinâmica da vegetação. Espécies com xilopódio também são características de vegetação campestre de Cerrado (Appenzato-da-Glória *et al.* 2008), com mais de 90 gêneros já descritos possuindo tal estrutura (Rizzini 1965).

Xilopódios são estruturas subterrâneas lenhosas, que podem ser tanto radiculares ou caulinares (ou ambos), que se originam do hipocótilo e raiz primária. Podem ser estruturas sem forma definida (Fig. 6.8A), cilíndricas (Fig. 6.8B), turbiniforme (Fig. 6.8C) ou globosas (Fig. 6.8D) (Rizzini & Heringer 1961, Appenzato-da-Glória & Estelita 2000, Appenzato-da-Glória 2003), com desenvolvimento dependente das condições ambientais ou geneticamente determinado (Rizzini & Heringer 1961).

De acordo com Rizzini (1965), xilopódio também ocorre em formações campestres em outros tipos de vegetação do mundo, porém são descritos erroneamente como rizomas ou “*lignotubers*”. Estes, por sua vez, são órgãos de reserva típicos, originados na região do nó cotiledonar e, ou a partir de regiões nodais superiores (James 1984, Burrows 2002). Xilopódios, por outro lado, não possuem tecido parenquimático típico de reserva, somente parênquima xilemático (Appenzato-da-Glória & Estelita 2000). Assim sendo, “*lignotubers*” se diferenciam de xilopódios na sua origem ontogênica, estrutura e origem das gemas (Appenzato-da-Glória *et al.* 2008).

Talvez a função mais importante do xilopódio esteja relacionada ao seu grande potencial gemífero como já observado por Rizzini & Heringer (1961, 1962), uma vez que esta estrutura abriga diversas gemas. Estas se encontram geralmente distribuídas de forma irregular por toda superfície do xilopódio, mas na maioria das vezes encontram-se mais próximas à superfície (Appenzato-da-Glória *et al.* 2008). Em xilopódios de uma espécie de arbustos dos Campos Sulinos (*Eupatorium ligulaefolium*, Asteraceae) foram encontradas mais de 100 gemas/estrutura (Fidelis *et al.* submetido1).

Leguminosae e Asteraceae são famílias com várias espécies apresentando xilopódio como estrutura subterrânea (ver revisão para Asteraceae do Cerrado em Appenzato-da-Glória *et al.* 2008). Após a passagem do fogo, vários novos rebrotes podem ser observados provenientes das gemas subterrâneas localizadas na superfície dos xilopódios de tais espécies, garantindo desta forma, a persistência das mesmas nestes ambientes após a remoção da sua biomassa aérea. Mas se o rebrote acontece e de forma tão marcante, de onde são alocados os nutrientes para tal evento, se xilopódios não possuem parênquima de reserva?

Braga *et al.* (2006) demonstraram que no xilopódio de *Ocimum nudicaule* as variações no conteúdo e tamanho molecular das pectinas na parede, em adição a mudanças na sua composição e estrutura, podem estar relacionadas à função de reserva, assim como à expansão celular, ambos os processos

necessários para a brotação nos períodos favoráveis de desenvolvimento. Além disso, geralmente os xilopódios estão associados a raízes tuberosas, que são estruturas típicas de reserva (Appezato-da-Glória & Estelita 2000, Milanez & Moraes-Dallaqua 2003, Appezato-da-Glória *et al.* 2008).

Reservas de nutrientes são importantes para o aumento das chances de sobrevivência e crescimento de plantas em ambientes sob constantes mudanças ambientais e distúrbio (Suzuki & Stuefer 1999, Bellingham & Sparrow 2000), pois conferem rápida regeneração e ocupação do espaço aberto pelo distúrbio na vegetação (Suzuki & Stuefer 1999). Esse rápido rebrotamento e florescimento ocorrem às expensas dos polissacarídeos de reserva e da sua despolimerização devido à intensa demanda energética (Carvalho & Dietrich 1993). Os principais carboidratos não-estruturais de plantas vasculares são: a sacarose, o amido e os frutanos (Souza *et al.* 2005). Segundo as autoras, a sacarose além de fornecer substrato para a síntese de material celular e de outros carboidratos de reserva, como o amido e frutano, também atua como molécula sinalizadora do metabolismo e do desenvolvimento vegetal, através da modulação da expressão gênica e do *turnover* de proteínas (Farrar *et al.* 2000 citados pelas autoras). A expressão de vários genes específicos para a tuberização é controlada pela sacarose (Vreudenhil & Helder 1992). Portanto, espécies que apresentam xilopódio nos Campos Sulinos apresentam grande vantagem, pois além de possuírem estruturas subterrâneas lignificadas e que, por isso, dificilmente são destruídas e danificadas pelo fogo, possuem uma grande capacidade gemífera. Além disso, podem estar associadas a raízes tuberosas, assegurando desta forma, a reserva de nutrientes necessária para o rebrote após o distúrbio.

Várias espécies dos Campos Sulinos possuem xilopódios (ver Fig. 6.8), como por exemplo, *Baccharis cognata* e *Vernonia nudiflora* (subarbustos), *Stylosanthes montevidensis*, *Galactia marginalis* e *Desmanthus tatuhyensis* (herbáceas).

Raízes tuberosas e raízes gemíferas

Rizzini & Heringer (1961) descreveram as características que diferenciam as raízes tuberosas dos xilopódios devido à confusão terminológica encontrada na literatura da época e que, infelizmente, persiste até os dias atuais. A consistência do xilopódio é extremamente rígida devido à alta lignificação do órgão associada à auto-enxertia da base lignificada dos ramos emitidos nos diferentes períodos de desenvolvimento. Por sua vez, as raízes tuberosas possuem consistência, em geral, carnosa e macia associada a sua função de reserva.

Diferentemente dos xilopódios, as raízes tuberosas são órgãos de reserva cuja tuberização envolve a proliferação de parênquima para o armazenamento (Rizzini & Heringer 1961). A origem do parênquima armazenador varia entre as espécies. Pode haver a variação da atividade cambial com a formação de câmbios adicionais como em *Ipomoea batatas* (Convolvulaceae) e em *Pachyrhizus ahipa* (Fabaceae, Milanez & Moraes-Dallaqua 2003), câmbios supernumerários como em *Beta vulgaris* (Amaranthaceae) e em *Mirabilis jalapa* (Nyctaginaceae). Em *Mandevilla illustris* e *M. velutina* (Apocynaceae) e em *Gyptis lanigera* (Asteraceae), a tuberização da raiz envolve atividade cambial, na

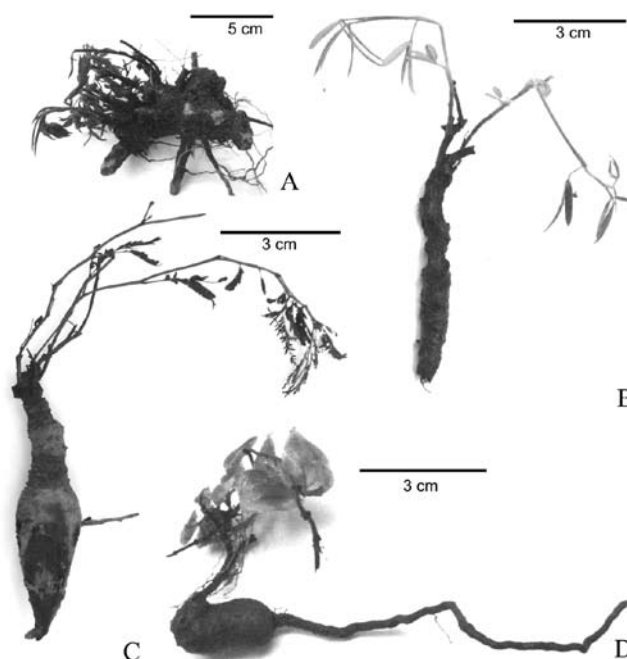


Figura 6.8 Xilopódios de espécies dos Campos Sulinos. **A.** *Vernonia nudiflora*. **B.** *Stylosanthes montevidensis*. **C.** *Desmanthus tatuhyensis*. **D.** *Tibouchina gracilis*.

qual é produzida grande proporção de parênquima vascular (Appezato-da-Glória & Estelita-Teixeira 2000; Appezato-da-Glória *et al.* 2008). Enquanto, nas asteráceas: *Vernonia brevifolia* (Hayashi & Appezato-da-Glória 2007) e *Vernonia oxylepis* (Vilhalva & Appezato-da-Glória 2006) ocorre a proliferação do periciclo e em *Smallanthus sonchifolius* a tuberização resulta da proliferação do parênquima cortical (Machado *et al.* 2004).

As raízes tuberosas axiais resultam da tuberização da raiz primária como em *Mandevilla illustris* e *M. velutina* (Appezato-da-Glória & Estelita-Teixeira 2000), *Vernonia oxylepis* (Vilhalva & Appezato-da-Glória 2006) e *Vernonia brevifolia* (Hayashi & Appezato-da-Glória 2007) e *Gyptis lanigera* (Appezato-da-Glória *et al.* 2008), mas há raízes tuberosas adventícias que resultam da tuberização, como o próprio nome sugeriu, das raízes adventícias (Appezato-da-Glória 2003, Hayashi & Appezato-da-Glória, 2007).

Como já acima citado, muitas espécies com presença de xilopódio também possuem raízes tuberosas, onde estão armazenadas as reservas necessárias para o crescimento, floração e também, regeneração pós-distúrbio. Em espécies do Cerrado esta associação é bem conhecida. Em *Lessingianthus bardanoides*, *L. glabratus*, *Pterocaulon angustifolium* e *Vernonia grandiflora* (Asteraceae, com presença de xilopódio e raízes tuberosas com reserva de frutanos, Hayashi & Appezato-da-Glória 2007). Já em *Mandevilla velutina* e *Mandevilla illustris* (Apocynaceae, presença de xilopódio e raízes tuberosas, Appezato-da-Glória & Estelita 2000). Outras espécies do Cerrado, como por exemplo, *Vernonia oxylepis*, apresentam apenas uma raiz tuberosa típica, com acúmulo de gotas lipídicas e cristais de inulina e presença de gemas (Vilhalva & Appezato-da-Glória 2006). Em Asteraceae, os frutanos do tipo inulina encontram-se distribuídos, principalmente, no parênquima vascular (Tertuliano & Figueiredo-Ribeiro 1993). Nas raízes tuberosas de *Vernonia oxylepis* (Vilhalva & Appezato-da-Glória 2006), os cristais de inulina estão presentes no parênquima de origem pericíclica, já nas raízes adventícias de *Richterago* estão no córtex interno e no cilindro vascular (Melo-de-Pinna & Menezes 2003). Nos rizóforos de *Vernonia herbacea* e *V. platensis* (Hayashi & Appezato-da-Glória 2005) e de *Smallanthus sonchifolius* (Machado *et al.* 2004) os cristais de inulina estão acumulados, principalmente, no parênquima cortical. Por sua vez, nas espécies de *Vernonia*, estudadas por Sajo & Menezes (1986), estão acumulados no parênquima proveniente de câmbios acessórios no interior do xilema secundário.

Nos Campos Sulinos podemos citar *Pfaffia tuberosa* como uma espécie típica apresentando raiz tuberosa (para outros exemplos, ver Fig. 6.9).

Após a passagem do fogo, indivíduos de *P. tuberosa* rebrotam de gemas presentes nas raízes tuberosas. Na raiz axial moniliforme de *Gyptis lanigera* (Appezato-da-Glória *et al.* 2008) e nas raízes de *Vernonia oxylepis* (Vilhalva & Appezato-da-Glória 2006) e *Vernonia brevifolia* (Hayashi & Appezato-da-Glória, 2007) são verificadas gemas ao longo da raiz mesmo sem que haja a fragmentação das mesmas. No entanto, em *Mandevilla velutina* e *Mandevilla illustris* as raízes somente formam gemas após o seu seccionamento (Apocynaceae, presença de xilopódio e raízes tuberosas,

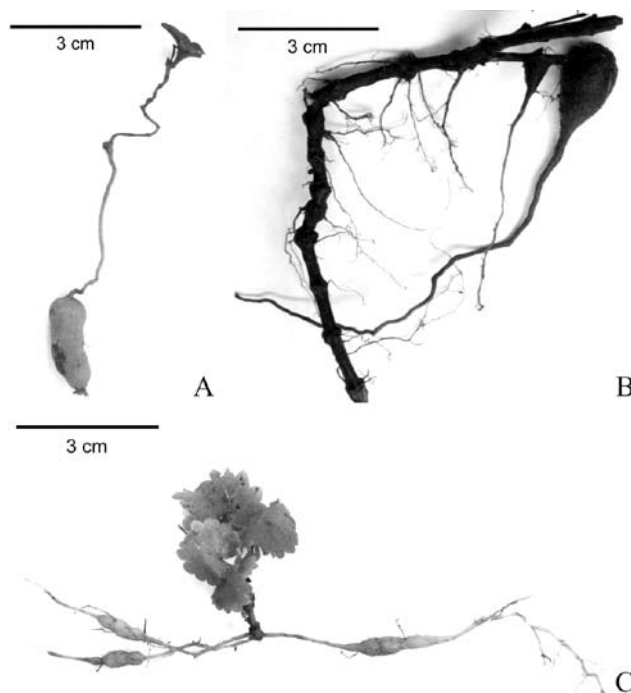


Figura 6.9 Raízes tuberosas de espécies dos Campos Sulinos. **A.** Raiz tuberosa axial. **B-C.** Raízes tuberosas adventícias.

Appezato-da-Glória & Estelita 2000). Somente se houver o desligamento da raiz da planta de origem e o seu estabelecimento como um novo indivíduo é que se pode falar em propagação vegetativa a partir de raízes tuberosas.

Outras estruturas importantes para a dinâmica da vegetação são as raízes gemíferas. É muito difícil diferenciar as raízes gemíferas dos caules subterrâneos (sóboles) na vegetação campestre do Cerrado (Rizzini & Heringer 1966).

Raízes gemíferas podem ter metros de distância, ficam paralelas ao solo, onde se localizam as gemas de onde partem os ramos aéreos (Rizzini & Heringer 1962, 1966).

Caracterizam-se por ter cilindro vascular protostélico, porém à medida que a raiz torna-se espessada pode haver a proliferação de parênquima vascular afastando os elementos de protoxilema dando a falsa impressão da presença de uma medula comprimida (Fig. 6.10).

As raízes gemíferas são muito típicas no Cerrado, sendo encontradas em árvores (por exemplo, *Hymenaea stigonocarpa*) e arbustos (*Calliandra dysantha*, Rizzini & Heringer 1966). Também já foram observadas em árvores de florestas tropicais (por exemplo *Centrolobium tomentosum*, Hayashi *et al.* 2001).

Sóboles

Sóboles e raízes gemíferas foram descritos por Rizzini & Heringer (1966) como sistemas subterrâneos difusos, com crescimento horizontal e superficial, encontrado em espécies de arbustos e árvores do Cerrado. As plantas que possuem sistemas subterrâneos difusos são denominadas plantas sobolíferas e tem como característica a distribuição de vários ramos aéreos interligados subterraneamente dando a falsa impressão de tratar-se da distribuição agregada de vários indivíduos (Fig. 6.11).

Como já acima mencionado, sua identificação no campo se torna difícil (Fig. 6.12), pois os dois tipos de sistemas difusos diferem entre si pela estrutura anatômica.

Os sistemas difusos de estrutura caulinar são os 'sóboles' como verificado em *Erythroxylum nanum* (Alonso & Machado 2007) e os de estrutura radicular são as raízes gemíferas como em *Chresta sphaerocephala* (Appezato-da-Glória *et al.* 2008). Muitas vezes, plantas com sóboles não apresentam um caule aéreo principal, como no caso de *Chrysophyllum soboliferum* (Rizzini & Heringer 1966). No entanto, quando visualizadas apenas pela parte aérea, parecem formar populações de vários indivíduos aglomerados, por exemplo, *Erythroxylum nanum* (Alonso & Machado, 2007) e *Annona pygmaea*, *Andira humilis*, *Pradosia brevipes*, *Parinari obtusifolia*, entre outras, podem alcançar vários metros em diâmetro (Filgueiras 2002). Quando escavadas, descobre-se que muitas vezes se trata apenas de um indivíduo (*genet*) com vários ramos (*ramets*) que se separados da planta mãe, provavelmente conseguiriam sobreviver. Em *Anemopaegma arvense*, ramos aéreos podem estar até 120 cm de distância entre eles, mas conectados por ramos subterrâneos (Filgueiras 2002). Por isso, o estudo dos sistemas subterrâneos difusos é de extrema importância para o melhor entendimento da dinâmica da vegetação aérea e também, de populações de plantas com tais estruturas.

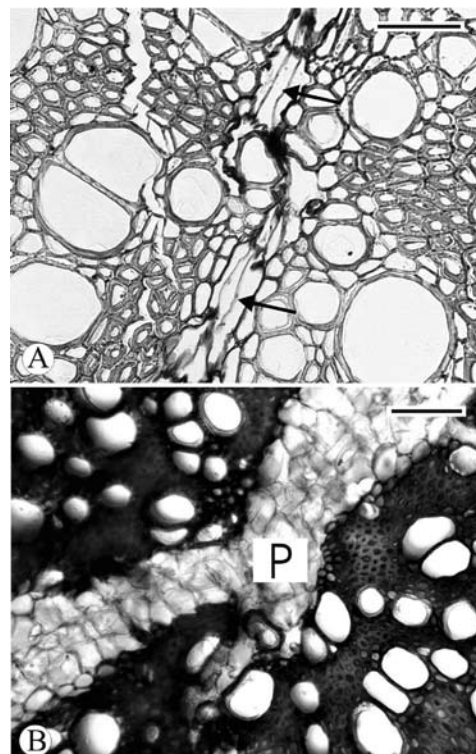


Figura 6.10 Cortes transversais da raiz gemífera de *Chresta sphaerocephala*. A. Início das divisões no parênquima vascular (setas). B. Parênquima vascular (P) no centro da estrutura. Barras = 60 µm (A), 100 µm (B).

Diversidade dos órgãos subterrâneos nos Campos Sulinos

Uma grande diversidade de órgãos subterrâneos, tanto de reserva como com potencial gemífero, podem ser encontrados nos Campos Sulinos. Muitas vezes, a presença de órgãos subterrâneos no Cerrado é relacionada com o período de seca enfrentado pelas plantas. Uma grande parte delas (incluindo as herbáceas) perdem a biomassa aérea durante esta época do ano, rebrotando novamente dos órgãos subterrâneos no início da estação chuvosa (Filgueiras 2002). Tal fenômeno não ocorre com as plantas dos Campos Sulinos. Portanto, a presença dos órgãos subterrâneos reforça o fato destes Campos serem relictos de épocas mais secas, mantidos até hoje principalmente pela influência do distúrbio (fogo e pastejo, Overbeck *et al.* 2007).

Em áreas frequentemente queimadas, a diversidade de órgãos subterrâneos é alta, sendo comum encontrar mais espécies com xilopódios e raízes tuberosas. Muitas vezes tais órgãos foram encontrados sem a parte aérea (Fidelis 2008). Por outro lado, em áreas excluídas do fogo há muitos anos, há uma diminuição na diversidade destes órgãos e consequentemente, das espécies que possuem tais órgãos. Há um aumento na frequência de fragmentos de caules subterrâneos (Fig. 6.13) (Fidelis 2008).

Se há uma diminuição nos órgãos de reserva e portadores de gemas, a vegetação campestre pode perder o seu potencial de regeneração após distúrbios, que como acima já mencionado, são de fundamental importância para a manutenção da diversidade e fisionomia dos Campos Sulinos. Fidelis (2008) avaliou as principais estratégias de regeneração após o fogo e observou que a maioria das espécies dos Campos Sulinos dependem do rebrote, pois apenas 10% das espécies apresentaram plântulas após o distúrbio. Desta forma, fica evidente a importância de um banco de gemas, a partir de onde serão formados os novos ramos após a remoção da biomassa aérea.

Banco de gemas foi primeiramente definido por Harper (1977) como populações de meristemas dormentes localizados em rizomas, bulbos, cormos e tubérculos. Posteriormente, Klimesova & Klimes (2007) ampliaram esta definição para todas as gemas viáveis para a regeneração vegetativa, diferenciando o banco de gemas de acordo com a sua localização (aéreo ou subterrâneo) e sazonalidade (sazonal ou perene).

Como observado por Fidelis (2008), após o fogo a maioria das espécies herbáceas e arbustivas rebrota a partir de gemas localizadas em órgãos subterrâneos. Não foram observados rebrotes a partir de gemas localizadas em ramos. Apesar disso, graminóides rebrotaram na maioria das vezes a partir de gemas localizadas ao nível do solo, protegidas pelas lâminas foliares (por exemplo *Andropogon lateralis*). O mesmo fenômeno foi observado em algumas herbáceas hemicriptófitas, por exemplo, *Chaptalia runcinata* (Fidelis 2008).



Figura 6.11 *Aspidosperma tomentosum* numa área de campo sujo no Cerrado de Itirapina, SP, Brasil. As setas indicam alguns dos ramos aéreos que estão ligados subterraneamente.



Figura 6.12 *Aspidosperma tomentosum* numa área de campo sujo no Cerrado de Itirapina, SP, Brasil. Observar a ramificação com crescimento horizontal a qual estão ligadas outras partes aéreas. A planta é sobolífera e o corte anatômico mostrou tratar-se de raiz gemífera.

O fogo nestes campos é de baixa intensidade e temperatura, passando rapidamente pela vegetação, queimando apenas a biomassa aérea e não danificando as estruturas subterrâneas e as gemas nelas localizadas (Fidelis 2008). Por isso, mesmo após incêndios, as estruturas subterrâneas continuam íntegras e capazes de rebrotar, assegurando desta forma, a regeneração da vegetação.

Em campos pastejados, espécies com xilopódios foram encontradas em menor quantidade quando comparadas com as áreas queimadas (Fidelis, dados não publicados). Por outro lado, a rebrota a partir de rizomas de graminóides tem uma maior importância, principalmente devido à dominância de *Paspalum notatum* (Fidelis 2008).

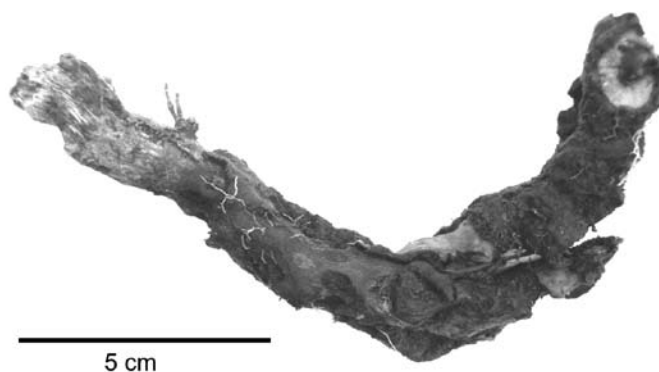


Figura 6.13 Fragmento de caule subterrâneo encontrado com frequência nas áreas excluídas do fogo.

Considerações finais

Apesar da grande diversidade em espécies vegetais e da importância econômica principalmente para a pecuária dos Campos Sulinos, menos de 1% da sua área total está sob proteção legal (Overbeck *et al.* 2007). O rápido avanço da frente agrícola, assim como a invasão do capim Annoni (*Eragrostis plana*) são as maiores ameaças para os Campos Sulinos (Pillar *et al.* 2006, Overbeck *et al.* 2007).

Nos últimos 30 anos, pelo menos 25% da área total de campos nativos foram convertidos em áreas de plantações de milho, soja e ultimamente, em plantações de árvores exóticas (Pillar *et al.* 2006). Há uma grande pressão tanto do governo como das empresas madeireiras para a implementação de florestas de *Pinus* e *Eucalyptus* para a produção de madeira e papel nos últimos anos nos estado do Rio Grande do Sul, gerando muita discussão sobre o assunto. Vários defensores do “florestamento” dos campos utilizam a propaganda da alta capacidade de seqüestro de carbono das florestas, ignorando totalmente o importante papel que os Campos exercem como reserva de carbono. Infelizmente, poucos são os estudos que levaram em consideração a produtividade primária da biomassa subterrânea. Por isso, a real produtividade primária dos Campos Sulinos deve estar subestimada, uma vez que a biomassa subterrânea em certas áreas chega quase a se igualar à biomassa aérea (ver Fidelis *et al.* 2006).

As poucas áreas de campo sob proteção legal encontram-se totalmente excluídas de qualquer tipo de distúrbio. Não há uma política para o manejo da vegetação destas áreas, levando muitas vezes à perda da diversidade e da fisionomia dos Campos Sulinos, assim como a incêndios catastróficos e fora de controle. Se o objetivo destes parques é de conservar a diversidade e os Campos Sulinos, elaboração de planos de manejos é de crucial importância, onde deve se levar em consideração não só a vegetação aérea, como também a subterrânea, dada a importância da mesma.

Em conclusão, estudos sobre a vegetação dos Campos Sulinos devem levar em consideração não somente os mecanismos envolvidos na dinâmica da vegetação aérea, como também da subterrânea. Como descrita aqui neste capítulo, a biomassa subterrânea tem uma grande importância na produtividade primária destes campos, exercendo conseqüentemente um importante papel como reserva de carbono. Para que futuras estratégias para manejo e restauração dos Campos Sulinos possam ser traçadas, é de fundamental importância dinamizar o conhecimento da biomassa subterrânea.

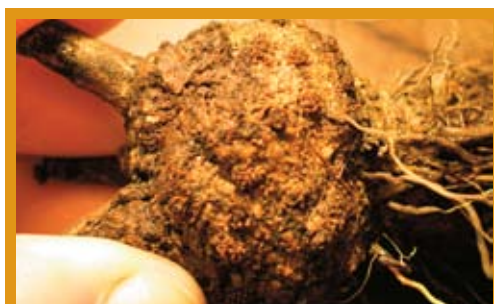
Agradecimentos

Os autores agradecem à Marli Kasue Misaki Soares pelas fotos das estruturas subterrâneas e a Marcel Tust e Maximiliano de Oliveira pela ajuda na coleta das amostras. Aline Redondo Martins e Carolina Blanco pelas valiosas sugestões no manuscrito. Os autores ainda agradecem Eduardo Vélez pelo apoio à idéia inicial deste capítulo. A segunda autora recebe auxílio financeiro do CNPq.

Referências

- Abdala G.C., Caldas L.S., Haridasan M. & Eiten G. 1998. Above and belowground organic matter and root:shoot ration in a cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Ecology* 2: 11-23.
- Alonso A.A. & Machado S.R. 2007. Morphological and developmental investigations of the underground system of *Erythroxylum* species from Brazilian cerrado. *Australian Journal of Botany* 55: 749-758.
- Andreato R.H.P. & Menezes N.L. 1999. Morfoanatomia do embrião, desenvolvimento pós-seminal e origem do rizóforo de *Smilax quinquenervia* Vell. (Smilacaceae). *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 18: 39-51.
- Appezatto-da-Glória B. 2003. *Morfologia de sistemas subterrâneos: histórico e evolução do conhecimento no Brasil*. A.S. Pinto, Ribeirão Preto, 80 p.
- Appezatto-da-Glória B. & Estelita M.F.M. 2000. The development anatomy of the subterranean system in *Mandevilla illustris* (Vell.) Woodson and *M. velutina* (Mart. ex Stadelm.) Woodson (Apocynaceae). *Revista Brasileira de Botânica* 23: 27-35.
- Appezatto-da-Glória B., Hayashi A.H., Cury G., Soares M.K.M. & Rocha R. 2008. Underground systems of Asteraceae species from the Cerrado. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 135: 103-113.
- Bellingham P.J. & Sparrow A.D. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89: 409-416.
- Boldrini I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional. *Boletim do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul* 56: 1-39.
- Boldrini I.I. & Eggers L. 1996. Vegetação campestre do sul do Brasil: dinâmica de espécies à exclusão do gado. *Acta botânica Brasílica* 10: 37-50.
- Boldrini I.I. & Eggers L. 1997. Directionality of succession after grazing exclusion in grassland in the South of Brazil. *Coenoses* 12: 63-66.
- Braga M.R., Carpita N.C., Dietrich S.M.C. & Figueiredo-Ribeiro R.C.L. 2006. Changes in pectins of the xylopodium of *Ocimum nudicaule* from dormancy to sprouting. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 18: 325-331.
- Burrows G.E. 2002. Epicormic strand structure in *Angophora*, *Eucalyptus* and *Lophostemon* (Myrtaceae) – implication for fire resistance and recovery. *New Phytologist* 153: 111-131.
- Carvalho M.A.M. & Dietrich S.M.C. 1993. Variation in fructan content in the underground organs of *Vernonia herbacea* (Vell.) Rusby at different phenological phases. *New Phytologist* 123: 735-740.
- Castro E.A. & Kauffman J.B. 1998. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology* 14: 263-283.
- Delitti W.B.C., Pausas J.G. & Burger D.M. 2001. Belowground biomass seasonal variation in two Neotropical savannas (Brazilian Cerrados) with different fire histories. *Annals of Forest Science* 58: 713-721.
- Dong M. & Pierdominici M.G. 1995. Morphology and growth of stolons and rhizomes in three clonal grasses, as affected by different light supply. *Vegetatio* 116: 25-32.
- Estelita-Teixeira M.E. 1977. Propagação vegetativa de *Oxalis latifolia* Kunth. (Oxalidaceae). *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 5: 3-20.
- Farrar J., Pollock C. & Gallagher J. 2000. Sucrose and the integration of metabolism in vascular plants. *Plant Science* 154: 1-11.
- Fidelis A. 2008. *Fire in subtropical grasslands in Southern Brazil: effects on plant strategies and vegetation dynamics*. Chair of Vegetation Ecology, Technische Universität München, Freising, p. 151.
- Fidelis A., Müller S., Pillar V.D. & Pfadenhauer J. 2006. Efeito do fogo na biomassa aérea e subterrânea dos Campos Sulinos. In: *Desafios e oportunidades do Bioma Campos frente à expansão e intensificação agrícola* (ed. Campos XRG). EMBRAPA – Clima Temperado Pelotas.
- Fidelis A., Overbeck G., Pillar V.D. & Pfadenhauer J. 2008. Effects of disturbance on population biology of a rosette species *Eryngium horridum* Malme in grasslands in southern Brazil. *Plant Ecology* 195: 55-67.
- Fidelis A., Müller, S.C., Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. (submetido 1) Population biology and regeneration of forbs and shrubs after fire in Brazilian Campos grasslands. *Plant Ecology*.
- Fidelis A., Delgado-Cartay M.D., Blanco C., Müller S.C., Pillar V.D. & Pfadenhauer J. (submetido 2). Fire behaviour in Brazilian Campos grasslands. *International Journal of Wildland Fire*.
- Filgueiras T.S. 2002. Herbaceous plant communities. In: *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna* (eds. Oliveira PS & Marquis RJ). Columbia University Press New York, pp. 121-139.
- Grace J.B., San José J., Meir P., Miranda H.S. & Montes R.A. 2006. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *Journal of Biogeography* 33: 387-400.
- Graf E., Gazzano I., Torres A., Bresciano D., Pezzani F. & Burgueno J. 1998. Ecología de malezas en campo natural *Eryngium horridum* Malme "cardilla" efecto del pastoreo sobre el comportamiento poblacional. In: *XIV Reunion del grupo campo técnico regional del cono sur en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical: grupo campos* (ed. INIA). Serie Técnica Tacuarembó, pp. 193-198.
- Hall D.O. & Scurlock J.M.O. 1991. Climate change and productivity of natural grasslands. *Annals of Botany* 67: 45-55.
- Harper J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press Ltd., London, 892 p.
- Hayashi A.H. & Appezatto-da-Glória B. 2005. The origin and anatomy of rhizophores in *Vernonia herbacea* and *V. platensis* (Asteraceae) from the Brazilian Cerrado. *Australian Journal of Botany* 53: 273-279.
- Hayashi A.H. & Appezatto-da-Glória B. 2007. Anatomy of the underground system in *Vernonia grandiflora* Less. and *V. brevifolia* Less. (Asteraceae). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50: 979-988.
- Hayashi A.H., Penha A.S., Rodrigues R.R. & Appezatto-da-Glória B. 2001. Anatomical studies of shoot bud-forming roots of Brazilian tree species. *Australian Journal of Botany* 49: 745-751.
- Heringer I. & Jacques A.V.A. 2002. Acumulação de forragem e material morto em pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo em relação às queimadas. *Revista brasileira de Zootecnia* 31: 599-604.
- Holm T. 1929. The application of the term "rhizome". *Rhodora, Journal of the England Botanical Club*, 361: 6-20.
- Jacobs B.F., Kingston J.D. & Jacobs L.L. 1999. The origin of grass-dominated ecosystems. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86: 590-643.

- James S. 1984. Lignotubers and burls – their structure, function and ecological significance in Mediterranean ecosystems. *The Botanical Review* 50: 225-266.
- Klimesová J. & Klimes L. 2007. Bud banks and their role in vegetative regeneration – a literature review and proposal for simple classification and assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 115-129.
- Kucera C.L. 1981. Grassland and fire. In: *Fire regimes and ecosystem properties* (eds. Mooney HH, Bonnicksen NL, Christensen NL, Lotan JE & Reiner WA). United States Forest Service, pp. 90-111.
- Lavorel S., Canadell J., Rambal S. & Terradas J. 1998. Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology & Biogeography* 7: 157-166.
- Lindman C.A.M. 1906. *A vegetação do Rio Grande do Sul*. Universal, Porto Alegre, 356 p.
- Long S.P., Garcia Moya E., Imbamba S.K., Kamnalrut A., Piedade M.T.F., Scurlock J.M.O., Shen Y.K. & Hall D.O. 1989. Primary productivity of natural grass ecosystems of the tropics: a reappraisal. *Plant and Soil* 115: 155-166.
- Machado S.R., Oliveira D.M.T., Dip M.R. & Menezes N.L. 2004. Morfoanatomia do sistema subterrâneo de *Smallanthus sonchifolius* (Poepp. & Endl.) H. Robinson (Asteraceae). *Revista Brasileira de Botânica* 27: 115-123.
- Martins A.R., Bombo A.B., Soares A.N. & Appezato-da-Glória B. 2007. Morfo-anatomia de raízes e rizóforos de *Smilax brasiliensis*, *S. campestris* e *S. cissoides* (Smilacaceae). In: 58o. Congresso Nacional de Botânica São Paulo.
- Mathias M.E., Constance L. & Araújo D. 1972. Umbelíferas. In: *Flora Ilustrada Catarinense* (ed. Reitz R). Herbário Barbosa Rodrigues Itajaí, p. 205.
- Melo-de-Pinna G.F.A. & Menezes N.L. 2003. Meristematic endodermis and secretory structures in adventitious roots of *Richterao Kuntze* (Mutisieae-Asteraceae). *Revista Brasileira de Botânica* 26, 1-10.
- Menezes N.L., Muller C. & Sajo M.G. 1979. Um novo e peculiar tipo de sistema subterrâneo em espécies de *Vernonia* da Serra do Cipó (Minas Gerais, Brasil). *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, 7: 33-38.
- Milanez C.R.D. & Moraes-Dallaqua M.A. 2003. Ontogênese do sistema subterrâneo de *Pachyrhizus ahipa* (Weed.) Parodi (Fabaceae). *Revista Brasileira de Botânica* 26: 415-427.
- Müller S.C., Overbeck G.E., Pfadenhauer J. & Pillar V.D. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189: 1-14.
- Oliveira J.M. & Pillar V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5: 197-202.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Fidelis A., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C., Boldrini I.I., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: the Southern Campos. *Perspectives in Plant Ecology and Systematics* 9: 101-116.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Pillar V.D. & Pfadenhauer J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.
- Pillar V.D., Boldrini I.I., Hasenack H., Jacques A.V.A., Both R., Müller S.C., Eggers L., Fidelis A., Santos M.M.G., Oliveira J.M., Cerveira J., Blanco C., Joner F., Cordeiro J.L.P. & Galindo M.P. 2006. Estado atual e desafios para a conservação dos campos. In: Universidade Federal do Rio Grande do Sul Porto Alegre, p. 24.
- Pozer C.G. & Nogueira F. 2004. Flooded native pastures of the northern region of the Pantanal of Mato Grosso: biomass and primary productivity variations. *Brazilian Journal of Biology* 64: 859-866.
- Rambo B. 1942. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. 3dr. ed. Editora Unisinos, São Leopoldo, 473 p.
- Raunkiaer C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford, 632 p.
- Rizzini C.T. 1965. Estudos experimentais sobre o xilopódio e outros órgãos tuberosos de plantas do cerrado. *Anais da Academia brasileira de Ciências* 37: 87-113.
- Rizzini C.T. & Heringer E.P. 1961. Underground organs of plants from some southern Brazilian savannas, with special reference to the xylodpodium. *Oitton* 17: 105-124.
- Rizzini C.T. & Heringer E.P. 1962. Studies on the underground organs of trees and shrubs from some southern Brazilian savannas. *Anais da Academia brasileira de Ciências* 34: 235-247.
- Rizzini C.T. & Heringer E.P. 1966. Estudos sobre os sistemas subterrâneos difusos de plantas campestres. *Anais da Academia brasileira de Ciências* 38: 85-112.
- Sajo M.G. & Menezes N.L. 1986. Anatomia do rizóforo de espécies de *Vernonia* Scrb. (Compositae) da Serra do Cipó, MG. *Revista Brasileira de Biologia* 46: 189-196.
- San José J.J., Montes R.A. & Farinas M.R. 1998. Carbon stocks and fluxes in a temporal scaling from a savanna to a semi-deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 105: 251-262.
- Scurlock J.M.O. & Hall D.O. 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology* 4: 229-233.
- Souza A., Moraes M.G. & Figueiredo-Ribeiro R.C.L. 2005. Gramíneas do cerrado: carboidratos não-estruturais e aspectos ecofisiológicos. *Acta Botânica Brasilica* 19(1):81-90.
- Suzuki J.-I. & Stuefer J.F. 1999. On the ecological and evolutionary significance of storage in clonal plants. *Plant Species Biology* 14: 11-17.
- Tertuliano M.F. & Figueiredo-Ribeiro, R.C.L. 1993. Distribution of fructose polymers in herbaceous species of Asteraceae from the cerrado. *New Phytologist* 123: 741-749.
- Titlyanova A.A., Romanova I.P., Kosykh N.P. & Mironycheva-Tokareva N.P. 1999. Pattern and process in above-ground and below-ground components of grassland ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 10: 307-320.
- Vilhalva D.A.A. & Appezato-da-Glória B. 2006. Morfo-anatomia do sistema subterrâneo de *Calea verticillata* (Klatt) Pruski e *Isostigma megapotamicum* (Spreng.) Sherff – Asteraceae. *Revista Brasileira de Botânica* 29: 39-47.
- Vreudenhil, D. & Helder, H. 1992. Hormonal and metabolic control of tuber formation. In: Karssen, C.M., Van Ioon L.C. & Vreudenhil, D. (eds.). *Progress in plant growth regulation*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.



Alessandra Fidelis. Gemas de *Eupatorium* no Morro Santana, Porto Alegre, RS.

Capítulo 7

Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil

Glaysen Ariel Bencke¹

Introdução

Até recentemente, os campos de zonas temperadas eram reconhecidos apenas por sua função tradicional de sustentar a produção pecuária. Uma valorização mais ampla e holística desses ecossistemas teve lugar somente a partir da segunda metade da década passada, quando os campos temperados ganharam espaço nas agendas globais de conservação. Data dessa época, por exemplo, a criação de um grupo de trabalho específico sobre campos temperados no âmbito da *World Commission on Protected Areas*, vinculada à IUCN (*The World Conservation Union*), que mais tarde deu origem à *World Temperate Grasslands Conservation Initiative* (Henwood 1998, TGCI 2008).

No Brasil, a preocupação com o futuro da diversidade biológica e cultural dos campos temperados é ainda mais recente e está fortemente associada à tendência de expansão desenfreada de monocultivos agrícolas e silviculturais sobre o bioma Pampa e nos Campos de Cima da Serra, tendo ganhado vulto e atingido *status* de debate inter-setorial a partir de 2004, com a instalação de empresas transnacionais do ramo da celulose na metade sul do Rio Grande do Sul. Indubitavelmente, o reconhecimento do Pampa como um bioma independente, em nível nacional (IBGE 2004), contribuiu para a mobilização de setores governamentais e não-governamentais ligados ao meio ambiente em torno da conservação dos campos sul-brasileiros.

Entre as principais funções atribuídas aos campos nativos está a manutenção da biodiversidade, que se traduz em diversos serviços ambientais úteis ao homem (veja Capítulos 8 e 9), como o provimento de recursos genéticos, a polinização e a estabilização de ecossistemas, incluindo agroecossistemas intensivamente manejados no entorno de áreas preservadas (White *et al.* 2000, Bilenca & Miñarro 2004, Bugalho & Abreu 2008). Embora não possam ser comparados com ecossistemas ecologicamente mais complexos e multiestratificados – como as florestas tropicais – em termos de diversidade de espécies, os campos temperados constituem ricas comunidades biológicas e, assim, representam uma importante

Foto de abertura: Glaysen Ariel Bencke. Paisagem campestre no Alegrete, RS.

¹ Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. E-mail: gabencke@fzb.rs.gov.br

contribuição à biodiversidade do planeta. Além disso, historicamente, os campos temperados têm abrigado – ou costumavam abrigar – algumas das maiores concentrações de vida silvestre do planeta (TGCI 2008).

Este capítulo sintetiza e sistematiza informações gerais sobre a fauna campestre do Brasil meridional, com ênfase nos campos do Rio Grande do Sul e em grupos taxonômicos mais bem conhecidos, principalmente as aves e os mamíferos. O objetivo é fornecer um panorama substanciado e analítico da importância dos campos nativos para a conservação da diversidade da fauna no sul do Brasil. Em um segundo momento, aspectos relevantes da ecologia das comunidades faunísticas de ecossistemas campestres são abordados como base para uma discussão geral sobre estratégias de conservação da fauna dos campos da região. Ao longo do texto, os termos “Campos Sulinos” e “campos sul-brasileiros” são usados com a definição e abrangência geográfica adotadas no *workshop* Estado Atual e Desafios para a Conservação dos Campos (Pillar *et al.* 2006) (veja Capítulo 2).

A fauna dos Campos do Sul do Brasil

Diversidade

Os campos constituem o hábitat principal de uma parcela expressiva da fauna do sul do Brasil e, em especial, do Rio Grande do Sul, onde esse ecossistema ocupa uma superfície maior. Algumas das espécies mais populares e emblemáticas da fauna gaúcha são animais essencialmente campestres, como a ema (*Rhea americana*), a perdiz (*Nothura maculosa*), o quero-quero (*Vanellus chilensis*), a caturrita (*Myiopsitta monachus*), o joão-de-barro (*Furnarius rufus*), o zorrilho (*Conepatus chinga*) e o graxaim-do-campo ou “sorro” (*Lycalopex gymnocercus*). Entre os mamíferos, pelo menos 25 das cerca de 96 espécies continentais não-voadoras do Rio Grande do Sul habitam campos, sendo 14 de forma exclusiva e 11 de forma facultativa ou em combinação com outros hábitats (Eisenberg & Redford 1999, González 2001, Fontana *et al.* 2003, Reis *et al.* 2006, Cáceres *et al.* 2007, Bencke *et al.* no prelo). Entre as aves, 120 das 578 espécies nativas continentais são primariamente adaptadas a hábitats campestres ou savânicos, o que representa 21% do total (dados inéditos baseados em diversas fontes e na experiência pessoal do autor).

As informações disponíveis não permitem estimativas tão precisas para os demais grupos de vertebrados. No entanto, Garcia *et al.* (2007) compilaram uma lista de 50 espécies de anfíbios para a ecorregião Campos, ou *Uruguayan Savanna* (*sensu* WWF 2001), que abrange toda a porção brasileira do bioma Pampa, além do Uruguai e de parte da província argentina de Entre Ríos. Muito característicos dessa região são os sapinhos do gênero *Melanophryniscus*, associados a ambientes de campo com alagados temporários. Esse gênero, com cerca de 24 espécies conhecidas (Frost 2009), apresenta alta taxa de endemismo e tem seu centro de diversidade situado nas formações abertas da zona subtropical/temperada da América do Sul, onde ocorrem 16 espécies. O gênero está representado também nos campos planálticos do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, e na região dos Campos Gerais do Paraná, limite norte dos Campos Sulinos. Várias espécies novas de *Melanophryniscus* têm sido descritas e outras revalidadas nos últimos anos, inclusive dos Campos Gerais do Paraná (Steinbach-Padilha 2008) e de áreas de campos naturais do Uruguai próximas à fronteira com o Rio Grande do Sul (Maneyro *et al.* 2008), sugerindo que a riqueza do grupo nos campos sul-brasileiros esteja subestimada.

Em relação aos répteis, Bérnils *et al.* (2007) salientaram a grande riqueza específica da província biogeográfica do Pampa (*sensu* Morrone 2001) em comparação com as demais províncias da América do Sul meridional. Segundo esses autores, a região abriga 97 espécies de répteis, número inferior apenas ao encontrado no Chaco e nas florestas subtropicais da bacia do Paraná, ao sul do Trópico de Capricórnio, mas superior, nessa mesma faixa de latitude, ao das florestas atlântica e com araucária, das yungas e das formações de monte. Essas espécies seriam predominantemente heliófilas e campestres. Vários elementos da herpetofauna pampiana são compartilhados com os campos planálticos do sul do

Brasil, a exemplo dos lagartos *Ophiodes* aff. *striatus* e *Stenocercus azureus*, assim como das serpentes *Lystrophis hystrius*, *Liophis flavifrenatus*, *Liophis jaegeri*, *Helicops infrataeniatus*, *Pseudablabes agassizi* e *Bothrops pubescens* (M. Borges-Martins in Bencke *et al.* no prelo). O compartilhamento de espécies exclusivamente entre o Pampa e os encraves de campo no domínio da Mata Atlântica é um padrão biogeográfico reconhecido também para anfíbios e aves (Garcia *et al.* 2007, Bencke *et al.* no prelo, Fontana *et al.* no prelo), fornecendo forte evidência de que essas regiões campestres estiveram unidas em uma época não muito remota, provavelmente isolando-se a partir da recente expansão das florestas ombrófilas (Straube & Di Giacomio 2007) (veja Capítulos 1, 2 e 4).

Embora não diretamente associados aos campos, os peixes anuais do gênero *Austrolebias* (Rivulidae) constituem um componente peculiar da fauna do Pampa. Esses peixes habitam unicamente charcos temporários rasos de várzeas e planícies inundáveis inseridas em zonas campestres ou costeiras do sul do Brasil (Costa 2002). O gênero não é encontrado em outras regiões brasileiras, mas somente em áreas adjacentes do Uruguai e da Argentina, além do Chaco (Costa 2002). Os peixes anuais levam esse nome por somente serem encontrados em estágio adulto durante um período relativamente curto do ano, sobrevivendo à época de vazante sob a forma de ovos, que permanecem enterrados no lodo (Reis *et al.* 2003). Na metade sul do Rio Grande do Sul são conhecidas, até o momento, 18 espécies de *Austrolebias*, das quais cerca de sete vivem em paisagens continentais com predomínio de campos (Costa 2002, Reis *et al.* 2003, Buckup *et al.* 2007, Ferrer *et al.* 2008).

O nível geral de conhecimento sobre os invertebrados terrestres dos Campos Sulinos é precário, estando abaixo do “ruim”, segundo julgamento de especialistas consultados para avaliar o estado do conhecimento da biodiversidade brasileira (Lewinsohn 2006). Em consequência, muito pouco pode ser dito acerca da riqueza, composição e peculiaridade dos diversos grupos de invertebrados campestres do sul do Brasil, ainda que tais grupos representem a maior parte da biodiversidade dos Campos Sulinos, assim como de qualquer outro ecossistema terrestre do planeta. Um dos poucos grupos de invertebrados terrestres considerados mais bem amostrados nos Campos Sulinos do que nos demais biomas brasileiros é o dos lepidópteros diurnos (Santos *et al.* 2008). Inventários recentes, com esforço padronizado, realizados no Pampa e nos Campos de Cima da Serra, têm evidenciado a estrita associação de borboletas da subfamília Satyrinae – sobretudo as do gênero *Pampasatyrus* – com ambientes campestres preservados, sugerindo que esses lepidópteros possam servir como indicadores da qualidade ambiental dos campos (Moraes *et al.* 2007, Grazia 2008). Outro grupo a destacar é o das abelhas nativas das famílias Andrenidae (gênero *Arhysosage*) e Colletidae (gênero *Bicolletes*, ou *Perditomorpha*). Essas pequenas abelhas solitárias mantêm uma estreita relação de dependência mútua com algumas espécies de plantas encontradas no Pampa, em alguns casos protagonizando notáveis exemplos de coevolução (Blochtein & Harter-Marques 2003). O gênero *Arhysosage*, por exemplo, é especializado em flores de cactáceas e restringe-se à faixa subtropical/temperada da América do Sul meridional (Engel 2000). No Rio Grande do Sul, *A. cactorum* é responsável pela polinização de várias espécies de cactos dos gêneros *Parodia* e *Gymnocalycium* na região da Serra do Sudeste (Blochtein & Harter-Marques 2003).

Espécies endêmicas

Pelo menos 21 espécies de vertebrados podem ser consideradas endêmicas das formações campestres do sul do Brasil, nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (Tab. 7.1). Não se incluem nesse cômputo espécies florestais endêmicas dessa mesma região e nem espécies endêmicas associadas a ambientes costeiros (*e.g.*, os lagartos *Liolaemus occipitalis* e *L. arambarensis*, restritos a dunas costeiras e lagunares, respectivamente), ou ainda aquelas restritas ao bioma Pampa que também ocorrem em território uruguaio e/ou argentino. No que concerne aos invertebrados terrestres, a quase inexistência de informações biogeográficas sistematizadas torna a compilação de uma lista preliminar de espécies endêmicas dos campos sul-brasileiros em um exercício extremamente trabalhoso e demasiadamente especulativo nas atuais circunstâncias.

A lista de endemismos dos Campos Sulinos tende a aumentar com o tempo, ainda que algumas das espécies endêmicas recém-descritas possam revelar-se mais amplamente distribuídas à medida que o conhecimento sobre suas distribuições geográficas se tornar mais completo. A expectativa de aumento é dada pelo fato de alguns grupos com altas taxas de endemismo nos campos sul-brasileiros terem sua diversidade apenas parcialmente catalogada, como é o caso dos peixes anuais do gênero *Austrolebias*, referidos anteriormente. Ao longo da última década, novas espécies desse grupo têm sido descritas para o território sul-rio-grandense ao ritmo surpreendente de uma espécie por ano, em média (Costa 2002, Buckup *et al.* 2007, Ferrer *et al.* 2008).

A grande maioria das espécies endêmicas é exclusiva dos campos planálticos associados ao bioma Mata Atlântica. Em parte, esse padrão é um artefato que resulta tanto do uso de limites políticos para a análise da endemidade dos Campos Sulinos como da continuidade do Pampa através da fronteira entre o Brasil e os países vizinhos que compartilham o bioma. Em consequência desse último fator, um certo número de espécies pampianas com distribuição essencialmente circunscrita ao território sul-rio-grandense acaba ocorrendo também no Uruguai e na Argentina, ainda que marginalmente, devido à inexistência de barreiras biogeográficas ou transições ecológicas abruptas que limitem a sua dispersão. É o caso, por exemplo, da serpente *Calamodontophis paucidens*, recentemente citada para o Uruguai. Esses táxons seriam mais adequadamente tratados como subendêmicos dos campos sul-brasileiros. Também se enquadraria nessa categoria o macuquinho-da-várzea (*Scytalopus iraiensis*), pássaro considerado endêmico dos Campos Sulinos nas análises sobre a biodiversidade brasileira promovidas pelo Ministério do Meio Ambiente (Pacheco & Bauer 2000, MMA 2002), mas recentemente descoberto em diversas localidades de Minas Gerais (Vasconcelos *et al.* 2008).

Em contraste, vários peixes anuais do gênero *Austrolebias* e alguns anfíbios do gênero *Melanophryniscus* possuem áreas de ocupação extremamente reduzidas, da ordem de poucas dezenas de quilômetros quadrados ou menos. Tais espécies endêmicas, altamente estenocóricas e oligo- até monotópicas, estão entre os elementos mais vulneráveis e propensos à extinção de toda a fauna dos Campos Sulinos.

▼ Tabela 7.1 | Vertebrados endêmicos de regiões de campos naturais do sul do Brasil (Rio Grande do Sul (RS), Santa Catarina (SC) e Paraná (PR)).

Grupo/Nome científico	Nome vulgar	Região de ocorrência	Estados	Bioma*
Peixes anuais¹				
<i>Austrolebias periodicus</i>	peixe-anual	Campanha	RS	PAM
<i>Austrolebias ibicuiensis</i>	peixe-anual	Depressão do rio Ibicuí	RS	PAM
<i>Austrolebias cyaneus</i>	peixe-anual	Depressão Central	RS	PAM
<i>Austrolebias paucisquama</i>	peixe-anual	Depressão Central	RS	PAM
<i>Austrolebias litzi</i>	peixe-anual	Depressão Central	RS	PAM
Anfíbios anuros¹				
<i>Elachistocleis erythrogaster</i>	rã-grilo-de-barriga-vermelha	Campos de Cima da Serra	RS	ATL
<i>Hypsiboas joaqui</i>	-	Campos de Cima da Serra	RS, SC	ATL
<i>Hypsiboas leptolineatus</i>	perereca-listrada	Campos planálticos	RS, SC, PR	ATL
<i>Melanophryniscus cambaraensis</i>	sapinho-verde-de-barriga-vermelha	Campos de Cima da Serra	RS, SC	ATL
<i>Melanophryniscus simplex</i>	-	Campos de Cima da Serra	RS, SC	ATL
<i>Melanophryniscus alipioi</i>	-	Campos Gerais	PR	ATL
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i>	-	Campos Gerais	PR	ATL
<i>Pseudis cardosoi</i>	rã-boiadora	Campos de Cima da Serra	RS, SC	ATL
Répteis				
<i>Cnemidophorus vacariensis</i>	lagartinho-pintado	Campos planálticos	RS, SC, PR	ATL
<i>Ptychophis flavovirgatus</i>	serpente	Campos planálticos	RS, SC, PR	ATL
<i>Ditaxodon taeniatus</i>	serpente	Campos Gerais	PR, RS?	ATL
<i>Micrurus silviae</i>	cobra-coral	Planalto das Missões	RS	PAM
Aves				
<i>Cinclodes pabsti</i> ²	pedreiro ou teresinha	Campos de Cima da Serra	RS, SC	ATL
<i>Scytalopus iraiensis</i> ³	macuquinho-da-várzea	Campos planálticos	RS, SC, PR	ATL, PAM
<i>Sporophila melanogaster</i> ⁴	caboclinho-de-barriga-preta	Campos de Cima da Serra	RS, SC	ATL
Mamíferos				
<i>Ctenomys lami</i> ⁵	tucu-tucu	Coxilha das Lombas	RS	PAM

* De acordo com IBGE (2004). ¹ Em corpos d'água sazonais ou permanentes de ambientes campestres. ² Recentemente registrado em uma área restrita de campos rupestres de Minas Gerais (Freitas *et al.* 2008). ³ Capinzais úmidos de várzeas; recentemente registrado em Minas Gerais (Vasconcelos *et al.* 2008).

⁴ Restrito aos Campos Sulinos somente no período reprodutivo. ⁵ Em campos arenosos sobre paleodunas, na Planície Costeira interna do Rio Grande do Sul.

(Fontes: Costa 2002, Reis *et al.* 2003, Bérnills *et al.* 2007, Buckup *et al.* 2007, Garcia *et al.* 2007, Ferrer *et al.* 2008, IUCN 2008, Frost 2009, Bencke *et al.* no prelo).

Espécies migratórias

Di Giácomo & Krapovickas (2005) compilaram uma lista de nove espécies de aves migratórias neárticas que utilizam os campos temperados da América do Sul como área de invernagem durante o período não-reprodutivo. Sete delas ocorrem nos Campos Sulinos e três invernam em números substanciais, basicamente no Rio Grande do Sul (Tab. 7.2). O batuíruçu (*Pluvialis dominica*), o maçarico-acanelado (*Tryngites subruficollis*) e a andorinha-de-bando (*Hirundo rustica*) ocupam de forma mais extensiva os campos arenosos da planície costeira sul-rio-grandense (Belton 1994, Lanctot *et al.* 2002).

▼ Tabela 7.2 | Aves migratórias neárticas que invernam nos Campos Sulinos.

Espécie	Família	Região de ocorrência principal	Status*
Gavião-papa-gafanhoto (<i>Buteo swainsoni</i>)	Accipitridae	Pampa, RS	Escasso a razoavelmente comum
Batuíruçu (<i>Pluvialis dominica</i>)	Charadriidae	Campanha, RS	Escasso e local
Maçarico-do-campo (<i>Bartramia longicauda</i>)	Scolopacidae	Fronteira oeste, RS	Moderadamente comum
Maçarico-acanelado (<i>Tryngites subruficollis</i>)	Scolopacidae	Campanha, Depressão Central, RS	Raro e local
Andorinha-de-bando (<i>Hirundo rustica</i>)	Hirundinidae	Fronteira oeste, RS	Escasso
Andorinha-de-sobre-acanelado (<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>)	Hirundinidae	Missões e Planalto Médio, RS Campos Gerais, PR	Razoavelmente comum
Triste-pia (<i>Dolichonyx oryzivorus</i>)	Icteridae	Fronteira oeste, RS	Poucos registros

*Nos Campos Sulinos, não considerando os ambientes costeiros

(Fontes: Belton 1994, Lanctot *et al.* 2002, Straube *et al.* 2005, G.A. Bencke & R.A. Dias, dados inéditos).

Outro componente migratório a destacar na avifauna dos Campos Sulinos é o grupo dos pequenos papa-capins do gênero *Sporophila*, conhecidos como caboclinhos. Esses pássaros granívoros alimentam-se das sementes de gramíneas nativas e tendem a concentrar-se em margens capinzentas de banhados e nos campos úmidos ao longo das drenagens de regiões campestres (Bencke *et al.* 2003). Nove espécies reproduzem-se – ou potencialmente o fazem – nos campos do sul do Brasil (Belton 1994, Bencke *et al.* 2003, Fontana *et al.* no prelo). No período reprodutivo, a maior diversidade de espécies ocorre no Planalto das Araucárias e na fronteira oeste do Rio Grande do Sul. Após a reprodução, os indivíduos de várias espécies se juntam ao longo de suas rotas migratórias e deslocam-se até os campos tropicais do Brasil central, onde passam o inverno e parte da primavera (Silva 1999, Bencke *et al.* 2003).

Espécies ameaçadas

A importância das formações campestres como habitat para espécies ameaçadas de extinção é um indicador eficaz do seu valor para a conservação da biodiversidade. Vinte e uma espécies ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul são usuárias obrigatórias de campos e dependem diretamente desses ecossistemas para sua sobrevivência (Tab. 7.3). Outras 11 utilizam formações campestres de forma facultativa ou em combinação com outros ambientes, podendo ser genericamente consideradas semi-dependentes. Em sua maioria, são espécies que ocorrem em mosaicos formados pelo contato entre formações vegetais abertas e florestas estacionais ou com araucária. Um terceiro conjunto de espécies ameaçadas não apresenta associação direta com formações campestres, mas ocupa outros tipos de ambientes que ocorrem como elementos discretos na paisagem de regiões com predomínio de campos, tais como matas de galeria, corpos d'água sazonais e turfeiras. Nesse grupo também se incluem algumas espécies aquáticas restritas ao domínio dos Campos Sulinos (ao menos no Rio Grande do Sul), principalmente moluscos bivalves. Pelo menos em parte, as 17 espécies desse grupo parecem depender da dominância fisionômica dos campos na paisagem.

▼ Tabela 7.3 | Espécies ameaçadas no Rio Grande do Sul que habitam campos, grau de dependência em relação a habitats campestres e status de conservação regional, nacional e global (fontes indicadas no texto). Grau de dependência de habitats campestres: D – dependentes ou usuárias obrigatórias; SD – semi-dependentes ou usuárias facultativas; P – ocupantes de paisagens com predomínio de campos. Categorias de ameaça: VU – vulnerável; EN – em perigo; CR – criticamente em perigo; NT – quase ameaçado; DD – dados insuficientes.

Grupo/Nome científico	Nome vulgar	Grau de dependência	Categoria de ameaça		
			Regional	Nacional	Global
Mamíferos					
Myrmecophaga tridactyla	tamanduá-bandeira	D	CR	VU	NT
Ozotoceros bezoarticus	veado-campeiro	D	CR	NT	NT
Mazama gouazoubira	veado-ará	SD	VU	-	DD
Chrysocyon brachyurus	lobo-guará	D	CR	VU	NT
Leopardus colocolo	gato-palheiro	D	EN	VU	NT
Leopardus geoffroyi	gato-do-mato-grande	SD	VU	NT	NT
Puma yagouaroundi	jaguarundi, gato-mourisco	SD	VU	-	-
Puma concolor	puma, leão-baio	SD	EN	VU	NT
Alouatta caraya	bugio-preto	P	VU	-	-
Aves					
Harpyhaliaetus coronatus	águia-cinzenta	D	CR	VU	EN
Buteo melanoleucus	águia-chilena	D	VU	-	-
Circus cinereus	gavião-cinza	SD	VU	VU	-
Parabuteo unicinctus	gavião-asa-de-telha	SD	EN	-	-
Tryngites subruficollis	maçarico-acanelado	D	VU	NT	NT
Gallinago undulata	narcejão	P	VU	-	-
Amazona pretrei	charão	SD	VU	VU	VU
Ramphastos toco	tucanuçu	SD	VU	-	-
Limnortites rectirostris	junheiro-de-bico-reto	P	VU	VU	NT
Synallaxis albescent	uí-pi	SD	VU	-	-
Scytalopus iraiensis	macuquinho-da-várzea	P	-	EN	EN
Polystictus pectoralis	papa-moscas-canela	D	DD	VU	NT
Culicivora caudacuta	papa-moscas-do-campo	D	CR	VU	VU
Xolmis dominicanus	noivinha-de-rabo-preto	D	VU	NT	VU
Anthus nattereri	caminheiro-grande	D	VU	VU	VU
Cistothorus platensis	corruíra-do-campo	D	EN	-	-
Gubernatrix cristata	cardeal-amarelo	D	EN	CR	EN
Sporophila plumbea	patativa	D	EN	-	-
Sporophila cinnamomea	caboclinho-de-chapéu-cinzento	D	EN	EN	VU
Sporophila palustris	caboclinho-de-papo-branco	P	EN	EN	EN
Sporophila hypoxantha	caboclinho-de-barriga-vermelha	D	CR	DD	-
Sporophila melanogaster	caboclinho-de-barriga-preta	D	VU	VU	NT
Xanthopsar flavus	veste-amarela	D	VU	VU	VU
Anfíbios					
Elachistocleis erythrogaster	rã-grilo-de-barriga-vermelha	P	VU	DD	NT
Melanophryniscus cambaraensis	sapinho-verde-de-barriga-vermelha	P	VU	DD	DD
Répteis					
Cnemidophorus vacariensis	lagartinho-pintado	D	VU	VU	-
Peixes					
Austrolebias affinis	peixe-anual	P	VU	VU	-
Austrolebias alexandri	peixe-anual	P	VU	VU	-
Austrolebias cyaneus	peixe-anual	P	EN	EN	-
Austrolebias ibicuiensis	peixe-anual	P	CR	CR	-
Austrolebias periodicus	peixe-anual	P	VU	VU	-
Abelhas					
Arhysosage cactorum	abelha	D	VU	NT	-
Bicolletes franki	abelha	D	EN	-	-
Bicolletes pampeana	abelha		EN	-	-
(Plebeia wittmanni)	abelha-mirim	SD ?	EN	-	-
(Monoeca xanthopyga)	abelha	SD ?	VU	DD	-
Moluscos bivalves					
Anodontites ferrarisi	redondo-rajado	P	VU	EN	-
Fossula fossiculifera	fóssula	P	VU	EN	-
Monocondylaea paraguayana	cofrinho	P	VU	VU	-
Mycetopoda siliquosa	faquinha-truncada	P	VU	VU	-
Total de ameaçadas		-	47	27	10

O total de espécies ameaçadas que depende em maior ou menor grau de formações campestres no Rio Grande do Sul é de 49, o que representa 16% das 309 espécies da fauna gaúcha que constam em pelo menos uma das três listas vermelhas aplicáveis ao estado: a estadual (Marques *et al.* 2002), a nacional (Machado *et al.* 2005) e a global (IUCN 2008). Considerando somente as espécies ameaçadas continentais (*i.e.*, não-marinhas), esse percentual sobe para 19%, ou cerca de uma em cada cinco. No Paraná,

o número de espécies regionalmente ameaçadas exclusivas de campos é consideravelmente menor que no Rio Grande do Sul (7, ou 4,5% das espécies continentais), refletindo a pouca representatividade desses ecossistemas no estado (Mikich *et al.* 2004). Já o total combinado das espécies exclusivas de ambientes de vegetação natural aberta (campos e/ou cerrado) é de 22, o que corresponde a 14% das espécies continentais regionalmente ameaçadas (Mikich *et al.* 2004). Conta-se, ainda, pelo menos uma espécie extinta nos Campos Sulinos, que é a arara-azul-pequena (*Anodorhynchus glaucus*), outrora um habitante dos palmares e das estepes arborizadas do Pampa gaúcho (Bencke *et al.* 2003).

A análise da distribuição da fauna ameaçada em escala nacional coloca os Campos Sulinos em quarto lugar entre os sete grandes biomas brasileiros, em número de espécies em extinção, à frente da Amazônia, Caatinga e Pantanal (Paglia 2005, Tab. 7.4). Em relação à proporção de espécies na categoria criticamente em perigo, porém, os Campos Sulinos ficam atrás apenas da Mata Atlântica e da Caatinga (Tab. 7.4), o que indica um nível de ameaça geral relativamente alto sobre o bioma.

Uma análise similar, mas enfocando apenas as aves (Marini & Garcia 2005), apontou os Campos Sulinos como o bioma brasileiro com o segundo menor número de espécies ameaçadas (20), à frente apenas do Pantanal. Contudo, os Campos Sulinos aparecem nessa análise com o mesmo número de espécies ameaçadas que a Amazônia, que ocupa uma superfície mais de 20 vezes maior e possui cerca de 1.300 espécies de aves (contra 476 nos Campos Sulinos).

Áreas importantes para a conservação

Dos principais esforços de identificação de áreas importantes para a conservação da biodiversidade desenvolvidos nos últimos anos (Tab. 7.5), seis incorporam bases de dados de fauna nas análises e dois baseiam-se exclusivamente nesse componente da biodiversidade para designar áreas de importância especial (ambos utilizam aves como indicadoras de relevância biológica). Nos Campos Sulinos, as áreas designadas com base em dados de avifauna compreendem uma EBA – *Endemic Bird Area* (Campos Mesopotâmicos Argentinos), definida pela sobreposição da distribuição reprodutiva de três espécies globalmente ameaçadas de caboclinhos do gênero *Sporophila*, e um total de 14 Áreas Importantes para a Conservação das Aves, ou IBAs – *Important Bird Areas* (Tab. 7.6). As IBAs dos Campos Sulinos cobrem todos os principais encraves de campos de planalto no domínio da Mata Atlântica, mas incluem apenas áreas relativamente restritas no bioma Pampa. As IBAs apresentam grande sobreposição com as *Áreas Valiosas de Pastizal* (Bilenca & Miñarro 2004) e com as Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade (MMA 2007).

▼ Tabela 7.4 | Número de espécies ameaçadas ou extintas por bioma brasileiro (adaptado de Paglia 2005). % CR = percentual de espécies na categoria mais alta de ameaça (criticamente em perigo).

Biomas	Total	%	% CR
Mata Atlântica	383	60,5	22,5
Cerrado	112	17,6	11,6
Marinho	92	14,5	10,9
Campos Sulinos	60	9,4	18,3
Amazônia	58	9,1	17,2
Caatinga	43	6,8	23,3
Pantanal	30	4,7	3,3
BRASIL	633	100,0	19,7

▼ Tabela 7.5 | Esforços de seleção de áreas importantes/prioritárias para a conservação desenvolvidos nos últimos anos, uso de bases de dados faunísticos e relação com os Campos Sulinos.

Áreas destacadas	Organização	Abrangência	Resumo/Critérios/Indicadores	Utiliza dados de fauna	Áreas nos Campos Sulinos	Fonte
<i>Endemic Bird Areas (EBAs)</i>	BirdLife International	Global	Delimitação de regiões que abrangem as áreas de distribuição sobrepostas de pelo menos duas espécies de aves com distribuição geográfica restrita (<50 mil km ²)	SIM (aves)	SIM	Stattersfield <i>et al.</i> (1998)
<i>Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs)</i>	Fundación Vida Silvestre Argentina	Campos do Rio da Prata (sul do Brasil, Uruguai e Argentina)	Inventário e diagnóstico de áreas valiosas de campos naturais nos pampas, identificadas por consulta a especialistas e com base em critérios como tamanho, elementos da paisagem, biodiversidade, ameaças, oportunidades de conservação e relevância cultural	SIM (diversos grupos)	SIM	Bilenca & Miñarro (2004)
<i>Biodiversity Hotspots</i>	Conservation International	Global	Indicação das regiões prioritárias para conservação da biodiversidade do planeta, caracterizadas por excepcional nível de endemismo de plantas vasculares (ao menos 1.500 espécies endêmicas) e sujeitas a um alto nível de ameaça (perda de 70% da cobertura vegetal original ou mais)	NÃO	NÃO	Conservation International (2009)
<i>Centers of Plant Diversity (CPDs)</i>	IUCN e WWF	Global	Compilação de áreas de grande diversidade florística, com pelo menos 1.000 espécies de plantas vasculares e pelo menos 10% de endemismo	NÃO	NÃO	Davis <i>et al.</i> (1994)
<i>Global 200 Ecoregions</i>	WWF	Global	Designação de 232 ecorregiões como exemplos de ecossistemas com excepcional biodiversidade e prioritárias para atuação, com base na riqueza específica, endemismo, habitats raros e fenômenos ecológicos ou evolutivos incomuns	SIM (diversos grupos)	NÃO	Olson & Dinerstein (1998)
<i>Important Bird Areas (IBAs)</i>	BirdLife International e Save Brasil	Global	Designação de uma rede de áreas de relevância internacional para a conservação das aves, selecionadas pela presença de espécies globalmente ameaçadas, conjuntos significativos de espécies endêmicas de biomas ou EBAs e/ou importantes concentrações de espécies gregárias	SIM (aves)	SIM	Bencke <i>et al.</i> (2006)
<i>Important Plant Areas</i>	PlantLife International	Global (ainda não implementado no Brasil)	Mesmos critérios das IBAs, mas para plantas em geral	NÃO	-	PlantLife International (2009)
<i>Key Biodiversity Areas</i>	Conservation International	Global (em andamento no Brasil)	Mesmos critérios das IBAs, mas incorporando outros grupos de organismos razoavelmente bem conhecidos	SIM (diversos grupos)	-	Eken <i>et al.</i> (2004)
<i>Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade Brasileira</i>	MMA	Nacional	Seleção e delimitação de áreas através de abordagem objetiva e participativa, assistida por modelagem matemática, com definição de alvos e metas de conservação, e considerando a sua representatividade, complementaridade, insubstituibilidade, eficiência e vulnerabilidade	SIM (diversos grupos)	SIM	MMA (2007)

▼ Tabela 7.6 | Áreas Importantes para a Conservação das Aves (IBAs- *Important Bird Areas*) que incluem extensões de Campos Sulinos (Bencke *et al.* 2006).

Nome da IBA	Estados	Área aproximada (ha)	Principais espécies*
Campos Gerais do Paraná	PR	> 6.000	<i>Harpyhaliaetus coronatus</i> , <i>Culicivora caudacuta</i> , <i>Alectrurus tricolor</i> , <i>Anthus nattereri</i> , <i>Sporophila melanogaster</i> (em migração)
Cânion do Guartelá	PR	20.000-30.000	<i>Harpyhaliaetus coronatus</i> , <i>Xolmis dominicanus</i>
Campos de Água Doce e Palmas	SC, PR	110.000	<i>Xolmis dominicanus</i> , <i>Anthus nattereri</i>
Parque Nacional de São Joaquim	SC	49.300	<i>Xolmis dominicanus</i>
Painel/Urupema	SC	135.000	<i>Amazona pretrei</i> , <i>Xolmis dominicanus</i>
Campos do Planalto das Araucárias	RS, SC	850.000	<i>Harpyhaliaetus coronatus</i> , <i>Xolmis dominicanus</i> , <i>Anthus nattereri</i> , <i>Sporophila melanogaster</i> , <i>Xanthopsar flavus</i>
Região dos Aparados da Serra	RS, SC	150.000	<i>Amazona pretrei</i> , <i>Scytalopus iraiensis</i> , <i>Xolmis dominicanus</i> , <i>Anthus nattereri</i> , <i>Xanthopsar flavus</i>
Campos de Cima da Serra	RS	200.000-250.000	<i>Harpyhaliaetus coronatus</i> , <i>Xolmis dominicanus</i> , <i>Anthus nattereri</i> , <i>Sporophila melanogaster</i> , <i>Xanthopsar flavus</i>
Banhado São Donato	RS	17.500	<i>Sporophila palustris</i>
Banhado dos Pachecos	RS	2.560	<i>Scytalopus iraiensis</i>
Médio Rio Camaquã	RS	450.000	<i>Amazona pretrei</i>
Campos da Região de Bagé	RS	82.000	<i>Sporophila cinnamomea</i>
Região de Pinheiro Machado	RS	100.000-150.000	<i>Gubernatrix cristata</i>
Banhado do Maçarico e Cordões Litorâneos Adjacentes	RS	41.100	<i>Scytalopus iraiensis</i> , <i>Xolmis dominicanus</i> , <i>Anthus nattereri</i> , <i>Sporophila palustris</i>

* associadas a habitats campestres.

Aspectos ecológicos relevantes à conservação

Importância dos ambientes méxicos

Os ambientes méxicos desempenham um importante papel na manutenção da biota, ao proporcionarem a diversos organismos refúgios permanentes ou temporários onde características termo-hídricas particulares criam condições mais amenas em relação ao meio circundante. Tais ambientes são especialmente importantes em ecossistemas abertos, nos quais a fauna está mais exposta a eventos climáticos extremos e a grandes amplitudes térmicas diárias.

Existem evidências científicas e empíricas de que a fauna de regiões campestres tende a se concentrar nas partes topograficamente mais baixas do terreno, onde o nível de umidade é maior e a estrutura física da vegetação é frequentemente diferenciada. Em consequência, tanto a intensidade de uso do habitat como a distribuição da riqueza de vários grupos da fauna estão muito distantes de um padrão uniforme nessas regiões. A abundância e a riqueza da avifauna, por exemplo, tendem a ser consideravelmente maiores ao longo dos brejos lineares e das estreitas faixas de capinzais higrófilos (“campos ripários”) que acompanham as drenagens, do que nos campos sobre terrenos mais elevados. Em Lavras do Sul, no Pampa gaúcho, contagens de aves com esforço comparável realizadas em transecções de 400 m de extensão produziram números de indivíduos e espécies muito mais altos ao longo de drenagens tomadas pelo gravatá *Eryngium pandanifolium* (Apiaceae) do que nos campos secos adjacentes (média de 32,1 indivíduos e 11,9 espécies *vs.* 6,3 e 4,7 por transecção, respectivamente; Develey *et al.*, no prelo). Na realidade, diversas espécies de aves sul-americanas classificadas como obrigatórias de campos (*sensu* Vickery *et al.* 1999) são, mais propriamente, habitantes de campos ripários e de densos banhados baixos inseridos em matrizes campestres, raramente ocorrendo longe desses ambientes. Alguns exemplos são o narcejão (*Gallinago undulata*), o junqueiro-de-bico-reto (*Limnortyx rectirostris*), o canário-do-brejo (*Emberizoides ypiranganus*) e os caboclinhos do gênero *Sporophila*. Outras espécies igualmente tidas como próprias de campos exploram o mosaico de ambientes abertos existente em paisagens campestres, mas dependem dos campos ripários e brejos associados às drenagens para desenvolver uma parte importante de suas atividades vitais. A noivinha-

de-rabo-preto (*Xolmis dominicanus*) e o veste-amarela (*Xanthopsar flavus*) são exemplos de aves que forrageiam principalmente em campos nativos secos e ocasionalmente em pastagens artificiais ou áreas de cultivo, mas buscam abrigo e reproduzem-se somente em turfeiras e em outros tipos de banhados densos que permeiam os campos (Bencke *et al.* 2003). Uma constatação relevante é que as aves endêmicas e/ou ameaçadas de extinção estão particularmente bem representadas entre as espécies associadas a ambientes méxicos nos Campos Sulinos. Além disso, tais ambientes, apesar de espacialmente restritos, têm uma importância relativa desproporcionalmente grande para a reprodução de espécies de aves ameaçadas de extinção. Os fatores que determinam a maior ocupação de ambientes méxicos pela avifauna provavelmente estão relacionados à estrutura do hábitat. A vegetação nesses locais geralmente é mais espessa e apresenta maior variedade de tipos funcionais, proporcionando abrigos e sítios de reprodução mais seguros, bem como maiores oportunidades de forrageamento (embora a densidade da vegetação possa tornar os invertebrados menos acessíveis às aves; Plantureux *et al.* 2005, Cole *et al.* 2007).

A mastofauna campestre também tende a ocupar intensamente os ambientes méxicos, como matas de galeria, matagais arbustivos úmidos e capinzais altos em margens de banhados, onde encontra sítios adequados para abrigar-se durante o dia e obtém acesso a recursos críticos (*e.g.*, água). Contudo, os mamíferos exploram em um grau maior do que as aves o mosaico de ambientes que caracteriza as paisagens campestres, visto que relativamente poucas espécies são exclusivamente adaptadas a campos abertos. Assim, a maioria parece depender ou tirar proveito da complementaridade entre habitats espacialmente contíguos, como campos, banhados e matas de galeria, que são utilizados de forma conjugada. Consta, por exemplo, que o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) necessita de habitats arbóreos para proteger-se do frio ou do calor excessivos em regiões onde as temperaturas extrapolam o intervalo de neutralidade térmica da espécie, que vai de 15° a 36°C (Medri & Mourão 2008). Além das aves e dos mamíferos, outros grupos da fauna também ocupam preferencialmente os ambientes méxicos, notadamente os anfíbios, pela dependência em relação à umidade.

O reconhecimento da importância dos ambientes méxicos para a fauna das paisagens campestres do sul do Brasil tem implicações profundas na conservação. A definição de estratégias de conservação para os Campos Sulinos deve considerar a necessidade de medidas de proteção e manejo específicas para esses ambientes críticos, assim como o papel funcional da complementaridade de habitats na manutenção da diversidade de determinados grupos da fauna.

O papel da perturbação

A dinâmica da vegetação em ecossistemas campestres é mediada por variações na intensidade e na frequência de distúrbios causados por agentes de perturbação como o fogo e os herbívoros pastadores (Coppedge *et al.* 2008) (veja Capítulo 2). Via de regra, a manutenção em longo prazo dos campos requer a periódica perturbação das comunidades vegetais, a tal ponto que a perturbação pode ser considerada uma propriedade intrínseca da maioria dos ecossistemas campestres (Sala *et al.* 1996, Bugalho & Abreu 2008). Em muitos lugares, tem sido observado que, na ausência de perturbação periódica, os campos sofrem a invasão e o adensamento de plantas lenhosas e tendem a ser substituídos por outros tipos de vegetação (White *et al.* 2000, Cabral *et al.* 2003, Oliveira & Pillar 2004, Bugalho & Abreu 2008). Também tem sido demonstrado que os grandes herbívoros pastadores, sejam eles selvagens ou domésticos, promovem alterações na composição e na estrutura das comunidades vegetais campestres, cujos efeitos sobre a biodiversidade dependem de fatores como a intensidade de pastejo e o histórico de coevolução com a herbivoria (Sala *et al.* 1986, Milchunas *et al.* 1988, Aguiar 2005, Plantureux *et al.* 2005, García *et al.* 2008, Derner *et al.* 2009). Nos ecossistemas campestres da zona subtropical/temperada da América do Sul, a exclusão dos herbívoros frequentemente leva ao “engrossamento” dos campos (aumento na cobertura de gramíneas cespitosas altas) e à redução da diversidade florística em razão da dominância de algumas poucas espécies competitivamente superiores que normalmente são

controladas pelo pastejo (Altesor *et al.* 1998, Pucheta *et al.* 1998, Rodríguez *et al.* 2003, Nabinger 2006, Overbeck *et al.* 2007). Além do fogo e do pastejo, outros fatores naturais ou antropogênicos que condicionam a composição e as características fisionômicas da vegetação dos campos incluem as secas, as geadas extemporâneas, os eventos estocásticos de precipitação, o pisoteio por animais (silvestres ou domésticos), as roçadas periódicas e a concentração de nutrientes pela excreção de herbívoros (Tilman & Downing 1994, Sala *et al.* 1996).

Em ecossistemas campestres não submetidos ao manejo antrópico, os diferentes tipos e níveis de perturbação natural, interagindo com características topográficas, hidrológicas e pedológicas, variam consideravelmente em sua distribuição espaço-temporal, criando um mosaico dinâmico de habitats que satisfaz as diversas necessidades da flora e da fauna (Powell 2006). Numerosas espécies campestres desenvolveram adaptações a distúrbios e necessitam do regime de perturbação para ocorrerem na comunidade (Bugalho & Abreu 2008). Gramíneas prostradas e diversas plantas campestres “intersticiais”, por exemplo, dependem da redução da competição pela abertura de clareiras no dossel formado pelas espécies dominantes através do pastejo e do pisoteio por herbívoros (Rodríguez *et al.* 2003, Nabinger 2006, Overbeck *et al.* 2007). Os estudos sobre o papel dos regimes de perturbação como determinantes da diversidade da fauna tem focado principalmente aves, mas há evidências de que as conclusões obtidas para esse grupo são válidas também para outros grupos biológicos altamente diversificados em ecossistemas campestres, como insetos, pelo menos em regiões com histórico recente de pastejo por herbívoros nativos (Jones 2000, Debano 2006, Cole *et al.* 2007, Reid & Hochuli 2007). Esses estudos mostram que os efeitos dos fatores de perturbação (principalmente o fogo e o pastejo) sobre a heterogeneidade espacial da vegetação influenciam fortemente a composição da avifauna (*e.g.* Coppedge *et al.* 2008, Powell 2006, Derner *et al.* 2009). Comunidades de aves que evoluíram em ecossistemas campestres normalmente incluem desde espécies intolerantes ao fogo e ao pastejo até espécies dependentes desses fatores, que em conjunto requerem um gradiente estrutural contínuo de vegetação, abrangendo desde capinzais altos que não sofreram perturbação por vários ciclos reprodutivos (“campos climácicos”) até áreas com pasto curto associadas ao uso do fogo ou ao intenso pastejo por herbívoros (Parker & Willis 1997, Derner *et al.* 2009). A composição da avifauna dos Campos Sulinos ajusta-se a esse padrão geral. Espécies de aves de pasto curto no sul do Brasil incluem os caminheiros (*Anthus* spp.), o suiriri-cavaleiro (*Machetornis rixosus*), o pedreiro (*Cinclodes pabsti*) e a coruja-do-campo (*Athene cunicularia*), ao passo que o papa-moscas-do-campo (*Culicivora caudacuta*), o papa-moscas-canela (*Polystictus pectoralis*), a corruíra-do-campo (*Cistothorus platensis*) e os caboclinhos (*Sporophila* spp.) são típicos de capinzais altos e densos. Já o perdigão (*Rhynchotus rufescens*), o maçarico-do-campo (*Bartramia longicauda*), o polícia-inglesa (*Sturnella superciliaris*) e o canário-do-campo (*Emberizoides herbicola*), entre outras espécies, ocorrem em campos com vegetação de porte intermediário e/ou com marcante presença de elementos lenhosos (campos “sujos”).

Em resumo, a coevolução com um ambiente em mosaico e espaço-temporalmente altamente dinâmico pré-adaptou as comunidades animais de ecossistemas campestres a regimes de perturbação. Os distúrbios esparsos e intermitentes que caracterizam os regimes naturais mantêm a variedade de níveis de perturbação que as diversas espécies campestres necessitam (Coppedge *et al.* 2008). Nesse sentido, tanto a ausência generalizada de perturbação como o seu excesso (*e.g.*, pelo sobrepastejo) são normalmente prejudiciais à biodiversidade de ecossistemas campestres, levando à redução da riqueza devido à perda da heterogeneidade do habitat (Plantureux *et al.* 2005, García *et al.* 2008).

Tal como salientado em relação aos ambientes méxicos, o reconhecimento do papel da perturbação na manutenção das comunidades faunísticas associadas a ecossistemas campestres traz profundas implicações para a sua conservação. Se o objetivo for conservar todos os componentes da comunidade, será necessário manter, restaurar ou simular (com o uso do gado ou de queimadas periódicas) o regime de perturbação responsável pela heterogeneidade espaço-temporal da vegetação,

visto que as espécies diferem consideravelmente em seus requisitos de hábitat (Coppedge *et al.* 2008). Isso significa, também, que abordagens simplistas, calcadas na preconização de uma só medida conservacionista como solução (p. ex., a exclusão do gado seguida do abandono de áreas de campo), beneficiam apenas uma parcela da comunidade e podem mostrar-se ineficazes em longo prazo.

Histórico de coevolução com o pastejo e seu significado

Milchunas *et al.* (1988) e Milchunas & Lauenroth (1993) concluíram que o efeito do pastejo sobre a composição e a fisionomia da vegetação campestre depende, em boa medida, do histórico de coevolução com herbívoros pastadores, assim como da produtividade intrínseca da pastagem (relacionada à disponibilidade hídrica no sistema) e da intensidade da herbivoria. Segundo esses autores, campos sub-úmidos com alta produtividade primária e curto histórico de coevolução com herbívoros são mais vulneráveis ao pastejo, fundamentalmente pela falta de adaptações que conferem tolerância a esse distúrbio, como alto potencial de rebrote e maior flexibilidade nos modos de rebrotamento pós-desfolha. Nessas condições, a diversidade florística aumenta sob intensidades de pastejo relativamente baixas, mas diminui rapidamente sob intensidades maiores ou muito baixas. Em outro extremo estão pastagens de climas semi-áridos que se desenvolveram na presença de herbívoros pastadores, as quais possuem alta resiliência e perdem diversidade muito lentamente com a intensificação do pastejo.

A fauna campestre parece responder de forma semelhante à interação entre histórico evolutivo e pressão de pastejo. Na América do Norte, Debano (2006) apresentou evidências de que as comunidades de insetos de ecossistemas campestres sem histórico recente de coevolução com grandes mamíferos herbívoros são negativamente afetadas pelo pastejo, contrastando com diversos estudos anteriores desenvolvidos dentro da área de distribuição histórica do bisão (*Bison bison*), que mostram pouco ou nenhum impacto do gado doméstico sobre as comunidades de insetos. Na Austrália, onde o pastejo por herbívoros de grande porte é muito recente, foi demonstrado que o gado reduz a abundância da avifauna que utiliza o estrato inferior graminóide de bosques nativos de eucalipto (Martin & Possingham 2005).

Baseando-se em evidências paleontológicas que comprovam a presença de grandes mamíferos pastadores nos campos do sul do Brasil até o início do Holoceno, alguns autores têm argumentado que o pastejo não está tão longe na história evolutiva dos ecossistemas campestres da região e que, portanto, a introdução do gado bovino e equino nos Campos Sulinos, ainda na primeira metade do século XVII, não representou um grande impacto à biota campestre sul-brasileira (Quadros & Pillar 2002, Pillar *et al.* 2006, Behling & Pillar 2007). Por outro lado, Nabinger (2006), servindo-se do modelo de Milchunas *et al.* (1988), enquadrando os Campos Sulinos entre os ecossistemas campestres mais vulneráveis ao pastejo, pelo curto histórico de coevolução com grandes herbívoros e pelos evidentes sinais de degradação por sobrepastejo no bioma. Frente a essas opiniões aparentemente contraditórias, qual seria, afinal, a condição dos Campos Sulinos? Fato é que os ecossistemas campestres sul-brasileiros têm um longo histórico de coevolução com herbívoros pastadores, interrompido há cerca de 8.000 anos pela extinção da megafauna pleistocênica e “retomado” com a introdução do gado doméstico nos campos do Rio Grande do Sul pelos colonizadores europeus, no século XVII. Entretanto, ao que tudo indica, a megafauna extinta dos Campos Sulinos jamais apresentou a abundância e a diversidade de herbívoros pastadores encontradas em outros biomas campestres do planeta, como as savanas africanas e as pradarias norte-americanas. Isso se deve, essencialmente, à notável ausência de um dos principais grupos de mamíferos pastadores estritos, os bovídeos, que por algum motivo nunca invadiram a América do Sul (J. Ferigolo comunicação pessoal). São conhecidas apenas duas espécies de equídeos e alguns camelídeos entre os pastadores estritos da megafauna extinta sul-americana, e não há evidências da presença de grandes manadas (A. M. Ribeiro comunicação pessoal). Outros herbívoros pré-históricos eram antes podadores do que pastadores, como os cervídeos, as preguiças-gigantes e a macrauquênia, ou então habitantes das proximidades de corpos

d'água, como os toxodontes. Os herbívoros nativos atuais (veados, ema, roedores) são de menor porte e nenhum se enquadra propriamente como pastador estrito. Embora seja difícil estimar a pressão de pastejo e de pisoteio exercida pela fauna extinta, parece razoável supor, com base no exposto, que os campos naturais da América do Sul evoluíram sob uma intensidade de pastejo menor do que aquela em que outros biomas campestres similares evoluíram, o que, em tese, resultaria em uma sensibilidade maior a esse distúrbio. Outra questão que se impõe diante dessa nova perspectiva refere-se à similaridade entre os hábitos de forrageamento do gado doméstico e da megafauna extinta. Isto é, até que ponto o gado de hoje reproduz o efeito do pastejo de herbívoros pastadores do passado, e até que ponto o seu efeito é outro? Seguindo por essa mesma linha de raciocínio, Powell (2006) argumenta que, embora bisões e bovinos domésticos tenham hábitos de pastejo diferentes, as maiores diferenças entre os efeitos de ambos resultam das práticas de manejo do gado, de sorte que, pelo menos no que diz respeito às aves, os efeitos desses grandes pastadores sobre o habitat podem ser similares o bastante para serem mutuamente informativos.

Jones (2000) considerou irrelevante o argumento de que algumas comunidades vegetais campestres são adaptadas ao pastejo pelo gado doméstico porque suportaram uma fauna de herbívoros diversificada durante o Pleistoceno, uma vez que a composição dessas comunidades muito provavelmente mudou nesse meio tempo, pela falta de agentes seletivos que favorecessem a retenção da tolerância ao pastejo. Embora essa afirmação possa ser válida para comunidades vegetais e de invertebrados (ver Debano 2006), alguns grupos da macrofauna parecem reter a dependência dos regimes de perturbação sob os quais evoluíram, por inércia adaptativa ou evolutiva. Nos campos planálticos de Córdoba, Argentina, García *et al.* (2008) constataram que a riqueza e a densidade da avifauna – inclusive a endêmica – é maior em pastagens pastoreadas do que em áreas protegidas onde houve exclusão do gado e atribuíram esse resultado à longa coevolução da avifauna local com os grandes herbívoros extintos que teriam modulado a dinâmica histórica da vegetação. Para esses autores, a ausência generalizada de pastejo nas áreas protegidas representa uma situação nova para o sistema, com efeito notório sobre a avifauna.

É interessante notar que, no caso dos Campos Sulinos, a extinção da megafauna pleistocênica mais ou menos coincidiu com um aumento marcante na frequência de paleofogos, conforme revelado por registros palinológicos (Behling *et al.* 2004, Behling *et al.* 2005, Behling & Pillar 2007). Ambos os fenômenos provavelmente têm causas climáticas e antropogênicas. O fato é que, ao longo da história evolutiva recente dos campos do sul do Brasil, o fogo parece ter substituído os grandes herbívoros pastadores como principal agente de perturbação responsável pela dinâmica da vegetação campestre (Behling & Pillar 2007), o que pode ter permitido a manutenção de espécies originalmente dependentes do pastejo (*i.e.*, associadas aos estádios iniciais de sucessão dos campos) mesmo na ausência de grandes herbívoros nativos.

Conservação da fauna dos Campos Sulinos

Ameaças e nível de proteção

Recentes avaliações da situação das espécies ameaçadas de extinção em escala nacional e regional permitem reconhecer objetivamente as principais ameaças que incidem sobre a fauna dos Campos Sulinos (Fontana *et al.* 2003, Mikich & Bérnils 2004, Machado *et al.* 2008). Essas ameaças são listadas a seguir, mais ou menos em ordem decrescente de número de citações nas fontes consultadas: perda de habitat pela substituição dos campos nativos por agricultura, silvicultura ou pastagens exóticas; destruição de áreas úmidas por drenagem ou barramento; queimadas frequentes; descaracterização do habitat por sobrepastejo e pisoteio pelo gado; perseguição e caça; captura para criação em cativeiro ou comércio de fauna, e efeito de invasões biológicas. Causas menores de ameaça incluem poluição, urbanização, atropelamentos, mineração, desmatamento e efeitos de patógenos.

Em termos de abrangência espacial, magnitude e irreversibilidade dos impactos, a conversão das pastagens nativas em outros usos é, de longe, o mais importante fator que contribui para o declínio da fauna dos Campos Sulinos. Direta ou indiretamente, a substituição dos campos repercute também sobre outros ambientes de alto valor biológico associados às paisagens campestres, como as áreas úmidas existentes ao longo das drenagens. No Rio Grande do Sul, a taxa média de conversão de campos nativos no período 1970–1996 foi calculada em 137 mil hectares ao ano (Crawshaw *et al.* 2007) e estima-se que tenha mais que dobrado nos últimos anos (Develey *et al.* no prelo). Somente entre 2002 e 2008, a área ocupada por silvicultura no estado cresceu 30% (dados da FEPAM-RS), em grande parte à custa da conversão de campos nativos. A perda de áreas de campo natural não foi acompanhada por uma redução correspondente no rebanho bovino, significando que houve aumento na lotação das pastagens e, conseqüentemente, na pressão de pastejo sobre os campos remanescentes (Crawshaw *et al.* 2007). A situação é similar nos países vizinhos, onde vários efeitos sobre a vida silvestre já foram detectados. No pampa bonaerense, as modificações no uso da terra decorrentes da recente expansão e intensificação agrícola já promoveram importantes alterações na distribuição de diversas espécies de aves, as dependentes de pastagens naturais tendo exibido forte retração e as associadas a áreas cultivadas, restevas e ambientes peridomésticos tendo expandido significativamente suas áreas de ocorrência desde o início da década de 1990 (Bilenca *et al.* 2008/2009). Efeito similar da intensificação agrícola no pampa foi detectado em roedores e em caboclinhos do gênero *Sporophila* (Fillooy & Bellocq 2006, Bilenca *et al.* 2008/2009). Também no pampa argentino, contrações de mais de 50% até superiores a 80% têm sido documentadas na distribuição geográfica de aves globalmente ameaçadas de extinção, primariamente como consequência da destruição e degradação do hábitat (Di Giacomo & Krapovickas 2005). Entre os mamíferos, o caso mais dramático é o da raça meridional do veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus celer*), cuja distribuição foi reduzida a menos de 1% daquela de 1900 (Krapovickas & Di Giacomo 1998, Gonzalez & Merino 2008). A distribuição da raça que habita os Campos Sulinos e o Uruguai também sofreu drástica contração, mas não há uma quantificação dessa redução (Mähler Jr & Schneider 2003).

Apesar disso, as formações campestres não têm recebido suficiente atenção por parte dos governos e o nível de proteção a esses ecossistemas está muito aquém do mínimo recomendável. Atualmente, menos de 0,5% dos Campos Sulinos estão inseridos em unidades de conservação (UCs) de proteção integral (Overbeck *et al.* 2007). Considerando UCs de qualquer categoria, a área de campo natural protegida no Rio Grande do Sul representa apenas 1,48% da superfície original (cerca de 18,3 milhões de hectares) e 2,58% da superfície ainda existente na atualidade (Brandão *et al.* 2007). Em consequência desse baixo nível de proteção, pelo menos 17 espécies de animais ameaçados de extinção que habitam regiões campestres do Rio Grande do Sul não têm ocorrência conhecida em UCs de proteção integral. Na Argentina, os níveis de proteção variam de cerca de 1% no pampa propriamente dito até meros 0,15% na região dos campos mesopotâmicos, ao passo que no Uruguai as áreas protegidas que incluem campos naturais representam apenas 0,21% do território nacional (Miñarro *et al.* 2008).

Estratégias de conservação

Enquanto mais UCs são claramente necessárias, há pelo menos duas razões pelas quais a criação de novas áreas protegidas não deva constituir a única e nem a principal estratégia para garantir a conservação efetiva dos Campos Sulinos. Em primeiro lugar, a dependência em relação ao regime de perturbação sugere que muitas espécies e formações vegetais campestres não possam ser mantidas continuamente em unidades de conservação de proteção integral sem o manejo antrópico com uso de fogo ou pastoreio, práticas atualmente não admitidas em áreas protegidas dessa categoria (Overbeck *et al.* 2007) (veja Capítulo 2). Em segundo lugar, o déficit de áreas protegidas de campo é muito grande frente à taxa acelerada de conversão dos ecossistemas campestres no sul do Brasil. Ou seja, considerando as atuais circunstâncias políticas e econômicas que interferem na conservação

dos recursos naturais em nível estadual e nacional, dificilmente se conseguirá criar, implementar e eventualmente manejar um número suficiente de áreas protegidas representativas das diferentes tipologias campestres a tempo de conservar a biodiversidade associada aos Campos Sulinos, incluindo seus processos ecológicos e evolutivos. Portanto, a ênfase das estratégias de conservação deve estar no manejo adequado das pastagens nativas em áreas privadas, com envolvimento e ativa participação do setor produtivo (Overbeck *et al.* 2007, Develey *et al.* no prelo). Dar menos ênfase às áreas protegidas como solução, e mais foco no manejo sustentável da paisagem, é uma das sugestões emanadas do *workshop* da *World Temperate Grasslands Conservation Initiative*, recentemente realizado em Hohhot, China (TGCI 2008). [Tal recomendação, contudo, não se aplica às unidades de conservação de uso sustentável, particularmente as APAs (áreas de proteção ambiental), que pela sua extensão, estrutura administrativa e regime fundiário são espaços de planejamento e gestão adequados para o desenvolvimento de estratégias baseadas no manejo sustentável dos campos.]

Nos últimos anos, a pecuária extensiva sobre pastagens nativas tem sido amplamente reconhecida como uma forma de uso econômico compatível com a conservação dos Campos Sulinos (Pillar *et al.* 2006, Crawshaw *et al.* 2007, Overbeck *et al.* 2007), ainda que o sobrepastejo, o pisoteio pelo gado e as queimadas anuais para renovação das pastagens estejam entre as causas do declínio de diversas espécies de animais ameaçados de extinção no Rio Grande do Sul (Fontana *et al.* 2003). Como salientam Pillar *et al.* (2006), “a pecuária pode manter a integridade dos ecossistemas campestres, mas o limiar entre uso sustentável e degradação parece ser tênue”.

As práticas de manejo preponderantes nos campos de pecuária do sul do Brasil são voltadas exclusivamente à produção e ignoram as funções ambientais, culturais e recreacionais dos ecossistemas campestres. O gado é criado predominantemente a pasto nativo e as pastagens são exploradas sob regime de pastoreio contínuo e extensivo, com os rebanhos confinados em poteiros submetidos a elevada carga animal (Porto 2002, Nabinger 2006, Overbeck *et al.* 2007). Como regra geral, as áreas de preservação permanente e de reserva legal das propriedades não são delimitadas e nem submetidas a um manejo diferenciado com vistas a sua conservação. Esse sistema pastoril promove uma distribuição mais ou menos uniforme da pressão de pastejo na paisagem e imprime às pastagens nativas uma intensidade de desfolha excessiva. Adicionalmente, o fogo é utilizado na região do Planalto das Araucárias como ferramenta complementar de manejo dos campos, que são queimados no final do inverno para eliminar as sobras de pasto ressequidas pelas geadas e, assim, facilitar o acesso do gado à vegetação tenra que surge com o rebrote das pastagens. Apesar de ilegal, o fogo é utilizado pela grande maioria dos criadores de gado serranos, de modo que, a cada ano, vastas áreas contínuas de campos são queimadas quase que simultaneamente.

A relativa uniformidade de uso que caracteriza as práticas de manejo nos Campos Sulinos contrapõe-se ao regime histórico de perturbação sob o qual esses ambientes provavelmente evoluíram. Ao contrário dos rebanhos domésticos, os grandes herbívoros nativos que habitaram os campos do sul do Brasil até o início do Holoceno vagavam livres pelos pastos e presumivelmente deslocavam-se continuamente em busca de melhores pastagens à medida que exauriam o recurso forrageiro em um dado local. Conseqüentemente, a pressão de pastejo exercida por esses animais era localizada e intermitente e não extensiva e ininterrupta como a determinada hoje pela pecuária tradicional (Quadros & Pillar 2002a, Bencke *et al.* 2003). De forma semelhante, dados palinológicos mostram que o fogo era um evento raro nos campos do sul do Brasil durante o período glacial, embora tenha-se tornado freqüente a partir da ocupação pelos ameríndios (Behling *et al.* 2005, Behling & Pillar 2007, Behling *et al.* 2007). De qualquer forma, os incêndios naturais provavelmente ocorriam em épocas variadas do ano, com maior incidência no período mais seco de verão, enquanto as queimadas atuais são consistentemente realizadas no final do inverno, concentrando-se em um curto período do ano. Além disso, as queimadas do passado, tanto as naturais quanto as antropogênicas, eram mais esparsas pela inexistência de um parcelamento formal do solo, sendo improvável que um mesmo campo queimasse

todos os anos. Hoje, o fogo é aplicado anualmente e de forma extensiva pela maioria dos proprietários de terras da região dos Campos de Cima da Serra.

O manejo pecuário atualmente empregado por grande parte dos pecuaristas, portanto, reduz a heterogeneidade e a variabilidade inerentes aos ecossistemas campestres do sul do Brasil. Como resultado, a variação na estrutura da vegetação não ocorre nas escalas espacial e temporal compatíveis com alguns objetivos de conservação (Derner *et al.* 2009), sobretudo pela falta de habitats adequados às espécies que se encontram mais próximas a um dos extremos do espectro ecológico de tolerância à perturbação, ou seja, aquelas dependentes de campos mais altos e densos. Não por acaso, as espécies de aves campestres ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul são, em sua maioria, espécies com baixa tolerância ao pastejo e típicas de capinzais espessos (Bencke *et al.* 2003).

É importante distinguir as várias escalas em que a perturbação beneficia os diferentes componentes da biodiversidade. Estudos de longo prazo têm comprovado que o simples ajuste da lotação do gado em função da oferta de forragem permite aumentar significativamente o ganho de peso por animal e, conseqüentemente, a produtividade pecuária das pastagens nativas (Nabinger 2006) (veja Capítulos 13 e 14). Esses estudos mostram que a intensidade de pastejo que promove maior produção primária e secundária é a que também promove maior diversidade florística e riqueza específica das pastagens. Esse balanço entre produção e diversidade florística é alcançado quando a oferta de forragem é mantida em torno de 12% de matéria seca em relação ao peso vivo do animal (Nabinger 2006). Nessas condições, a vegetação campestre assume uma estrutura em mosaico, com duplo estrato bem evidente e equilibrado, formado por uma camada inferior de espécies prostradas e intensivamente pastejadas e uma camada superior esparsa de gramíneas cespitosas e outras plantas de baixo valor forrageiro (Nabinger 2006, Overbeck *et al.* 2007). Os potenciais benefícios dessa relação para a preservação dos campos nativos têm levado diversos especialistas a promoverem o ajuste da carga animal por meio da subdivisão dos campos e do diferimento das pastagens como uma ferramenta de manejo que concilia os interesses da produção e da conservação da biodiversidade, inclusive propondo a sua incorporação na legislação e nas políticas agroambientais aplicáveis aos campos (Nabinger 2006, IBAMA 2008). No entanto, apesar de plenamente defensáveis e altamente recomendáveis como medidas de conservação das pastagens naturais, práticas de manejo como o ajuste da carga animal não reproduzem, por si só, a variabilidade de habitats que a fauna campestre necessita. O mosaico de pasto baixo e touceiras esparsas originado sob intensidades de pastejo moderadas, ainda que contenha uma alta riqueza florística, não necessariamente corresponde à estrutura de vegetação requerida por espécies da fauna associadas aos extremos do gradiente sucessional dos campos. Apesar de ser beneficiada por essa heterogeneidade em pequena escala (Plantureux *et al.* 2005, García *et al.* 2008), a fauna é mais dependente da heterogeneidade na escala da paisagem. Em outras palavras, *a heterogeneidade que maximiza a produção pecuária e a diversidade da vegetação não ocorre na mesma escala que aquela que maximiza a riqueza da fauna, pelo menos de vertebrados*. As comunidades faunísticas necessitam do mosaico sucessional, e não somente de maior diversidade e complexidade estrutural da vegetação. A esse respeito, Vickery *et al.* (1999) recomendam que áreas na escala de poteiros ou pequenas propriedades não sejam manejadas visando à máxima diversidade possível de aves campestres. O manejo para maximizar a diversidade alfa não é necessário nem prático, e pode ser contraproducente. Ainda segundo esses autores, é importante reconhecer que determinadas áreas ou práticas de manejo prestam-se melhor à conservação de um subconjunto particular de espécies campestres, visto que o manejo para satisfazer as necessidades específicas de algumas espécies pode não beneficiar as demais.

A conservação dos Campos Sulinos e de sua fauna associada depende, portanto, da transição a um manejo holístico das pastagens nativas, que mantenha a produção pecuária em níveis economicamente viáveis e ao mesmo tempo promova o incremento da heterogeneidade espaço-temporal da vegetação. Diversas técnicas de manejo têm sido sugeridas com essa finalidade, tendo como foco a conservação

dos Campos Sulinos ou de outros biomas campestres do mundo. Essas técnicas podem ser divididas de acordo com a escala em práticas “intra-potreiro” (*within-pasture*) e “entre potreiros” (*among-pasture*). Alguns exemplos incluem o já citado controle da carga animal em função da oferta de forragem e o diferimento de potreiros, o pastoreio rotativo com intensidades variáveis de pastejo, o uso de rebanhos mistos (ovinos e bovinos) em diferentes lotações, a alternância de rebanhos (ovino, bovino, eqüino) entre pastagens, a disposição estratégica de alimentação suplementar (promovendo um uso mais intensivo de uma determinada área da pastagem, que por sua vez pode ser variada espacial e temporalmente), o melhoramento do campo nativo pela sobressemeadura de espécies forrageiras hibernais, a adubação de pastagens nativas, a diversificação dos regimes de fogo e de pastejo, as queimadas localizadas e rotativas (*patch burns*) e o isolamento temporário de parcelas de campo ou de ambientes vitais para a fauna (Evans *et al.* 2006, Nabinger *et al.* 2006, Powell 2006, Sebastià *et al.* 2008, Derner *et al.* 2009, Develey *et al.* no prelo). O desafio está em testar essas e outras práticas de manejo em diferentes combinações e incorporar aquelas que se mostrarem ambientalmente benéficas e economicamente viáveis aos sistemas produtivos e às políticas públicas de incentivo à pecuária. Importantes iniciativas nesse sentido estão sendo postas em prática, a exemplo da *Alianza del Pastizal*, que congrega esforços dos quatro países que compartilham o Pampa em prol da conservação e utilização sustentável dos recursos do bioma, com foco nas aves e seus habitats. No Brasil, a iniciativa vem trabalhando em conjunto com a associação de produtores de gado Apropampa, da região de Bagé. O objetivo é incorporar práticas e ajustes de baixo custo ao manejo realizado pelos fazendeiros locais, para beneficiar as aves e, ao mesmo tempo, aumentar o valor de mercado da carne produzida na região, por sua condição de produto “ecologicamente correto” (Develey *et al.* no prelo).

Uma questão que permanece em aberto refere-se à escala em que a restauração da heterogeneidade de habitats deve ser buscada para maximizar a conservação da fauna dos Campos Sulinos. Vickery *et al.* (1999) consideram que, para serem efetivos, o planejamento e as ações para a conservação de habitats campestres devem ser conduzidos na escala regional ou da paisagem, pois só assim é possível abranger toda a variedade de habitats que as diferentes espécies requerem, incluindo as raras e as ameaçadas. É provável, porém, que a maioria das espécies possa ser beneficiada pelo manejo dentro das pastagens ou das propriedades, mais acessível aos produtores, enquanto algumas poucas necessitarão de uma configuração de habitats que só pode ser mantida na escala da paisagem. O ideal talvez seja conjugar o uso de múltiplas práticas de manejo sustentável das pastagens a uma rede de pequenas reservas de campo nativo (<500 ha) intercaladas às áreas produtivas, submetidas ou não a manejo periódico, para proverem habitats às espécies intolerantes à perturbação associadas a um dos extremos da dinâmica sucessional dos campos. Tal rede de áreas protegidas poderia ser concebida a partir da combinação de unidades de conservação federais, estaduais, municipais e particulares (RPPNs), além de reservas legais e de áreas de preservação privadas mantidas como compensação pela conversão de campos nativos. A APA do Ibirapuitã, na região da Campanha gaúcha, parece ser o cenário ideal para se testar uma estratégia de conservação nesses moldes.

Considerações finais

Os Campos Sulinos sustentam uma fauna própria e com grande diversidade de espécies e modos de vida. Esses ecossistemas também são singularmente importantes como habitats de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção em distintas escalas geográficas. Atributos como esses conferem grande valor biológico às formações campestres do sul do Brasil e as tornam merecedoras de esforços de conservação. A erosão desse patrimônio biológico, por outro lado, representa uma perda significativa em termos de recursos genéticos, ambientais, econômicos, recreacionais e culturais.

Mais do que conservar somente espécies, porém, é preciso reconhecer a conexão existente entre a diversidade biológica e o funcionamento dos ecossistemas campestres, preservando também os

processos evolutivos e ecológicos responsáveis pela organização e pela diversidade estrutural dos campos. Diversas espécies da fauna campestre sul-brasileira guardam complexas e ainda quase completamente desconhecidas relações de dependência com fatores bióticos e abióticos do meio onde vivem. Compreender melhor essas relações é essencial para a conservação da fauna associada aos Campos Sulinos.

Ainda estamos longe de uma compreensão que nos permita manejar os campos nativos em benefício da fauna sem comprometer a produtividade de atividades econômicas compatíveis com a sua conservação. O caminho, no entanto, passa pelo fortalecimento da pecuária extensiva através de incentivos públicos – como os dispensados à silvicultura, por exemplo – e de iniciativas corporativas que permitam agregar valor aos produtos gerados através de métodos de produção ambientalmente benéficos. Idealmente, os processos produtivos tradicionais, marcados pela relativa uniformidade de manejo, devem evoluir para um manejo holístico das pastagens, isto é, um manejo que considere as várias funções dos campos naturais.

Há boas razões para se acreditar que as práticas de manejo que promovem a heterogeneidade do hábitat sejam benéficas à fauna campestre em geral, por aumentarem a variabilidade espaço-temporal da vegetação (Derner *et al.* 2009). Tais práticas podem desde já ser recomendadas como um ponto de partida para a conservação da fauna dos Campos Sulinos. Contudo, a conservação e a restauração da biodiversidade são geralmente orientadas pelo estudo de grupos ou espécies selecionadas, sendo a escolha dos alvos a conservar nem sempre ecologicamente justificável (Plantureux *et al.* 2005). As aves são provavelmente o grupo mais bem estudado da fauna de biomas campestres e também o alvo principal de programas de conservação. Portanto, resta avaliar que parcela da biodiversidade dos Campos Sulinos é efetivamente beneficiada por práticas direcionadas à conservação desse grupo em particular.

Cabe destacar, por fim, a contribuição antrópica para a conformação das paisagens campestres do sul do Brasil. Os Campos Sulinos são, em sua maior parte, relictos de um clima pretérito que têm sobrevivido às alterações climáticas ocorridas desde o último período glacial. Existem fortes evidências, entretanto, de que o uso freqüente do fogo pelos povos ameríndios, a partir do início do Holoceno, possa ter modificado significativamente a composição florística e a dinâmica da vegetação dos campos do sul do Brasil em tempos históricos (Behling & Pillar 2007). Em assim sendo, a interferência humana faz parte da história evolutiva natural dos Campos Sulinos, tanto quanto a ação da megafauna extinta, e não considerá-la é um equívoco das culturas modernas. O regime de fogo imposto pelos primeiros habitantes humanos e, mais tarde, a livre proliferação do gado introduzido pelos jesuítas provavelmente levaram a uma nova organização dos campos nativos e, pelo menos em parte, mudaram os rumos de sua evolução. Os regimes de pastejo e de fogo impostos pelos usos humanos atuais são formas de intervenção antrópica que encontram paralelos na história evolutiva do bioma. A questão, portanto, é diversificar a dose dessas intervenções com base em um olhar sobre o passado, mas sem perder de vista que a resposta dos ecossistemas campestres do presente possivelmente será outra.

Agradecimentos

Sou imensamente grato aos organizadores do simpósio O Futuro dos Campos – Conservação e Uso Sustentável, em especial a Sandra C. Müller, pelo convite para participar e colaborar com o presente capítulo. Agradeço, também, aos colegas Márcia Jardim (mastozoóloga), Márcio Borges Martins (herpetólogo), Marco Aurélio Azevedo (ictiólogo), Ana Maria Ribeiro, Jorge Ferigolo e Carolina Scherer (paleontólogos), pelas valiosas informações fornecidas e pelas frutíferas discussões sobre a fauna atual e extinta dos campos do sul do Brasil. A Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil – SAVE Brasil, representante nacional da BirdLife International e responsável pela *Alianza del Pastizal* no país, oportunizou minha participação em pesquisas de campo que foram importantes para a elaboração deste capítulo. Por fim, mas não menos importante, agradeço ao amigo Andreas Kindel, pela dedicada e competente revisão de todo o texto, que contribuiu para que ambos, autor e obra, tornassem-se melhores.

Referências

- Aguiar M.R. 2005. Biodiversity in grasslands. Current changes and future scenarios. In: *Grasslands: developments, opportunities, perspectives* (eds. Reynolds SG & Frame J). Science Publishers, New Hampshire, pp. 261-280.
- Altesor A., Di Landro E., May H. & Ezcurra E. 1998. Long-term species change in a Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science* 9: 173-180.
- Behling H. & Pillar V.D. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions Royal Society B* 362: 243-251.
- Behling H., Pillar V.D., Müller S.C. & Overbeck G.E. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 10: 81-90.
- Behling H., Pillar V.D., Orlóci L. & Bauermann S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 203: 277-297.
- Behling H., Pillar V.D., Orlóci L. & Bauermann S.G. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133: 235-248.
- Belton W. 1994. *Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia*. Editora Unisinos, São Leopoldo.
- Bencke G.A., Fontana C.S., Dias R.A., Maurício G.N. & Mähler J.K.F. 2003. Aves. In: *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul* (eds. Fontana CS, Bencke GA & Reis RE). Ed. PUCRS, Porto Alegre, pp. 189-479.
- Bencke G.A., Jardim M.M.A., Borges-Martins M. & Zank C. no prelo. Composição e padrões de distribuição da fauna de tetrápodes recentes do Rio Grande do Sul, Brasil. In: *Quaternário do Rio Grande do Sul: integrando conhecimentos* (eds. Ribeiro AM & Bauermann SG). Sociedade Brasileira de Paleontologia, Porto Alegre (Série Monografias).
- Bencke G.A., Maurício G.N., Develey P.F. & Goerck J.M. 2006. *Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica*. SAVE Brasil, São Paulo.
- Bérnills R.S., Giraudo A.R., Carreira S. & Cechin S.Z. 2007. Répteis das porções subtropical e temperada da Região Neotropical. *Ciência & Ambiente* 35: 101-136.
- Bilenca D.N., Codesido M. & Fischer C.G. 2008/2009. Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy*. (En Línea) 18: 8-17.
- Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Blochtein B. & Harter-Marques B. 2003. Himenópteros. In: *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul* (eds. Fontana CS, Bencke GA & Reis RE). Ed. PUCRS, Porto Alegre, pp. 95-109.
- Brandão T., Trevisan R. & Both R. 2007. Unidades de conservação e os campos do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 843-845.
- Buckup P.A., Menezes N.A. & Ghazzi M.S. 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- Bugallo M.N. & Abreu J.M. 2008. The multifunctional role of grasslands. In: *Sustainable Mediterranean grasslands and their multifunctions* (eds. Porqueddu C & Tavares de Sousa MM). Option Méditerranéennes, 79: 25-30.
- Cabral A.C., De Miguel J.M., Rescia A.J., Schmitz M.F. & Pineda F.D. 2003. Shrub encroachment in Argentinean savannas. *Journal of Vegetation Science* 14: 145-152.
- Cáceres N.C., Cherem J.J. & Graipel M.E. 2007. Distribuição geográfica de mamíferos terrestres na Região Sul do Brasil. *Ciência & Ambiente* 35: 167-180.
- Cole L.J., Mccracken D.I., Baker L. & Parish D. 2007. Grassland conservation headlands: Their impact on invertebrate assemblages in intensively managed grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122: 252-258.
- Conservation International. 2009. Biodiversity Hotspots. URL www.biodiversityhotspots.org
- Coppedge B.R., Fuhlendorf S.D., Harrell W.C. & Engle D.M. 2008. Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biological Conservation* 141: 1196-1203.
- Costa W.J.E.M. 2002. *Peixes anuais brasileiros. Diversidade e conservação*. Editora da UFPR, Curitiba.
- Crawshaw D., Dall'Agno M., Cordeiro J.L.P. & Hasenack H. 2007. Caracterização dos campos sul-rio-grandenses: uma perspectiva da ecologia da paisagem. *Boletim Gaúcho de Geografia* 33: 233-252.
- Davis S.D., Heywood V.H. & Hamilton A.C. 1994. *Centres of Plant Diversity: A guide and strategy for their conservation*. IUCN – World Conservation Union e World Wildlife Found, Cambridge.
- Debano S.J. 2006. Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona. *Biological Conservation* 15: 2.547-2.564.
- Demer J.D., Lauenroth W.K., Stapp P. & Augustine D.J. 2009. Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the Western Great Plains of North America. *Rangeland Ecology & Management* 62: 111-118.
- Develey P.F., Setubal R.B., Dias R.A. & Bencke G.A. no prelo. Conservação das aves e da biodiversidade no bioma Pampa aliada a sistemas de produção animal. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16.
- Di Giacomo A.S. & Krapovickas S. 2005. Conserving the grassland Important Bird Areas (IBAs) of southern South America: Argentina, Uruguay, Paraguay, and Brazil. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep.*, 1243-1249.
- Eisenberg J.F. & Redford K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago.
- Eken G., Bennun L., Brooks T.M., Darwall W., Fishpool L.D.C., Foster M., Knox D., Langhammer P., Matiku P., Radford E., Salaman P., Sechrest W., Smith M.L., Spector S. & Tordoff A. 2004. Key Biodiversity Areas as site conservation targets. *BioScience* 54: 1110-1118.
- Engel M.S. 2000. A revision of the Panurgine bee genus *Arhysosage* (Hymenoptera: Andrenidae). *Journal of Hymenoptera Research* 9: 182-208.
- Evans D.M., Redpath S.M., Evans S.A., Elston D.A., Gardner C.J., Dennis P. & Pakeman R.J. 2006. Low intensity, mixed livestock grazing improves the breeding abundance of a common insectivorous passerine. *Biology Letters* 2: 636-638.
- Ferrer J., Malabarba L.R. & Costa W.J.E.M. 2008. *Austrolebias paucisquama* (Cyprinodontiformes: Rivulidae), a new species of annual killifish from southern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 6: 175-180.
- Filloy J. & Bellocq M.I. 2006. Spatial variations in the abundance of *Sporophila* seedeaters in the southern Neotropics: contrasting the effects of agricultural development and geographical position. *Biodiversity and Conservation* 15: 3329-3340.
- Fontana C.S., Bencke G.A. & Reis R.E. (eds.) 2003. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Ed. PUCRS, Porto Alegre.
- Fontana C.S., Repenning M. & Roveder C.E. no prelo. Aves. In: *Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucárias* (ed. Boldrini II). MMA, Brasília, pp. 161-205.
- Freitas G.H.S., Costa L.M., Ferreira J.D. & Rodrigues M. 2008. The range of Long-tailed Cinclodes *Cinclodes pabsti* extends to Minas Gerais (Brazil). *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 128: 215-216.

- Frost D.R. 2009. Amphibian species of the world: an online reference-Version 5.3. American Museum of Natural History, New York. Disponível em <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia>. Acesso em março/2009.
- García C., Reinson D., Cingolani A.M. & Fernández-Juricic E. 2008. Avifaunal changes as a consequence of large-scale livestock exclusion in the mountains of Central Argentina. *Journal of Applied Ecology* 45: 351-360.
- García P.C.A., Lavilla E., Langone J. & Segalla M.V. 2007. Anfíbios da região subtropical da América do Sul – Padrões de distribuição. *Ciência & Ambiente* 35: 65-100.
- González E.M. 2001. *Guía de campo de los mamíferos de Uruguay. Introducción al estudio de los mamíferos*. Vida Silvestre, Montevideo.
- Gonzalez S. & Merino M.L. 2008. *Ozotoceros bezoarticus*. In: 2008 IUCN Red List of Threatened Species (IUCN). Disponível em <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em abril/2009.
- Grazia J. 2008. Artrópodos terrestres. In: *Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra* (ed. Bond-Buckup G). Libretos, Porto Alegre, pp. 76-97.
- Henwood W.D. 1998. The world's temperate grasslands: a beleaguered biome. *Parks*. (IUCN) 8: 1-2.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2008. Bases para disciplinar o uso sustentável da pecuária nos campos do bioma Pampa: a Reserva Legal como ponto de partida. IBAMA/RS. Porto Alegre.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. URL www.ibge.gov.br
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. URL www.iucnredlist.org
- Jones A. 2000. Effects of cattle grazing on North American arid ecosystems: a quantitative review. *Western North American Naturalist* 60: 155-164.
- Krapovickas S. & Di Giacomo A. 1998. A conservation of pampas and campos grasslands in Argentina. *Parks* 8: 47-53.
- Lancot R.B., Blanco D.E., Dias R.A., Isacch P., Gill V.A., Almeida J.B., Delhey K., Petracci P.F., Bencke G.A. & Balbuena R. 2002. Conservation status of the buff-breasted sandpiper: historic and contemporary distribution and abundance in South America. *Wilson Bulletin* 114: 44-72
- Lewinsohn T.M. (ed.) 2006. *Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira*. MMA, Brasília. (Série Biodiversidade, 15).
- Machado A.B.M., Drummond G.M. & Paglia A.P. (eds.) 2008. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. vol 2. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. (Série Biodiversidade, 19).
- Machado A.B.M., Martins C.S. & Drummond G.M. (eds.) 2005. *Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção. Incluindo as listas das espécies quase ameaçadas e deficientes em dados*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Mähler Jr J.K.F. & Schneider M. 2003. Ungulados. In: *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul* (eds. Fontana CS, Bencke GA & Reis RE). Ed. PUCRS, Porto Alegre, pp. 547-565.
- Maneyro R., Naya D.E. & Baldo D. 2008. A new species of *Melanophryniscus* (Anura, Bufonidae) from Uruguay. *Iheringia, Série Zoologia*, 98: 189-192.
- Marini M.A. & Garcia F.I. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 665-671.
- Marques A.A.B., Fontana C.S., Vélez E., Bencke G.A., Schneider M. & Reis R.E. (eds.) 2002. *Lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul*. FZB-MCT-PUCRS-Pangea, Porto Alegre. (Publicações Avulsas FZB, 11).
- Martin T.G. & Possingham H.P. 2005. Predicting the impact of livestock grazing on birds using foraging height data. *Journal of Applied Ecology* 42: 400-408.
- Medri Í.M. & Mourão G. 2008. *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira). In: *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção* (eds. Machado ABM, Drummond GM & Paglia AP). Ministério do Meio Ambiente-MMA, Brasília, pp. 711-713.
- Mikich S.B. & Bérnills R.S. 2004. *Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- Mikich S.B., Bérnills R.S. & Pizzi P.A. 2004. Fauna ameaçada do Paraná: uma síntese. In: *Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná* (eds. Mikich SB & Bérnills RS). Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, pp. 743-753.
- Milchunas D.G. & Lauenroth W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327-366.
- Milchunas D.G., Sala O.E. & Lauenroth W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 87-106.
- Miñarro F.O., Martínez Ortiz U., Bilenca D.N. & Olmos F. 2008. Río de la Plata Grasslands or Pampas & Campos (Argentina, Uruguay and Brazil). In: *Temperate grasslands of South America* (Michelson A.). Prepared for The World Temperate Grasslands Conservation Initiative Workshop, Hohhot-China, pp. 24-33.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. *Biodiversidade brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. MMA-Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas, Brasília. (Série Biodiversidade, 5).
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007. *Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização – Portaria MMA no 09, de 23 de janeiro de 2007*. MMA-Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas, Brasília. (Série Biodiversidade, 31).
- Morais A.B.B., Romanowski H.P., Iserhard C.A., Marchiori M.O.O. & Seguí R. 2007. Mariposas del sur de Sudamérica. *Ciência & Ambiente* 35: 29-46.
- Morrone J.J. 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. M&T-Manuales & Tesis SEA, Zaragoza.
- Nabinger C. 2006. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtropical brasileiro. In: *I Simpósio de Forrageiras e Pastagens* (eds. Dall'Agnol M, Nabinger C, Rosa LM et al.). ULBRA, Canoas, pp. 25-76.
- Oliveira J.M. & Pillar V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5: 197-202.
- Olson D.M. & Dinerstein E. 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12: 502-515.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Fidelis A., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., Boldrini I.I., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.
- Pacheco J.F. & Bauer C. (eds.) 2000. Aves. Relatório Técnico do Subprojeto "Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação dos Biomas Floresta Atlântica e Campos Sulinos". PROBIO/PRONABIO/MMA, Brasília.
- Paglia A.P. 2005. Panorama geral da fauna ameaçada de extinção no Brasil. In: *Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção. Incluindo as listas das espécies quase ameaçadas e deficientes em dados* (eds. Machado ABM, Martins CS & Drummond GM). Fundação Biodiversitas Belo Horizonte, pp. 17-22.
- Parker T.A. & Willis E.O. 1997. Notes on three tiny grassland flycatchers, with comments on the disappearance of South American fire-diversified savannas. In: *Studies in Neotropical Ornithology honoring Ted Parker* (ed. Remsen Jr. JV). American Ornithologists' Union, (Ornithol. Monogr., 48) pp. 549-555.
- Pillar V.D., Boldrini I.I., Hasenack H., Jacques A.V.Á., Both R., Müller S.C., Eggers L., Fidelis A.T., Santos M.M.G., Oliveira J.M., Cerveira J., Blanco C.C., Joner F., Cordeiro J.L. & Pinillos Galindo M. 2006. Workshop "Estado atual e desafios para a conservação dos campos". UFRGS (disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>), Porto Alegre, p. 24.

- PlantLife International 2009. PlantLife International. URL www.plantlife.org.uk
- Plantureux S., Peeters A. & McCracken D. 2005. Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research* 3: 153-164.
- Porto M.L. 2002. Os Campos Sulinos. Sustentabilidade e manejo. *Ciência & Ambiente*: 119-138.
- Powell A.F.L.A. 2006. Effects of prescribed burns and bison (*Bos bison*) grazing on breeding bird abundances in tallgrass prairie. *The Auk* 123: 183-197.
- Pucheta E., Cabido M., Díaz S. & Funes G. 1998. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica* 19: 97-105.
- Quadros F.L. & Pillar V.D. 2002. Transições Floresta-Campo no Rio Grande do Sul. *Ciência & Ambiente* 24: 109-118.
- Reid A.M. & Hochuli D.F. 2007. Grassland invertebrate assemblages in managed landscapes: Effect of host plant and microhabitat architecture. *Austral Ecology* 32: 708-718.
- Reis N.R., Peracchi A.L., Pedro W.A. & Lima I.P. (eds.) 2006. *Mamíferos do Brasil*. Editora da Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Reis R.E., Lucena Z.M.S., Lucena C.A.S. & Malabarba L.R. 2003. Peixes. In: *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul* (eds. Fontana CS, Bencke GA & Reis RE). Ed. PUCRS, Porto Alegre, pp. 117-145.
- Rodríguez C., Leoni E., Lezama F. & Altesor A. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14: 433-440.
- Sala O.E., Lauenroth W.K., McNaughton S.J., Rusch G. & Zhang X. 1996. Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In: *Functional roles of biodiversity: A global perspective* (eds. Mooney HA, Cushman JH, Medina E, Sala OE & Schulze ED). John Wiley & Sons.
- Sala O.E., Oesterheld M., Leon R.J.C. & Soriano A. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67: 27-32.
- Santos E.C., Mielke O.H.H. & Casagrande M.M. 2008. Inventários de borboletas no Brasil: estado da arte e modelo de áreas prioritárias para pesquisa com vistas à conservação. *Natureza & Conservação* 6: 68-90.
- Sebastià M.-T., Bello F., Puig L. & Taull M. 2008. Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Applied Vegetation Science* 11: 215-222.
- Silva J.M.C. 1999. Seasonal movements and conservation of seedeaters of the genus *Sporophila* in South America. In: *Ecology and conservation of grassland birds of the Western Hemisphere* (eds. Vickery PD & Herkert JR). Cooper Ornithological Society, Lawrence, (Studies in Avian Biology, 19), pp. 272-280.
- Stattersfield A.J., Crosby M.J., Long A.J. & Wege D.C. 1998. *Endemic bird areas of the world. Priorities for biodiversity conservation*. Birdlife International, Cambridge.
- Steinbach-Padilha G.C. 2008. A new species of *Melanophryniscus* (Anura, Bufonidae) from the Campos Gerais region of Southern Brazil. *Phyllomedusa* 7: 99-108.
- Straube F.C. & Di Giácomo A. 2007. A avifauna das regiões subtropical e temperada do Neotrópico: desafios biogeográficos. *Ciência & Ambiente* 35: 137-166.
- Straube F.C., Krul R. & Carrano E. 2005. Coletânea da avifauna da região sul do Estado do Paraná (Brasil). *Atualidades Ornitológicas*, 125: 10. (versão digital na íntegra disponível em <http://www.ao.com.br>).
- TGCI (Temperate Grasslands Conservation Initiative). 2008. Life in a Working Landscape: Towards a Conservation Strategy for the World's Temperate Grasslands. A Record of The World Temperate Grasslands Conservation Initiative Workshop Hohhot, China - June 28 & 29, 2008. TGCI/WCPA/IUCN, Vancouver.
- Tilman D. & Downing J.A. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363-365.
- Vasconcelos M.F., Maurício G.N., Kirwan G.M. & Silveira L.F. 2008. Range extension for Marsh Tapaculo *Scytalopus iraiensis* to the highlands of Minas Gerais, Brazil, with an overview of the species' distribution. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 128: 101-106.
- Vickery P.D., Tubaro P.L., Silva J.M.C., Peterjohn B.G., Herkert J.R. & Cavalcanti R.B. 1999. Introduction: Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. In: *Ecology and conservation of grassland birds of the Western Hemisphere* (eds. Vickery PD & Herkert JR). Cooper Ornithological Society Lawrence (Studies in Avian Biology, 19), pp. 2-26.
- White R., Murray S. & Rohweder M. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems - Grasslands ecosystems*. World Resources Institute - WRI, Washington.



Glaysen Ariel Bencke. Caminheiro grande no Parque Estadual de Tainhas, São Francisco de Paula, RS.



Capítulo 8

Serviços ambientais: oportunidades para a conservação dos Campos Sulinos

Carlos Gustavo Tornquist¹ & Cimélio Bayer²

Introdução

A origem do conceito de *serviço ambiental* está no reconhecimento que a Natureza fornece de forma “natural” e gratuita uma variedade de bens e serviços que são de utilidade e uso direto ou indireto para a Humanidade. Há crescente consenso que dependemos de ecossistemas intactos ou pelo menos bem conservados e funcionais, resilientes aos impactos das ações e atividades humanas (Diamond 2005). O capital natural do planeta é tão importante para o desenvolvimento econômico quanto o capital humano e financeiro.

O debate conceitual sobre os serviços ambientais e sua aplicação prática na conservação da Natureza é recente no Brasil. Mesmo que algumas iniciativas pioneiras venham surgindo, ainda há carência de institucionalização do tema com estabelecimento de marco legal. De qualquer forma, já há bastante tempo vem se cogitando o uso de instrumentos econômicos para apoiar a gestão ambiental. Os casos de sucesso de outros países justificam um exame mais apurado sobre a possibilidade de aplicação do conceito de serviços ambientais para a conservação da Natureza e melhoria da qualidade ambiental.

Definição e quantificação

Uma definição ampla de serviços ambientais diz que estes são as funções reguladoras dos ciclos de matéria e energia realizadas pelos ecossistemas naturais e agroecossistemas afetados pela ação humana, das quais dependem a manutenção da qualidade de vida e do ambiente (Pagiola *et al.* 2004).

Costanza *et al.* (1997) estimaram o valor total destes serviços da Natureza. Conforme a metodologia utilizada, os serviços ambientais valeriam entre US\$ 16 e 54 trilhões (média de US\$ 33 trilhões), ante um PIB mundial de US\$ 18 trilhões. Para atualizar estes valores, utilizando o PIB global atual estimado

Foto de abertura: Valério Pillar. Serra do Caverá, RS.

¹ Pós-doutorando, PPG Ciência do Solo, Fac. Agronomia, UFRGS. Av. Bento Gonçalves, 7712, 91540-000 Porto Alegre, RS. E-mail: carlos.tornquist@ufrgs.br

² Dr., Prof. Adjunto, Dep. Solos, Fac. Agronomia, UFRGS. Av. Bento Gonçalves, 7712, 91540-000 Porto Alegre, RS. E-mail: cimelio.bayer@ufrgs.br

pelo Banco Mundial para 2007, que é em torno de US\$ 55 trilhões, e supondo uma proporcionalidade ao estudo original, o valor atual dos serviços ambientais seria de aproximadamente US\$ 100 trilhões. Esta estimativa provavelmente subestima o valor dos serviços da Natureza, que está se tornando “escassa” e “rara” em muitos lugares, o que normalmente aumenta o valor dos produtos e serviços associados.

Serviços ambientais e Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)

A Natureza proporciona um número muito grande de produtos e processos que podem ser vistos como necessários para a manutenção da vida e, portanto, passíveis de valoração e compensação. Alguns exemplos: a) regulação e manutenção da composição química da atmosfera; b) aproveitamento da energia solar e produção da biomassa; c) manutenção da diversidade biológica; d) armazenamento e reciclagem de nutrientes (ciclos biogeoquímicos); e) regulação do ciclo da água; f) manutenção da qualidade da água; g) prevenção e controle da erosão do solo e conseqüente deposição de sedimentos; h) mitigação de desastres naturais; i) manutenção da beleza cênica.

Ao se admitir a existência destes serviços da Natureza, muitos dos quais são de necessidade imediata para a humanidade, abre-se o caminho para a compensação por estes serviços a quem os mantém, usualmente proprietários rurais, o que vem sendo chamado de *pagamento pelo serviço ambiental* (PSA). Nesta lógica inserem-se um indivíduo ou grupo que provê, proporciona ou cuida do serviço ambiental (“vendedor”) e os beneficiários que pagam ou compensam pela disponibilidade e qualidade destes serviços (“compradores”). O PSA pressupõe que os vendedores, provedores de serviços ambientais, realizem ações claras, efetivas e duradouras nos ecossistemas envolvidos, sendo que estas ações devem ser monitoradas de forma independente, de forma a garantir a credibilidade da negociação e proporcionar ganho ambiental inequívoco.

Os pagamentos pelos serviços podem ocorrer de diversas formas: a) transferências diretas de valores monetários; b) favorecimento na obtenção de créditos; c) isenção de taxas e impostos (renúncia fiscal); d) fornecimento preferencial de serviços públicos; e) disponibilização de tecnologia e capacitação técnica; f) subsídios na aquisição de produtos e insumos (UNEP *et al.* 2008). Por outro lado, alguns aspectos do conceito de PSA, especialmente quando este envolve pagamentos diretos em dinheiro ou créditos, têm sido alvo de críticas. Existem dificuldades em garantir que a implementação de PSA em uma área não leve a transferência das ameaças ou danos ambientais para outras áreas fora do projeto. Também os recursos advindos dos PSA podem ser mal aproveitados ou mal gerenciados pelos beneficiários, resultando em conflitos na hora da repartição dos valores. Em algumas regiões e culturas, os PSAs podem ser vistos como “suborno” ou ameaça à soberania local (Ferraro & Kiss 2002).

A implantação de projetos de PSA envolve um processo de várias etapas, normalmente iniciando pela delimitação da área de interesse e identificação do prestador e o beneficiário do serviço ambiental, ao passo que se estabelece os direitos de propriedade dos recursos naturais. Em seqüência, o serviço ambiental prestado e a sua utilidade para os beneficiários devem ser explicitamente definidos. Também um sistema de monitoramento para verificar as eficiências social, econômica e ambiental do PSA deverá ser estruturado. Durante a vigência do projeto, deverá ser realizado o acompanhamento do fluxo e qualidade dos serviços prestados e dos pagamentos, para assegurar a credibilidade do sistema, sendo que este acompanhamento deve ser realizado de forma independente, por organizações de auditoria e monitoramento.

Regulamentação e mecanismos de PSA no Brasil

Atualmente tramitam no Congresso o PL 792/97, que estabelece formalmente a definição de serviços ambientais no Brasil, e o PL 1190/2007, que regulamenta o pagamento por serviços ambientais. Mesmo assim, apesar de não explicitamente definidos como pagamento de serviços ecológicos, uma série de mecanismos legais desde a esfera federal até municipal, e mesmo da iniciativa privada,

abrem caminho para a implantação na prática de PSA no Brasil, como o **ICMS Ecológico** e a **isenção fiscal para RPPNs** (Reservas Particulares do Patrimônio Natural). A **cobrança pelo uso da água** (vinculada à outorga) é outro mecanismo já em vigor, estabelecida pela Política de Recursos Hídricos (Lei 9433/1997), a qual estabelece que os fundos gerados deverão reverter para ações de proteção das águas das bacias hidrográficas, inclusive recuperação de vegetação ciliar. A **servidão florestal**, estabelecida em emendas ao Código Florestal (Lei 4771/1965) flexibiliza o cumprimento de Reserva Legal, ao permitir comercialização de cotas de reserva florestal ou de outros ecossistemas. Uma propriedade que tenha reservas florestais “excedentes” (acima do mínimo legal) pode vender “cotas de Reserva Legal” para outros proprietários que tenham dificuldades ou limitações em cumprir esta legislação, desde que dentro da mesma microrregião ou bacia hidrográfica.

Exemplos de programas e projetos de PSA

Na Costa Rica existe um programa oficial de PSA, o **Programa de Pago por Servicios Ambientales (PPSA)**, pelo qual proprietários de terras recebem pagamento direto pelos serviços ambientais advindos de suas terras, desde que adotem usos e práticas de manejo das terras que minimizem o impacto ecológico e mantenham a qualidade de vida. A legislação costarricense reconhece quatro tipos de serviços: mitigação de gases de efeito estufa, serviços hidrológicos, manutenção da biodiversidade e da beleza cênica. O PPSA é executado através de um fundo, o FONAFIFO (*Fondo Nacional de Financiamiento Forestal*), que recebe aporte anual do orçamento nacional, pela venda de créditos de carbono e por contribuições de projetos hidrelétricos (neste caso, visando manutenção da qualidade das águas nas bacias de captação). Este programa emprega em média US\$ 6,4 milhões por ano.

Nos Estados Unidos, o USDA administra uma série de programas voluntários de incentivo e apoio à conservação das terras, da biodiversidade e das paisagens rurais:

- **CRP (Conservation Reserve Program):** programa voluntário para a agricultura, estabelecido há 20 anos. Ao aderir ao CRP – por períodos que variam de 10 a 15 anos – os produtores recebem pagamentos anuais para implementar práticas conservacionistas, que vão desde práticas de controle da erosão, adoção do plantio direto, até mesmo a retirada de áreas marginais da agricultura para restauração de vegetação natural (especialmente pastagens). Este “aluguel” anual pago pelo Estado é calculado pela média da renda obtida em lavouras ou pastagens da região. A participação é competitiva e depende do levantamento de uma série de indicadores ambientais que configuram o “valor ecológico” e risco de degradação das áreas inscritas. O programa tem seu principal foco nas lavouras e pastagens em zonas ripárias, e na restauração de banhados e outras áreas úmidas que possam contribuir para a manutenção da qualidade da água. Atualmente existem mais de 13 milhões de hectares neste programa, que paga mais de US\$ 1 bilhão em aluguéis por ano.
- **CPGL (Conservation of Private Grazing Land):** iniciativa que aporta assistência técnica e educacional para proprietários de pastagens nativas, contemplando o manejo racional dos ecossistemas, conservação do solo e água em pastagens, manutenção da biodiversidade de ecossistemas campestres e habitat para a fauna, uso de pastagens para sequestro de carbono (C) e mitigação da emissão de gases de efeito estufa;
- **GRP (Grassland Reserve Program):** programa que oferece aos proprietários rurais a oportunidade de proteger, restaurar e melhorar os campos naturais. Este programa apóia a conservação de campos naturais vulneráveis à conversão em lavouras ou outros usos do solo, ajudando a manter qualidade ambiental e uma atividade pecuária viável.

Um exemplo de PSA “hídrico” tem sido implementado na região de Nova Iorque deste 1997, quando a degradação da qualidade das águas do rio Hudson levou as autoridades locais a investir no seu “capital natural”, saneando a bacias hidrográfica de Catskill-Delaware, a qual fornecem água para

10 milhões de consumidores, em vez de construir uma nova (e cara) estação de filtragem. A iniciativa permitiu economizar bilhões de dólares e possibilitou investimentos de quase US\$ 2 bilhões para adquirir terras para preservar as florestas e áreas úmidas; pagar para proprietários locais conservarem as florestas ao longo dos cursos d'água; disponibilizar assistência técnica e recursos para a adoção de práticas de manejo das terras compatíveis com a manutenção da qualidade das águas (Pólis 2008). Projeto similar vem sendo desenvolvido no Brasil pela Agência Nacional de Águas – ANA, o qual foi denominado de **Programa do Produtor de Água** (ANA 2008) e tem objetivos similares ao projeto de Nova Iorque. Uma etapa piloto está sendo desenvolvida na bacia do rio Piracicaba, contemplando pagamentos para os produtores que utilizarem práticas conservacionistas que ajudem a manter a qualidade das águas superficiais (ANA 2009).

Os **créditos de carbono** constituem um tipo de PSA que se origina na redução de emissão ou pela captura (seqüestro) de gases de efeito estufa (GEE). O instrumento de créditos de C mais conhecido é o chamado *mercado regulado*, derivado do Protocolo de Kyoto, o qual definiu metas objetivas de redução da emissão de gases efeito estufa para os países desenvolvidos. Dentre várias opções no âmbito deste esquema de negociações, o modelo aplicável para países em desenvolvimento como o Brasil é o **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)**, que prevê créditos por projetos de mitigação de GEEs, negociáveis através de Reduções Certificadas de Emissões (RCEs), sendo a moeda de troca do sistema vinculada a valores monetários negociáveis em bolsa. A lógica de funcionamento do MDL atualmente busca apoiar novos projetos em países em desenvolvimento que promovam reduções efetivas de emissões de GEE e, ao mesmo tempo, que transfiram novas tecnologias de baixo impacto ambiental. No período 2008-2012, são considerados para obtenção de RCEs, por exemplo: queima de CH₄ de aterros sanitários, substituição de matriz energética na indústrias (contemplando uso de energias renováveis e ganhos de eficiência energética), além de reflorestamento para fins energéticos.

Uma alternativa aos instrumentos “oficiais” regulados como o MDL são os “mercados voluntários” de C, como a CCX (*Chicago Climate Exchange*) nos EUA e o *New South Wales Greenhouse Gas Abatement Scheme*, na Austrália. Estes mercados voluntários são similares aos mecanismos de Kyoto, mas trabalham com bases mais flexíveis e acessíveis, considerando outras opções de mitigação atualmente não contempladas pelo Protocolo de Kyoto, como silvicultura e manejo “sustentável” de florestas nativas, além de seqüestro de C nos solos agrícolas e nos campos.

O carbono nos Campos Sulinos: exemplo de Hulha Negra (região sul do RS)

Para visualizar uma possível aplicação futura dos mecanismos de PSA para os Campos Sulinos, consideramos os resultados de um experimento de três anos de duração com diferentes ofertas de forragem (4%, 8%, 12% e 16%; kg matéria seca/kg animal) conduzido por pesquisadores da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO) (veja também o Capítulo 14). Nesse experimento, avaliou-se o efeito dos diferentes manejos da pastagem nos estoques de C orgânico no solo, e interpretados quanto aos serviços ambientais da preservação do campo nativo. Verificou-se aumento dos teores de C orgânico com a diminuição da pressão de pastejo (aumento da oferta de pastagem), sendo esse efeito mais pronunciado nas camadas superficiais do solo (Fig. 8.1) (Conceição *et al.* 2007).

Os estoques de C orgânico no solo (0-40 cm) variaram de 103 t/ha, sob alta pressão de pastejo (4%), a um estoque médio de 140 t/ha nas pressões menores de pastejo (8%, 12% e 16%), as quais não se diferenciaram quanto aos estoques de C orgânico. Esse efeito do manejo da pastagem sobre os estoques de C orgânico do solo é relacionado ao aporte de C fotossintetizado via resíduos vegetais e raízes da pastagem. Poucos são os estudos da dinâmica do C orgânico no solo em campo nativo do Sul do Brasil, mas pode-se inferir que o aporte de resíduos vegetais resultante da parte aérea da pastagem seja pouco afetado pela pressão de pastejo, pois mesmo que o material vegetal remanescente diminua

com o aumento da pressão de pastejo, o material vegetal consumido em maior quantidade pelos animais retorna ao solo via fezes, sendo a exportação de material vegetal pelos animais muito pequena. Por outro lado, o aporte de C via raízes deve ser bastante influenciado pela pressão de pastejo, e os maiores estoques de C orgânico deverão ser verificados nos tratamentos que mais estimulem o desenvolvimento do sistema radicular das espécies que compõem a pastagem (Conceição *et al.* 2007).

Os serviços ambientais dessa pastagem nativa, em termos de retenção de C-CO₂ atmosférico, podem ser estimados em comparação ao estoque de C orgânico em solos sob sistemas de produção tradicionais na região (fumo e milho em preparo convencional). Visando essa interpretação, assumiu-se que o estoque de C orgânico no solo em campo nativo sem pastejo seria semelhante ao estoque de C orgânico verificado nos sistemas com baixa pressão de pastejo, e que estes se encontram em equilíbrio (ou seja, estáveis no tempo). A manutenção do campo nativo foi comparada com o sistema de cultivo de cultura anual (fumo) em preparo convencional, sistema cujas características resulta, regionalmente, em solos com características similares ao do presente estudo, numa estabilização do estoque de C orgânico em aproximadamente 30 t/ha (Bayer *et al.* 2006). Esse comportamento dos estoques de C orgânico no tempo é demonstrado esquematicamente na Figura 8.2.

Estimando que esse equilíbrio nos estoques de C orgânico leva em torno de 20-30 anos para ser alcançado, podem-se estimar taxas anuais lineares de conservação do C orgânico no solo de 2,4 t/ha (8,8 t CO₂/ha), na oferta de forragem de 4%, e de 3,7 t/ha (13,6 t CO₂/ha) nas maiores ofertas de forragem (8%, 12% e 16%). Utilizando US\$ 4,43 por tonelada de CO₂, que foi o valor médio ponderado da tonelada de CO₂ na *Chicago Carbon Exchange* em 2008 (CCX 2009), e considerando a conversão do campo nativo para agricultura convencional como o pior cenário possível, neste caso poder-se-ia estimar que a conservação de C pela manutenção do campo nativo corresponderia a um valor anual de US\$ 38,9 (4% oferta) a US\$ 60,2 (8-16% oferta) por hectare. Esta abordagem é similar à proposta de valoração da Floresta Amazônica pelo mecanismo de redução de emissões de GEE do desmatamento e degradação das florestas (REDD – *Reduction in Emissions from Deforestation and Forest Degradation*), a qual vem sendo defendida pelo Brasil e alguns outros países nos fóruns internacionais sobre mudanças climáticas.

Considerando a área total de 6,4 milhões de ha de campos nativos remanescentes com pouca alteração antrópica no RS (Hasenack & Cordeiro 2006), poder-se-ia estimar o valor anual da preservação dos campos nativos e do C associado variando entre US\$ 249 e 385 milhões. Note-se que este valor não considera outros serviços ambientais, como a conservação da água e da biodiversidade campestre. Se transformado em PSA e captado pelo Estado, este valor poderia ser utilizado para geração e ampliação de fontes de renda na região. Se captado diretamente pelos produtores, este valor

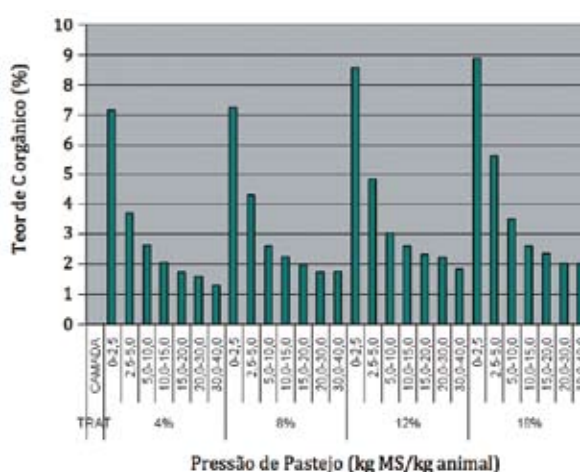


Figura 8.1 Teores de C orgânico de um Chernossolo afetados pela oferta da forragem (kg matéria seca/kg animal) em campo nativo do Sul do Rio Grande do Sul, Hulha Negra (Conceição *et al.* 2007).

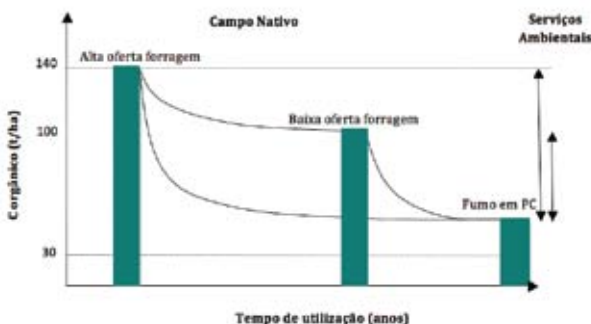


Figura 8.2 Representação esquemática dos estoques de C orgânico de um solo sob diferentes ofertas de forragem, e em sistema de produção de culturas anuais tradicional da região (fumo em preparo convencional-PC).

poderia ser utilizado para melhoria das áreas de campo nativo e dos índices produtivos das pastagens na região e, conseqüente, melhoria da receita econômica.

Considerações finais

A idéia de valoração da Natureza associada ao conceito de pagamento pelos serviços ambientais como a qualidade da água, a manutenção da biodiversidade e a regulação do efeito estufa constituem uma valiosa oportunidade para garantir a conservação dos Campos Sulinos. O debate em torno desses temas vem crescendo tanto nos meios acadêmicos quanto na sociedade civil. Neste sentido, há urgência na implementação de um marco legal no Brasil que permita a efetiva e segura implantação de projetos de pagamentos de serviços ambientais.

Referências

- ANA (Agência Nacional de Águas) 2008. Programa de Melhoria da Qualidade e da Quantidade de Água em Bacias Rurais, através do incentivo financeiro aos produtores: O programa do Produtor de Água. In. Agência Nacional de Águas.
- ANA (Agência Nacional de Águas) 2009. Cobrança pelo uso de recursos hídricos. URL <http://www.ana.gov.br/GestaoRecHidricos/CobrancaUso/default2.asp>. (Acessado em 22/11/2008)
- Bayer C., Lovato T., Dieckow J., Zanatta J.A. & Mielniczuk J. 2006. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. *Soil and Tillage Research* 9: 217-226.
- CCX. Chicafo Carbon Exchange. 2009. CCX Carbon Market Jan. <http://www.chicagoclimatex.com/docs/publications>. (Acessado em 15/3/2009)
- Conceição P.C., Bayer C., Castilhos Z.M.S., Mielniczuk J. & Guterres D.B. 2007. Estoques de carbono orgânico num Chernossolo Argilúvico manejado sob diferentes ofertas de forragem no Bioma Pampa Sul-Riograndense. In: *XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo* Gramado, Rio Grande do Sul.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & Van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Diamond J. 2005. *Colapso: Como as sociedades escolhem o fracasso ou sucesso*. 1 ed. Editora Record, Rio de Janeiro, 685 p.
- Ferraro P.J. & Kiss A. 2002. Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science* 298: 1718-1719.
- Hasenack H. & Cordeiro J.L.P. 2006. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa. UFRGS, Porto Alegre. <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/index.php>. (Acessado em 15/3/2009)
- Pagiola S., von Ritter K. & Bishop J. 2004. *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation*. The World Bank, Washington, 66 p.
- Pólis I. 2008. Atlas do Meio Ambiente. In. *Le Monde Diplomatique Brasil* São Paulo, pp. 80-81.
- UNEP, Forest Trends-Katoomba Group-UNEP. Payments for Ecosystem Services. Getting Started: A primer. Nairobi, p. 6.



Márcio Borges Martins. Graxaim no Parque Estadual de Tainhas, São Francisco de Paula, RS.



Capítulo 9

Jerarquización y mapeo de pastizales según su provisión de servicios ecosistémicos

Pedro Laterra^{1,2}, M. Eugenia Orúe^{1,2}, Daniela K. Zelaya¹, Gisel Booman^{1,2} & Fabián Cabria¹

Introducción

El bioma pastizal es uno de los más pobremente protegidos a escala global (*e.g.*, Chape *et al.* 2003), lo que probablemente refleja una baja valoración de su biodiversidad y/o su alta valoración como productor de forrajes y como formador de suelos fértiles que, en última instancia, promueven su propio reemplazo por pasturas cultivadas, cultivos anuales y cultivos forestales. Esta situación es particularmente crítica para los pastizales remanentes en las pampas de Argentina y los campos de Uruguay y Brasil (Krapovickas & Di Giacomo 1998, Bilenca & Miñarro 2004, Overbeck *et al.* 2007).

Bilenca & Miñarro (2004) han provisto estadísticas del estado de conservación de esos pastizales y compilaron un conjunto importante de áreas valiosas para el mantenimiento de la biodiversidad propuestas por distintos especialistas. No obstante, la identificación de áreas de conservación prioritarias requiere la valoración de los múltiples beneficios provistos por esas áreas a la sociedad, bien sea de carácter público o privado, con o sin valor de mercado (en adelante, “bienes y servicios ecosistémicos”, o simplemente “servicios”).

La provisión de servicios ecosistémicos ha comenzado a ser un criterio relevante para la toma de decisiones sobre uso y manejo de la tierra en distintos países del mundo (*e.g.* Bailey *et al.* 2006) y podría modificar favorablemente la valoración actual de los pastizales. Aunque por el momento la aplicabilidad de este enfoque en el cono sur parece restringida a los ecosistemas de bosque, tal como lo ilustran las leyes orientadas a la planificación del reemplazo, uso y conservación de bosques nativos de varios países de la región, estos constituyen antecedentes auspiciosos para otros tipos de ecosistemas.

Foto de apertura: Maurício Vieira de Souza. Ema na Localidade de Queimada, Uruguiana, RS.

¹ Unidad Integrada Balcarce: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata – EEA Balcarce, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Autor para correspondencia: P. Laterra, platerra@balcarce.inta.gov.ar. Este trabajo fue financiado por la Universidad Nacional de Mar del Plata (proy 15-A183), la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica (PICT 2025532) y el INTA (PNECO 1303).

Las funciones del ecosistema que soportan servicios de regulación del ambiente humano son dependientes tanto de factores bióticos como abióticos, donde la influencia relativa de la biodiversidad es poco conocida, o bien, es de importancia menor (Balvanera *et al.* 2006, Egoh *et al.* 2007). En cambio, es bien conocida la influencia de los factores físicos del ambiente en interacción con los principales tipos fisiológicos de la vegetación sobre funciones tales como resistencia a la erosión del suelo, infiltración y almacenaje del agua de lluvia, y retención de sedimentos y nutrientes transportados por escorrentía y lixiviación. En tales casos, la relevancia que adquieren los procesos de transporte lateral y vertical obliga a tomar en cuenta tanto la influencia del entorno sobre la provisión de servicios *in situ* como las externalidades de esos servicios hacia el entorno (Van Noordwijk *et al.* 2004)

La conservación, manejo y conversión de ecosistemas considerando su capacidad para proveer múltiples servicios a la sociedad, es un nuevo paradigma que implica el reconocimiento de la existencia de sinergias y conflictos (compromisos o *trade-offs*) entre la provisión de servicios provistos por usos alternativos de la tierra. Ese reconocimiento lleva a la necesidad de tomar decisiones sobre el uso de la tierra basadas en la integración de un amplio conjunto de conocimientos, cuyo estado actual en Latinoamérica es en general parcial e impreciso. Sin embargo en nuestra opinión, la posibilidad de jerarquizar los fragmentos de pastizal dentro de un paisaje por su provisión de servicios actualmente se encuentra tan limitada por la calidad de esos conocimientos, como por la disponibilidad de herramientas para su integración eficiente en modelos espacialmente explícitos.

Este capítulo tiene como objetivo discutir la integración de una serie de modelos espacialmente explícitos para diferenciar los fragmentos de pastizal remanentes en paisajes de pastizales fragmentados según su provisión relativa de un conjunto de servicios de regulación por unidad de superficie. Para ilustrar algunas de las posibles aplicaciones del modelo, se analiza la pérdida de servicios provistos por los pastizales de un área seleccionada dentro de la región Pampeana a lo largo de un período de expansión de la agricultura de casi 20 años, y se identifican las áreas de pastizal remanentes de mayor valor por su provisión de servicios actual.

Funciones, bienes y servicios ecosistémicos provistos por pastizales

Dada la falta de consistencia entre las diversas definiciones y clasificaciones de funciones y servicios ecosistémicos empleadas por distintos autores (Boyd & Banzhaf 2007), es conveniente considerar brevemente aquí los conceptos más relevantes que se emplearán en este artículo. En este contexto, los procesos, funciones y servicios ecosistémicos representan una clasificación jerárquica de flujos de materia, energía e información que confluyen hacia la sociedad humana (Groot *et al.* 2002). Distintas combinaciones de procesos físicos, químicos y biológicos resultan en funciones que contribuyen al auto mantenimiento de los ecosistemas (formación y retención del suelo, ciclado de nutrientes, infiltración y almacenaje del agua de lluvia, entre otros). A su vez, distintas combinaciones de esas funciones resultan en distintos tipos de beneficios percibidos por las sociedades humanas y su ambiente (bienes y servicios ecosistémicos), los que normalmente se clasifican como servicios de regulación, de provisión, de soporte y de información (MEA 2005). Mientras que en sentido estricto, los servicios ecosistémicos constituyen flujos o tasas de producción derivadas del capital natural (bienes o *stocks*), tanto los flujos como los bienes son frecuentemente englobados dentro del concepto de servicios.

Si bien es reconocida la capacidad de los pastizales para brindar distintos tipos de servicios de relevancia global (Sala & Paruelo 1997, Gitay *et al.* 2001), según la síntesis realizada una década atrás por Costanza *et al.* (1997), los pastizales constituyen el bioma terrestre cuya provisión total de servicios posee el menor valor económico por unidad de superficie (8.6 veces menos valiosos que los bosques tropicales). No obstante, probablemente las comparaciones de mayor interés consisten en el valor de servicios de los pastizales en relación al de los ecosistemas que normalmente reemplazan

(77% del valor correspondiente a bosques templados) y en relación a los ecosistemas por los cuales son normalmente reemplazados (2.5 veces más valiosos que los cultivos), aunque no debe soslayarse la enorme variabilidad que muestran las principales funciones y respuestas dentro del bioma pastizal (*e.g.* Oesterheld *et al.* 1999).

Métodos de valoración y mapeo de bienes y servicios ecosistémicos

En tanto que la valoración económica de servicios ecosistémicos es una condición prácticamente imprescindible como soporte del pago por servicios y como referencia de mercados “verdes”, una de sus principales propiedades desde el punto de vista del ordenamiento territorial consiste en su capacidad de cuantificar e integrar la provisión de distintos tipos de servicios en forma conmensurable. No obstante, al basarse exclusivamente en los beneficios finales y actuales para la sociedad, los métodos de valoración económica poseen escasa sensibilidad para ser utilizados como criterio en la toma de decisiones de largo plazo. Por otra parte, la valoración económica generalmente produce valores constantes por unidad de superficie de un mismo tipo de ecosistema limitando, por ejemplo, la comparación de la provisión de servicios entre fragmentos de ecosistemas remanentes dentro de una misma región.

A pesar de la restringida base de datos disponible, el escalamiento de algunas valoraciones económicas de referencia ha permitido el mapeo preliminar de la provisión de servicios a escala de países y regiones (*e.g.* Viglizzo & Frank 2006). En cambio, el uso de valores de referencia para escalamiento hacia abajo de los servicios provistos por los pastizales se encuentra limitado por: a) la falta de diferenciación entre tipos y estados de pastizales, b) por la necesaria actualización de las valoraciones económicas de los servicios de esos ecosistemas a la luz de nuevos conocimientos sobre sus funciones, c) por la omisión de beneficios extra-locales (externalidades positivas), y d) por la necesidad de considerar la influencia de factores biofísicos locales y del contexto espacial sobre la capacidad de los pastizales para brindar servicios.

El enfoque aplicado en este trabajo, consistente en la valoración relativa y mapeo de servicios a través de modelos espacialmente explícitos que simulan el flujo de las funciones que los soportan, permite internalizar la heterogeneidad espacial de los factores biofísicos reduciendo así las limitaciones derivadas del escalamiento de valores de referencia. Un antecedente cercano a este enfoque está representado por el trabajo de Egoh *et al.* (2007).

Estudio de caso – Los bienes y servicios ecosistémicos de fragmentos de pastizal remanentes en un paisaje agriculturizado de la región pampeana

Sitio de estudio

Dentro del sudeste bonaerense, la cuenca de la laguna costera Mar Chiquita, con alrededor de un millón de hectáreas, constituye una unidad ecológica donde se combinan los diferentes usos de la tierra presentes en el resto de la región pampeana (Fig. 9.1). Estos usos incluyen desde la horticultura intensiva, pasando por una agricultura tradicional en proceso de creciente intensificación pero aún relativamente diversificada (papa, cereales de invierno y verano, girasol y crecientemente soja), sistemas mixtos agrícola-ganaderos, y sistemas de cría sobre pastizales de campos bajos. La creciente expansión del uso de barbechos químicos (basados principalmente en la aplicación de glifosato), la prescindencia del arado en el nuevo sistema de labranzas y condiciones de mercado favorables para los productos agrícolas estimulan el avance del uso agrícola del suelo sobre el ganadero, aún sobre áreas con restricciones edáficas a los sistemas que emplean labranza convencional (suelos poco profundos, pedregosos o muy húmedos para el arado) (Fig. 9.2). Una consecuencia de esta tendencia es la mayor intervención sobre bordes con vegetación permanente, eliminando en algunos casos alambrados y vegetación subyacente por consolidación de lotes contiguos, bordes de nivelación

en lotes sistematizados y avances sobre la vegetación hidrófila en márgenes de arroyos y distintos tipos de humedales.

La dinámica del paisaje de esta cuenca, no sólo es relevante para la sustentabilidad biofísica de sus sistemas de producción agropecuaria, sino por el impacto potencial de esos sistemas sobre ambientes de los que dependen importantes actividades económicas como el turismo, la pesca y la explotación de acuíferos, y la conservación de biodiversidad, como la Reserva Natural de Uso Múltiple Parque Atlántico Mar Chiquito (MAB – Man and the Biosphere, UNESCO) y las sierras y cerrilladas que contienen relictos de los pastizales (Latterra *et al.* 1998, Herrera *et al.* 2004, Herrera *et al.* 2009). La vegetación nativa incluye comunidades de pastizal de la Pampa Inundable y de la Pampa Austral descriptas por León (1991).

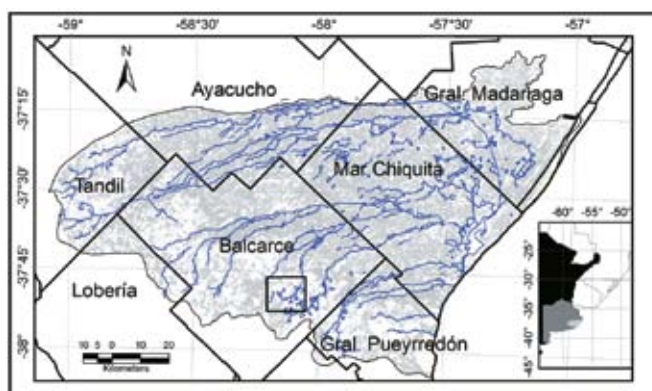


Figura 9.1 Ubicación de la cuenca Mar Chiquita dentro de la provincia de Buenos Aires de Argentina (en gris claro, gris oscuro y negro, respectivamente del recuadro inferior derecho) y detalle de la distribución de pastizales (mas pasturas cultivadas) dentro de sus límites (en gris). Los polígonos grandes corresponden a los límites políticos de los partidos, y el cuadrado dentro del partido de Balcarce corresponde al área de estudio.

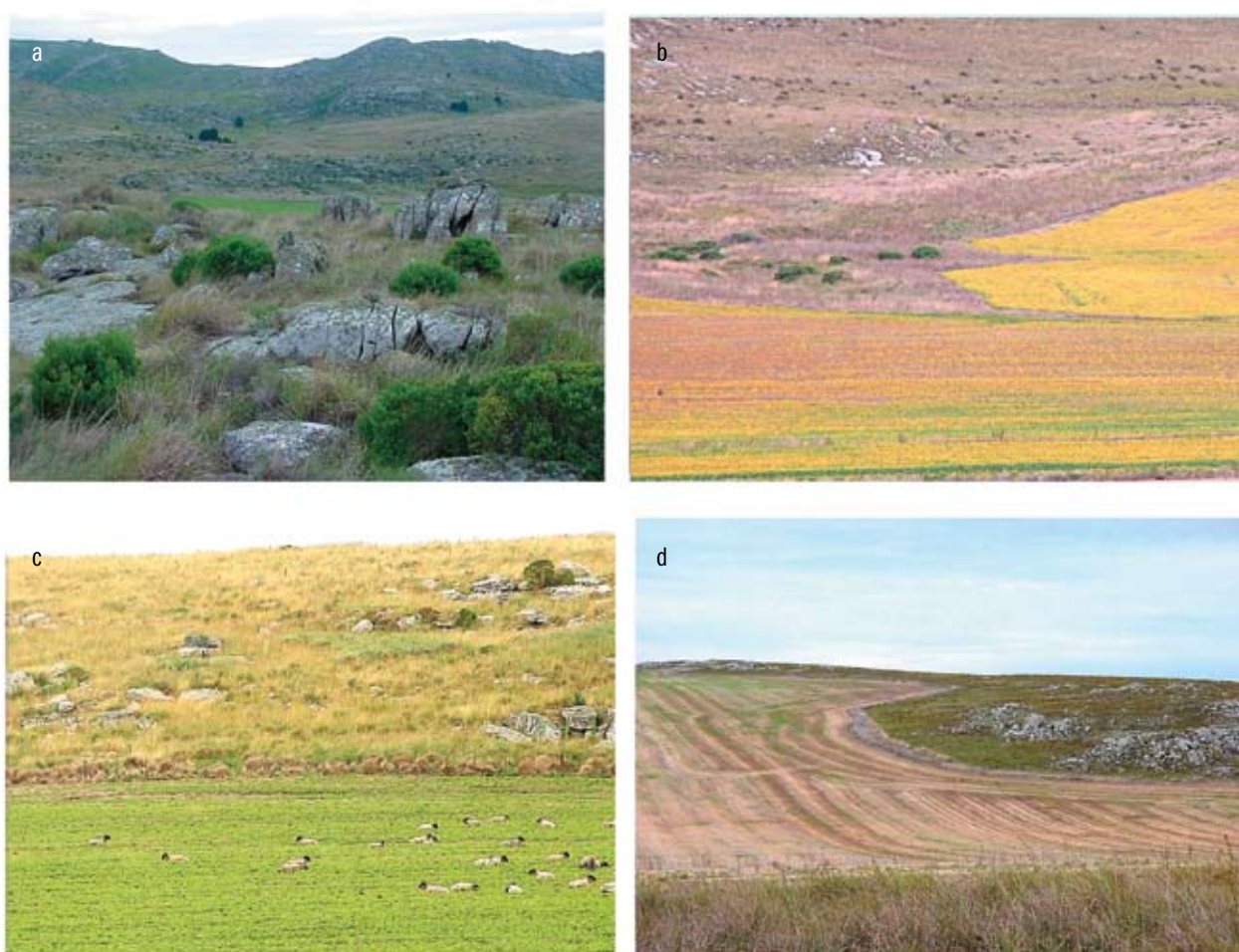


Figura 9.2 Pastizales nativos asociados a sierras y áreas peri-serranas de la Cuenca Mar Chiquita (a) e interfases entre pastizales nativos remanentes y cultivos (b, c y d).

Descripción del modelo

ECOSER es un modelo estático y espacialmente explícito, desarrollado para la simulación de las consecuencias de distintos escenarios de uso de la tierra sobre la provisión de servicios por los principales ecosistemas terrestres. Este modelo combina información biofísica geo-referenciada en formato raster, utilizando como soporte un sistema de información geográfica, en donde el flujo o valor relativo de funciones ecosistémicas que caracteriza al tipo de ecosistema dominante en cada píxel es aproximado mediante modelos e índices corregidos por atributos biofísicos del píxel y de píxeles vecinos. A su vez, los valores de las funciones, previa normalización, se integran mediante combinaciones lineales para el cálculo de la provisión de cada uno de los servicios de interés (Tabla 9.1, Fig. 9.3).

▼ Tabla 9.1 | Funciones y servicios ecosistémicos considerados en el modelo ECOSER.

Funciones ecosistémicas	Bienes y servicios ecosistémicos
Secuestro de carbono en suelo	Regulación climática
Secuestro de carbono en biomasa	Atenuación de disturbios
Evapotranspiración	Regulación de caudales
Productividad primaria neta	Mantenimiento de la capacidad hidroeléctrica
Retención de sedimentos y nutrientes	Recarga de acuíferos
Regulación de inundaciones	Mejoramiento de la calidad aguas superficiales
Protección de acuíferos	Tratamiento de efluentes
Infiltración del agua de lluvia	Calidad de acuíferos
Protección aguas superficiales por humedales	Calidad del aire
Protección aguas superficiales por por vegetación ribereña	Producción agrícola
Regulación poblacional de plagas y malezas	Producción ganadera extensiva
Biodiversidad del parche	Producción de maderas nativas
Atractividad del paisaje	Producción de bosques implantados
	Capturas o producción de pesca comercial
	Provisión de productos de caza, pesca y recolección
	Provisión de germoplasma
	Recreación

Las unidades de análisis del modelo (píxeles) requieren información del propio píxel (atributos locales) y de píxeles próximos (atributos del contexto) (Fig. 9.3), en donde el atributo local básico consiste en el tipo de ecosistema dominante en el píxel (bosques tropicales nativos, bosques templados nativos, forestaciones, pastizales nativos, pasturas cultivadas, humedales, marismas, campos de cultivos, desiertos, ríos, lagos y embalses). El flujo medio de las principales funciones ecosistémicas específicas por tipo de ecosistema dominante fue obtenido mediante la revisión de antecedentes publicados o aproximado mediante consideraciones teóricas, en tanto que las correcciones por atributos biofísicos locales y contextuales incluyen tanto la aplicación de modelos empíricos publicados, como aproximaciones teóricas. Debido a la complejidad de los procesos involucrados, el peso relativo de las distintas funciones ecosistémicas sobre la provisión de los distintos tipos de servicios es de difícil cuantificación, y es categorizado en forma cuali-cuantitativa mediante consideraciones teóricas

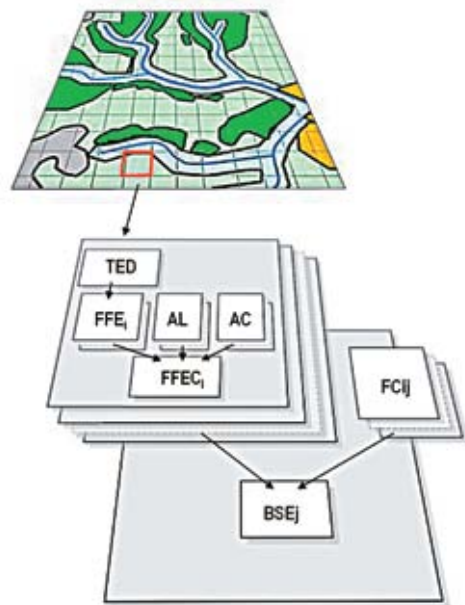


Figura 9.3 Diagrama de flujos empleado para el cálculo de la provisión de cada bien o servicio ecosistémico (BSE) a escala de píxel, según el flujo de funciones ecosistémicas (FFE) dependiente del tipo de ecosistema dominante (TED) en el píxel, corregido (FFEC) por otros atributos biofísicos del píxel (atributos locales, AL) y de los píxeles vecinos (atributos contextuales, AC). El valor relativo de cada BSE *j* resulta de la combinación lineal de los distintos FFEC *i*, ponderados según su contribución relativa a ese BSE o factor de conversión (FC *ij*).

del usuario y/o la consulta a expertos (la categoría de mayor importancia es asignada, para cada servicio, a la/s función/funciones que ejerce/n la mayor influencia sobre la provisión de ese servicio, y así sucesivamente). La provisión simultánea de un conjunto de servicios de interés (S) resulta de la sumatoria ponderada de los mismos, píxel a píxel, pudiendo usarse valoraciones económicas o sociales disponibles como criterios de ponderación.

Dado que la capacidad de ECOSER para simular variaciones espaciales relativas en la provisión de servicios dentro de un mismo tipo de ecosistema básicamente depende de las correcciones incorporadas por atributos biofísicos locales y contextuales, en esta oportunidad sólo se utilizó un subgrupo de funciones de los ecosistemas de pastizal cuya dependencia con esos atributos es relativamente bien conocida: a) retención de sedimentos y nutrientes (resistencia a la erosión hídrica), b) protección de acuíferos, c) infiltración de agua de lluvia, y d) protección de aguas superficiales por vegetación ribereña. El aporte relativo de esas funciones a algunos servicios de regulación y provisión puede ser teóricamente aproximado entre cuatro niveles (Tabla 9.2). Por ejemplo, la producción ganadera en el píxel dependerá en gran medida de la capacidad de infiltración de los suelos (la producción primaria aumenta con la disponibilidad de agua y disminuye con su anegabilidad) y, en menor medida, de su resistencia a la erosión hídrica (la producción primaria disminuye con la pérdida de suelo y nutrientes); en cambio, la regulación de la calidad de las aguas superficiales por el ecosistema del píxel dependerá mayormente de su resistencia a la erosión hídrica (menor erodabilidad), y en una menor medida, de la capacidad de infiltración hídrica de sus suelos (menor contribución a la escorrentía superficial) (Tabla 9.2).

▼ Tabla 9.2 | Funciones (FE) y servicios ecosistémicos (SE) considerados en el análisis del caso de estudio, y el peso relativo asignado a cada función para la valoración de cada servicio.

FE \ SE	Regulación de caudales	Recarga de acuíferos	Calidad aguas superficiales	Calidad del acuífero	Producción agrícola	Producción ganadera
Resistencia a la erosión hídrica	0	0	1	0	0.6	0.3
Protección de acuíferos por cobertura	0	1	0	1	0	0
Infiltración del agua de lluvia	1	1	0.3	0.6	1	1
Protección aguas superficiales por franjas filtro	0	0	1	0	0	0

Para estimar el valor de las funciones seleccionadas, se utilizaron distintos sub-modelos. La función de resistencia a la erosión hídrica fue estimada como la diferencia entre la máxima erosión potencial usando el modelo RUSLE (Renard *et al.* 1997), *versus* dicha erosión potencial corregida por la protección de la correspondiente cobertura vegetal. La función protección de acuíferos se asumió como proporcional al riesgo de contaminación por agroquímicos, el que se estimó mediante el modelo DRASTIC (Aller *et al.* 1985), donde la profundidad del acuífero fue aproximada mediante la altitud del terreno (Williams & Williamson 1989) y la conductividad hidráulica saturada del suelo fue aproximada en base a su textura (Muñoz-Carpena & Parsons 2003). La infiltración relativa del agua de lluvia se asumió como proporcional al agua retenida luego de un evento de tormenta máximo de 2 años de retorno, y se calculó en base al método de la curva-número del Soil Conservation Service (SCS, USA, tomado de Muñoz-Carpena & Parsons (2003)). La variación espacial en protección de aguas superficiales por las franjas de vegetación ribereña (FVR) se asumió como independiente de factores intrínsecos a la vegetación y suelos de las franjas, pero dependiente de los factores que controlan la carga de sedimentos y nutrientes transportados por escurrimiento superficial a cada píxel que llega a las franjas. Se asignó una eficacia de retención de sedimentos a los píxeles vecinos a los cauces

de acuerdo a la relación entre área de FVR / área de drenaje obtenida, según Dosskey *et al.* (2002). Se consideró un área de FVR de tamaño fijo, con una longitud igual al tamaño del píxel (90m) y un ancho de 10m, reconocido como aceptable para el filtrado de sedimentos y contaminantes agrícolas por franjas de pastizal (Dorioz *et al.* 2006). Se incorporaron los valores normalizados de la función de resistencia a erosión como un factor de ponderación de las franjas, asignando mayor importancia a aquellas franjas más propensas a recibir una mayor carga de sedimentos y nutrientes desde el escurrimiento.

Análisis

La provisión relativa de servicios por los pastizales del área de estudio fue analizada dentro de un período de avance de expansión de la agricultura sobre áreas previamente ocupadas por pastizales con diversos grados de modificación (1986 – 2005). El peso relativo de las distintas funciones ecosistémicas sobre la provisión de los distintos tipos de servicios fue aproximado mediante consideraciones teóricas a cuatro categorías: nulo (0), bajo (0.33), medio (0.66) y alto (1) (Tabla 9.2), en tanto que la provisión conjunta

de servicios por píxel fue calculada como la suma no ponderada de los valores normalizados por servicio. Como fuentes de información georreferenciada, se realizaron clasificaciones de cobertura de la tierra de los años 1986 y 2005 en base a imágenes LANDSAT donde todos los tipos, estados y condiciones del pastizal se agruparon en una misma clase (incluyendo pastizales “mejorados” y pasturas implantadas). La información altimétrica se derivó de un modelo de elevación digital del terreno (NASA & SRTM 2005) corregido por cauces y forestaciones. La información edáfica, distribución de los principales subgrupos de suelos y sus atributos físico-químicos, son los publicados en las cartas de suelos de las cartas de suelos de la República Argentina en 1:50.000 (INTA 1983) y sus distintos atributos físico-químicos (INTA & Secretaría de Agricultura 1990). Las capas o *layers* de información georreferenciada necesarias para el cálculo de las funciones y servicios ecosistémicos fueron procesadas e integradas para la cuenca completa mediante un sistema de información geográfica, con una resolución de 90*90 m.

Por razones de espacio, los resultados que se presentan aquí son de valor ilustrativo y se restringen a un muestreo de 5000 píxeles tomados regularmente dentro de una ventana de 182.25 km², ubicada en uno de los sectores de la cuenca con mayor cobertura actual de agricultura y correspondiente a un sector de la Pampa Austral dominado por sierras bajas (300 m s.n.m) y llanura periserrana. La distribución de frecuencias de la sumatoria de la provisión de servicios por píxel con pastizal, S, se comparó entre los dos años mediante el test de la mediana.

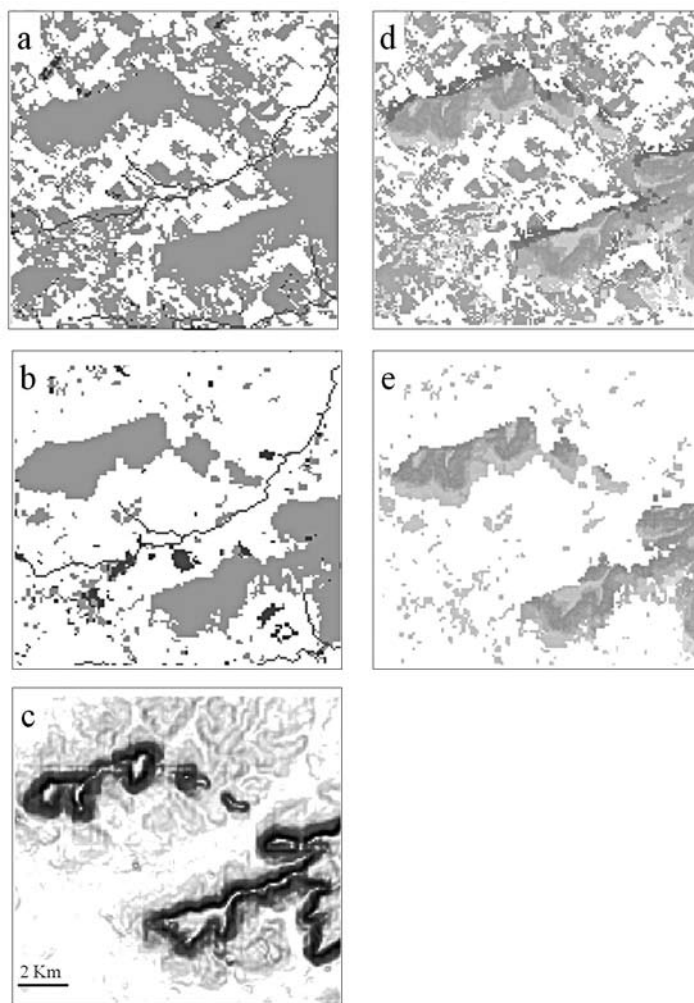


Figura 9.4 Cobertura de pastizales (en gris claro) y cultivos (en blanco) dentro del área de estudio en los años 1986 (a) y 2005 (b), pendientes del terreno (c) y provisión del conjunto de servicios por unidad de área de pastizal (S) en los años 1986 (d) y 2005 (e). Los valores de pendientes y de S están normalizados (0-1) y aumentan proporcionalmente al tono de gris.

Resultados y discusión

La expansión de la agricultura durante 1986-2005 representó la pérdida del 70% de la cobertura de los pastizales presentes dentro del área de estudio al inicio de dicho período y de una proporción equivalente de la sumatoria no ponderada de la provisión del conjunto de servicios analizados (S) (Fig. 9.4). Tanto en 1986 como en 2005, los píxeles con pastizal mostraron una distribución bimodal de S (Fig. 9.5), donde la moda inferior corresponde a los pastizales ubicados en los sectores más bajos y con menor pendiente del terreno, y la moda superior corresponde a los sectores con mayor pendiente (Fig. 9.4). Si bien el valor medio de S por píxel con pastizal no varió entre los dos años, su mediana fue significativamente mayor en el año 2005 que en 1986 (0,51 *vs.* 0,33, respectivamente, Chi-cuadrado = 233,76, $p < 0,001$), reflejando una marcada reducción en la cobertura de pastizales que contribuyen a la frecuencia de la moda inferior (Fig. 9.5) debido a su reemplazo en los sitios con suelos de mayor aptitud agrícola.

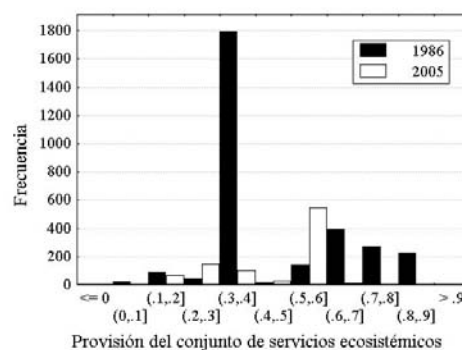


Figura 9.5 Distribuciones de frecuencias de la provisión del conjunto de servicios ecosistémicos por píxel de con pastizal en cada año analizado.

La bimodalidad en la distribución de los valores de S y la mayor reducción en la frecuencia de la moda inferior es la resultante de: a) la importante contribución relativa a varios servicios asignada tanto a la función de retención de sedimentos y nutrientes como a la función de protección de los acuíferos, b) una fuerte segregación espacial entre los píxeles de pastizal con altos valores relativos para uno y otro tipo de función ($r = -0,61$, $p < 0,0001$, $N = 3000$), ya que la función de retención de sedimentos aumenta en altitudes medio-altas donde ocurren las mayores pendientes del terreno y la función de protección de acuíferos disminuye con la altitud por su correlación con la profundidad del acuífero, d) algunas sinergias entre funciones dependientes de la topografía, capaces de reforzar la oferta de servicios en algunos sectores del gradiente como la observada entre la función de infiltración y la de retención de sedimentos ($r = 0,37$, $p < 0,0001$, $N = 3000$) y d) durante el período analizado la agricultura se expandió mayormente sobre los pastizales con menor altura y pendiente (Fig. 9.4d y 9.4e).

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la utilidad del modelo ECOSER para simular y comparar parte de la provisión de servicios de los pastizales de una región tanto en el espacio como en el tiempo. En el caso estudiado, las comparaciones en el espacio muestran una marcada variabilidad en la capacidad de los pastizales para proveer distintos tipos de servicios. Más aún, los resultados muestran que esos servicios son afectados tanto por relaciones sinérgicas como antagónicas entre las funciones de las cuales dependen, por lo que la provisión conjunta de servicios por píxel de pastizal (S) resulta tanto de adiciones como compensaciones entre servicios particulares.

Finalmente, es importante destacar que la aplicación del modelo con objetivos de manejo o planificación del uso de la tierra requiere la consideración de otras funciones dependientes de atributos biofísicos del pastizal que varían según la escala del área estudiada. En particular, sería importante considerar la influencia de distintas combinaciones de tipos de comunidades de pastizal y tipos de suelos sobre el contenido de carbono en suelo, la productividad primaria aérea neta, la evapotranspiración, y otras funciones.

Agradecimientos

Agradecemos la colaboración de la Ing. Agr. Mirta Calandroni en el procesamiento digital de parte de la información cartográfica utilizada en este trabajo. Agradecemos también los comentarios y sugerencias de Sandra Müller y revisores anónimos para mejorar este trabajo.

Referencias

- Aller L., Bennett T., Lehr J. & Petty R. 1985. *DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution*. EPA/600/2-85/018, 157 p.
- Bailey N., Lee J.C. & Thompson S. 2006. Maximising the natural capital benefits of habitat creation: Spatially targeting native woodland using GIS. *Landscape and Urban Planning* 75: 227-243.
- Balvanera P., Pfisterer A., Buchmann N., He J., Nakashizuka T., Raffaelli D. & Schmid B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146-1156.
- Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires
- Boyd J. & Banzhaf S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.
- Chape S., Blyth S., Fish L., Fax P. & Spalding M. 2003. *United Nations List of Protected Areas*. IUCN / Cambridge, UK / UNEO-WCMC, Gland, Switzerland, 44 p.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & Van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Dosskey M.G., Helmer M.J., Eisenhauer D.E., Franti T.G. & Hoagland K.D. 2002. Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation* 57: 336-343.
- Egoh B., Rouget M., Reyers B., Knight C.A., Cowling R.M., van Jaarsveld A. & Welz A. 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics* 63: 714-721.
- Gitay H., Brown S., Easterling W., Jallow B., Antle J., Apps M., Beamish R., Chapin T., Cramer W., Frangi J., Laine J., Erda L., Magnuson J., Noble I., Price J., Prowse T., Root T., Schulze E., Sirotenko O., Sohngen B. & Soussana J. 2001. Ecosystems and their goods and services. In: *Climate change 2001: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (eds. McCarthy JJ, Canziani OF, Leary NA, Dokken DJ & White KS). Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom, pp. 235-342.
- Groot R.S.d., Wilson M.A. & Boumans R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- Herrera L.P., Lateral P., Maceira N.O., Zelaya K.D. & Martínez G. 2009. Fragmentation status of tall-tussock grassland relicts in the Flooding Pampa, Argentina. *Rangeland Ecology & Management* 62: 73-82.
- Herrera L.P., Zelaya K.D., Lateral P., Martínez G. & Maceira N. 2004. Estado de conservación del pajonal de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) en la Pampa deprimida (Buenos Aires, Argentina). In: *Evaluación mediante imágenes satelitales: II Reunión Binacional de Ecología*, Buenos Aires, Argentina, p. 259.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1983. Carta de suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- INTA & SAGYP (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria & Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca). 1990. *Atlas de suelos de la República Argentina*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y Secretaría de Ganadería, Agricultura y Pesca.
- Krapovickas S. & Di Giacomo A.S. 1998. A Conservation of Pampas and Campos Grasslands in Argentina. *Parks* 8: 47-53.
- Lateral P., Vignolio O.R., Hidalgo L.G., Fernández O.N., Cauhépe M.A. & Maceira N.O. 1998. Dinámica de pajonales de paja colorada (*Paspalum* spp) manejados con fuego y pastoreo en la Pampa deprimida Argentina. *Ecotrópicos* 11: 41-149.
- León R.J.C. 1991. Vegetation. In: *Río de la Plata Grasslands* (ed. Soriano A). Elsevier: Amsterdam, pp. 380-387.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. Millennium Ecosystem Assessment.
- Muñoz-Carpena R. & Parsons J. 2003. VFSMOD-W. Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System. Model documentation & Users manual. version 2.x.
- NASA & SRTM 2005. Digital Elevation Models. Recuperado de <http://srtm.csi.cgiar.org>.
- Oosterheld M., Loreti J., Semmartin M. & Paruelo J.M. 1999. Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. *Ecosystems of the world*: 287-306.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Fidelis A., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., Boldrini I.I., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.
- Renard K., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K. & Yoder D.C. 1997. *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE*. United States Department of Agriculture - USDA, Washington, DC, USA
- Sala O. & Paruelo J.M. 1997. Ecosystem services in grasslands. In: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (ed. Daily GC). Island Press: Washington D.C.
- Van Noordwijk M., Poulsen J. & Ericksen P. 2004. Quantifying off-site effects of land use change: Filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 19-34.
- Viglizzo E. & Frank F. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57: 140-151.
- Williams T.A. & Williamson A.K. 1989. Estimating water-table altitudes for regional ground-water flow modeling, U.S. In: *Ground Water Gulf Coast* pp. 333-340.



Márcio Borges Martins. Lagarto (*Homonota uruguayensis*) na Reserva Biológica do Ibirapuitã, RS.

Parte 3

O uso sustentável dos Campos

3

Parte 3

O uso sustentável dos Campos



s Campos têm passado por perturbações naturais e antrópicas ao longo do tempo. As condições existentes são o resultado dos cuidados e usos dos proprietários rurais, que podem ser considerados, de certa forma, zeladores desse patrimônio. Nas últimas décadas, um considerável acervo de conhecimentos a respeito dos ecossistemas campestres tem sido acumulado nas universidades e centros de pesquisa, capazes de oferecer alternativas de uso desse recurso natural com benefícios no plano ecológico, social e econômico. São os resultados de tais pesquisas que serão abordados nos capítulos que seguem, com propostas e recomendações que, uma vez adotadas, poderão auxiliar em muito o processo de recuperação, conservação e uso sustentável dos Campos.

Embora as pastagens naturais sejam objeto de uso por parte dos produtores rurais por mais de três séculos, trata-se de um recurso natural muito pouco conhecido pela maioria. Assim, é demonstrado o grande potencial das pastagens naturais, do patrimônio florístico às formas possíveis de conseguir incrementos de produtividade com benefícios do ponto de vista ecológico e social, possibilitando ainda uma remuneração digna para quem vive da atividade pecuária. Algumas recomendações de manejo e melhoramento das pastagens naturais tem custo zero ou custo mínimo como é o caso do ajuste da carga animal (lotação adequada) ou diferimento (vedação) de áreas de pastagens. Outras implicam em aporte de recursos, mas igualmente produzem vantagens ao solo e à vegetação, preservando a biodiversidade dos pastos.

A dificuldade de entendimento, especialmente quando se trata de espécies vegetais desejáveis e indesejáveis ao nível do manejador, pode ser facilitada com a adoção de técnicas de reconhecimento dos tipos funcionais de plantas mais facilmente identificáveis pelo produtor rural e agentes da extensão rural. Diferentes intensidades de pastejo podem produzir alterações na frequência e cobertura de tais espécies, enquanto o uso de herbicidas pode resultar em danos à vegetação nativa. O uso sustentável dos Campos é discutido sob o enfoque de diferentes técnicas de manejo.



Capítulo 10

O patrimônio florístico dos Campos: potencialidades de uso e a conservação de seus recursos genéticos

José Francisco M. Valls¹, Ilsi Iob Boldrini², Hilda M. Longhi-Wagner² & Silvia T. S. Miotto²

A informação mais recente sobre os Campos

Em março de 2006, foi realizado um *Workshop*, na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, voltado à discussão do “**Estado atual e os desafios para a conservação dos campos**”. Reuniram-se, nesse evento, mais de 200 representantes de instituições diversas e organizações interessadas, para uma reflexão motivada pelo ritmo acelerado em que os campos do sul do Brasil vêm sendo convertidos em lavouras e florestas plantadas, sem o estabelecimento e aplicação de limites efetivos, a partir de uma sólida fundamentação científica.

As atividades do *Workshop*, coordenado por Valério De Patta Pillar, foram distribuídas a quatro grupos temáticos, respectivamente coordenados por Ilsi Iob Boldrini, Heinrich Hasenack, Aino Victor Ávila Jacques e Rogério Both. O Grupo 1 abordou a questão de “por que conservar os campos, incluindo aspectos da biodiversidade, espécies e habitats ameaçados e importância cultural”; o Grupo 2 discutiu “o estado atual de conservação dos campos”, tratando de responder, com as informações disponíveis, que extensão de campos no Rio Grande do Sul já fora afetada pela implantação de lavouras e florestas plantadas, ou pela infestação por espécies invasoras, e que áreas ainda poderiam ser conservadas ou restauradas; o Grupo 3 discutiu “o papel da pecuária na conservação dos campos”, e o Grupo 4 tratou do “papel da legislação ambiental nessa conservação”. O relatório do exaustivo trabalho (Pillar *et al.* 2006) encontra-se disponível na Internet e, por sua ampla e densa abordagem, provoca questionamentos sobre a relevância de se retornar ao tema daquele evento.

Foto de abertura: Valério Pillar. Serra do Caverá, RS.

¹ Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Bolsista do CNPq. Brasília, DF, Brasil. E-mail: jose.valls@pq.cnpq.br

² Departamento de Botânica. Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Assim, é necessário delimitar os objetivos da presente contribuição e situá-la frente ao contexto das discussões promovidas no *Workshop*, realçando diferenças e temas complementares.

O objetivo da presente contribuição

No contexto do Simpósio³ sobre “**O Futuro dos Campos: Conservação e Uso Sustentável**” foi lançada, para a presente contribuição, a pergunta motivadora: *Por que conservar os recursos genéticos campestres?*

Para a resposta, buscou-se um enfoque centrado na diversidade biológica dos campos naturais e em sua importância ambiental, social e cultural, com o fornecimento de exemplos práticos. Considerou-se, também, necessário, um tratamento de aspectos gerais da flora e habitats ameaçados, principalmente pelo avanço da agricultura, florestas plantadas e urbanização, com foco no ciclo, biologia, ecologia e fenologia das espécies, sejam elas mais ou menos influenciáveis pelos fatores externos, hoje crescentemente impostos às áreas de vegetação campestre. Grande parte disto coincide com o que foi abordado no *Workshop*. Entretanto, estabelecendo um marco diferencial, o tema da presente contribuição foi situado no contexto dos “recursos genéticos vegetais” dos campos. Em consequência, cabe relembrar, de início, alguns conceitos fundamentais.

Mesmo que para muitos as diferenças possam parecer sutis, há quatro conceitos relevantes, bem distintos, embora complementares, consolidados na Convenção da Diversidade Biológica de 1992, internalizada na Legislação Brasileira pelo Decreto Legislativo nº 2, de fevereiro de 1994 (BRASIL, 1994), cuja compreensão é essencial.

Os conceitos fundamentais

O primeiro conceito a considerar, como estabelecido na CDB, é o da *Diversidade biológica*, que significa *a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas*. Em sequência, o conceito de *Recursos biológicos* compreende *recursos genéticos, organismos ou partes destes, populações, ou qualquer outro componente biótico de ecossistemas, de real ou potencial utilidade ou valor para a humanidade*. Note-se que surge o termo “recurso”, isto é, algo a que se recorre, algo que se busca trazer para o próprio domínio, por dispor de alguma característica conveniente.

Um terceiro conceito distinto, o de *Recursos genéticos*, significa *material genético de valor real ou potencial* e é complementado pelo quarto, relativo ao *Material genético*, que significa *tudo material de origem vegetal, animal, microbiana, ou outra, que contenha unidades funcionais de hereditariedade*.

É perceptível que, conforme os conceitos acima, os *Recursos genéticos* fazem parte dos *Recursos biológicos* e estes, por sua vez, são componentes da *Diversidade biológica*. Também fica evidente que os *Recursos genéticos* são as entidades de definição mais restrita e estão sempre associados à capacidade intrínseca de propagação de suas características às gerações subseqüentes dos organismos que os contém. Desta forma, a colocação desta contribuição no âmbito dos recursos genéticos vegetais a diferencia do enfoque do *Workshop* anterior, prioritariamente voltado à conservação da diversidade biológica dos campos naturais *in situ*, no âmbito dos ecossistemas e, em grande parte, por seu valor estético e cultural.

Diante do pouco tempo disponível para as discussões do *Workshop* anterior, temas ligados à conservação *ex situ* e à exploração individualizada de componentes da flora dos campos não puderam

³ Evento onde foi lançada a presente obra.

ser tratados com abrangência. Face à diferença de enfoque, tal ênfase é aqui oferecida, de modo a contribuir para a conscientização do potencial de aproveitamento econômico dos recursos biológicos dos campos naturais e, mais especificamente, de seus recursos genéticos vegetais.

A delimitação geográfica dos Campos

Outro aspecto diferencial entre o *Workshop* e a presente abordagem é a cobertura geográfica, já que os campos abordados no *Workshop* são aqueles do sul do Brasil, os quais, pela nova classificação do IBGE (2004), estão incluídos em dois biomas. No bioma Pampa, ocupam a metade sul e oeste do Rio Grande do Sul, e em sua continuação no bioma Mata Atlântica, as partes mais altas do planalto, onde ocorrem associados a florestas com *Araucaria* e, em grande parte, são reconhecidos como os Campos de Cima da Serra (Bond-Buckup 2008). Todavia, as fronteiras políticas entre estados brasileiros ou países do Cone Sul não se comportam como barreiras fitogeográficas ou ecológicas para a dispersão da vegetação campestre. Por isto, é interessante, neste retorno ao tema, realçar a continuidade dos campos do sul do Brasil (foco daquele *Workshop*) com as demais formações campestres regionais, que cobrem áreas em outros estados do Brasil e em países adjacentes no Cone Sul da América do Sul, com ecossistemas campestres igualmente ameaçados pela conversão à agricultura mecanizada e, mais recentemente, à silvicultura baseada em espécies exóticas.

Tratamos, aqui, dos campos em sua extensão sul-brasileira e pampeana, que cobre porções da Argentina, do Uruguai, do Paraguai e, no Brasil, dos Estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo e Mato Grosso do Sul, uma região geologicamente enquadrada na Bacia do rio da Prata, rica em segmentos representativos das melhores pastagens naturais do mundo e que mostra vocação incontestável para a exploração pecuária saudável e, em longo prazo, sustentável. Aparentemente homogêneos, se comparados aos demais biomas, os campos são, de fato, heterogêneos e bastante distintos, mesmo dentro de um mesmo Estado. Por outro lado, podem ser contínuos e homogêneos em áreas campestres adjacentes de países vizinhos.

Os Campos como ecossistemas naturais e sua diversidade

Os resultados do *Workshop* anterior estabelecem que os campos ali tratados são ecossistemas naturais, já existentes quando chegaram à região os primeiros grupos humanos, há cerca de 12 mil anos, conforme evidências obtidas a partir da análise de pólen e partículas de carvão em sedimentos (Behling *et al.* 2004, 2005, veja também Capítulo 1). Note-se que esta idéia já era defendida por Carl Axel Magnus Lindman, em sua obra “A vegetação no Rio Grande do Sul”, originalmente produzida em sueco, em 1900, mas publicada em tradução para o português por Alberto Löfgren, em 1906, e republicada, com inserção de comentários de Mário Guimarães Ferri, em 1974.

Estes campos tratados por Lindman e no *Workshop* e suas áreas adjacentes do Cone Sul certamente apresentavam uma composição de espécies algo diferente da atual, mas eram, em essência, ambientes de pradarias com predomínio de gramíneas. Os estudos realizados no Rio Grande do Sul (Behling *et al.* 2004, 2005) indicam que, há cerca de quatro mil anos antes do presente, teve início uma expansão natural das florestas, mas a paisagem do Estado manteve-se predominantemente campestre. Eskuche (2007) confirma a tendência atual de avanço florestal sobre os campos para áreas com cotas ainda mais elevadas de Santa Catarina, assim como postulava Maack (1948), a partir de seus estudos em áreas de campo do Paraná.

Insistimos aqui, que o mesmo se aplica às áreas campestres adjacentes ao sul do Brasil. Portanto, os campos do sul do Brasil e, por similaridade, de suas áreas adjacentes, não se originaram pelo desmatamento, sendo formações naturais com predominância de vegetação herbácea, cujos limites, apenas em períodos mais recentes, vêm sendo influenciados de modo significativo pelo homem. Por

serem muito antigos, tais campos, também neste contexto geográfico ampliado, apresentam flora e fauna próprias e ricas em espécies.

Espécies endêmicas

Entre as espécies da flora diversificada (veja Capítulo 4), um grande número de endemismos continua sendo descrito na literatura botânica, mesmo na década atual (Ritter & Miotto 2002, Acedo & Llamas 2003, Mentz & Nee 2003a,b, Vanni 2003, Pinheiro & Miotto 2005, Trevisan & Boldrini 2006, Lüdtke & Miotto 2007, Heiden *et al.* 2008, Lüdtke *et al.* 2008, Schneider & Boldrini 2008). Algumas áreas se destacam pela maior concentração desses endemismos, como os Campos de Cima da Serra (Rambo 1956), com um número elevado de espécies novas, mesmo em famílias bem estudadas, como Poaceae, e as elevações graníticas geologicamente mais antigas do sudeste do Rio Grande do Sul, continuadas no Uruguai. A flora típica desta área se estende até as “sierras” ao sul de Buenos Aires e nas cercanias de Córdoba, na Argentina, e foi denominada de “Flora Insular”, na minuciosa “Análise histórica da flora de Porto Alegre”, de Balduino Rambo (1954). Todavia, é oportuno alertar que o número de espécies novas de uma área pode tornar-se, com o passar do tempo, um padrão muito subjetivo para a qualificação de sua diversidade, já que, quanto mais estudada uma flora local, menor é o número de espécies novas que surgem, eis que, pouco a pouco, elas são cumulativamente descritas.

O conhecimento agrostológico regional

Além da boa qualidade das pastagens naturais, os campos do Cone Sul da América do Sul são premiados pela aglutinação de um conhecimento botânico muito acima da média de outras formações vegetais ocorrentes em países com parâmetros econômicos similares. E isto não se deve ao acaso, mas à histórica compreensão, pelos agrostólogos e outros especialistas locais em Ciências Agrárias e Biológicas, da importância fundamental do conhecimento dos componentes da produtividade dessas pastagens naturais (Gallinal *et al.* 1938), cujos benefícios, por vários séculos, suportaram a economia regional.

▼ Tabela 10.1 | Principais obras de referência sobre gramíneas e leguminosas, disponibilizadas a partir da década de 60, para o estudo das comunidades vegetais campestres do Cone Sul.

ARGENTINA	Flora de la Provincia de Buenos Aires: Gramíneas (Cabrera 1970) e Leguminosas (Burkart 1967). Flora Ilustrada de la Provincia de Entre Ríos: Gramíneas (Burkart 1969) e Leguminosas (Burkart <i>et al.</i> 1987). Flora Fanerogâmica Argentina. Poaceae, Paniceae (Morrone & Zuloaga 1995) e revisões taxonômicas mais recentes de gêneros de leguminosas campestres, com destaque para <i>Adesmia</i> (Ulibarri & Burkart 2000) e <i>Zornia</i> (Vanni 1995).
BRASIL-RS	Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul: Gramíneas – Tribos <i>Agrostae</i> (= <i>Aveneae</i> p.p.), <i>Poeae</i> , <i>Danthonieae</i> , <i>Stipeae</i> (Kampf 1975, Longhi-Wagner 1987, Santos & Boechat 1989, Zanin <i>et al.</i> 1995) e Leguminosas – Tribo Phaseoleae – subtribo Cajaninae (Miotto 1988), além de tratamentos dos gêneros de gramíneas <i>Bothriochloa</i> , <i>Cynodon</i> , <i>Eragrostis</i> , <i>Hordeum</i> , <i>Panicum</i> , <i>Paspalum</i> , <i>Setaria</i> , <i>Spartina</i> e <i>Sporobolus</i> (Barreto 1974, Boldrini 1976, 1989, Boechat & Valls 1986a, 1991, Eggers & Boldrini 1988, Giacobbo & Boechat 1988, Santos & Boechat 1994, Canto-Dorow <i>et al.</i> 1996; Marchi & Longhi-Wagner 1998, Guglieri & Longhi-Wagner 2000) e dos gêneros de leguminosas <i>Adesmia</i> , <i>Aeschynomene</i> , <i>Camptosema</i> , <i>Canavalia</i> , <i>Centrosema</i> , <i>Clitoria</i> , <i>Desmodium</i> , <i>Dioclea</i> , <i>Indigofera</i> , <i>Lupinus</i> , <i>Poiretia</i> , <i>Chamaecrista</i> e <i>Senna</i> (Oliveira 1983, 1990, 2002, Miotto 1986, 1987a,b, Eisinger 1987, Janke <i>et al.</i> 1988, Miotto & Leitão Filho 1993, Pinheiro & Miotto 2001, Camargo & Miotto 2004, Rodrigues <i>et al.</i> 2005).
BRASIL-SC	Flora Ilustrada Catarinense. Gramíneas (Smith <i>et al.</i> 1981-1982) e Leguminosas: Mimosoideae (Burkart 1979) e Caesalpinioideae – Tribos Cercideae e Detarieae. (Bortoluzzi <i>et al.</i> 2006).
BRASIL-PR	Hatschbach's Paraná Grasses (Renvoize 1988). Gramíneas no Paraná (Dombrowski 1989).
BRASIL-SP	Flora Fanerogâmica de São Paulo: Gramíneas (Longhi-Wagner <i>et al.</i> 2001)
BRASIL-MS	Recursos Forrageiros Nativos do Pantanal Mato-grossense (Allem & Valls 1987) e revisões taxonômicas de <i>Aeschynomene</i> , <i>Desmodium</i> e <i>Stylosanthes</i> (Lima <i>et al.</i> 2006, Costa <i>et al.</i> 2008, Nobre <i>et al.</i> 2008).
PARAGUAI	Flora del Paraguay: Gramíneas – Paniceae. <i>Acroceras</i> a <i>Panicum</i> (Zuloaga <i>et al.</i> 1994).
URUGUAI	Gramíneas Uruguayas (Rosengurtt <i>et al.</i> 1970). Las Leguminosas en Uruguay y regiones vecinas. (Izaguirre & Beyhaut 1998, 2003).

A tabela acima (Tab. 10.1) relaciona algumas das obras mais profundas e, ao mesmo tempo, mais populares entre os profissionais e estudantes das comunidades campestres do Cone Sul, sobre gramíneas e leguminosas, a partir das quais, muito poucas espécies dessas famílias têm permanecido não identificadas em análises florísticas e sin ecológicas, que fundamentam estudos voltados ao manejo das pastagens e à exploração do potencial de espécies forrageiras nativas individuais.

Além dos tratamentos em publicações restritas aos países vizinhos ou a estados brasileiros, há grupos taxonômicos regionais bastante bem cobertos em obras de cunho geográfico mais abrangente, sobre *Andropogon*, *Aristida*, *Bouteloua*, *Gymnopogon*, *Ichnanthus*, *Paspalum* e *Tridens* (Boechat & Valls 1986b, 1990, Boechat 1993, 2006, Longhi-Wagner 1999, Zuloaga & Morrone 2005, Zanin & Longhi-Wagner 2006), entre as gramíneas e *Crotalaria*, *Lathyrus* e *Vicia* entre as leguminosas (Bastos & Miotto 1996, Flores & Miotto 2001, Neubert & Miotto 2001). Poucas regiões tipicamente campestres dispõem de recursos bibliográficos assim variados para a identificação rotineira e acurada dos componentes de sua flora.

As espécies campestres ameaçadas

Além da diversidade florística, dos endemismos e das novidades taxonômicas, outro tema recorrente em discussões e textos dedicados à conservação, tanto de amplos biomas, quanto de áreas menores consideradas merecedoras de proteção, é sua lista de espécies ameaçadas de extinção. Todavia, apesar do bom conhecimento botânico regional, as estimativas sobre o número dessas espécies vegetais nos campos do Cone Sul ainda são imprecisas.

O número de espécies dos campos regionais incluídas em listas oficiais, como ameaçadas de extinção, é relativamente pequeno (MMA 2008, Rio Grande do Sul 2003). Em parte, isto se deve à composição complexa da vegetação campestre, com muitas famílias, gêneros e espécies, cujo grau de conhecimento é variado e, às vezes, contrastando negativamente com a boa situação regional das gramíneas e leguminosas, ainda um pouco superficial. Há vários exemplos de espécies que foram incorporadas a tais listas, apenas com base em sua rara documentação em herbários, mas cuja caracterização como realmente ameaçadas não resistiria a levantamentos bem planejados e bem conduzidos. Além disto, à exceção de algumas espécies rupícolas, as plantas campestres tendem a formar populações de muitos indivíduos, sendo difícil enquadrá-las em critérios rigorosos de ameaça de extinção baseados em aferições demográficas. Mesmo assim, qualquer que seja o número dessas espécies, não paira dúvida sobre a necessidade de conservá-las. Além de esta ser uma obrigação ética, o Brasil e seus países vizinhos ratificaram a Convenção sobre a Diversidade Biológica.

Como exemplos de plantas campestres que necessitam ser mantidas nas listas de espécies ameaçadas de extinção (MMA 2008), podem-se citar gramíneas como *Piptochaetium palustre* (MMA 2008) e *Thrasyopsis juergensii* (MMA 2008, Rio Grande do Sul 2003). A inclusão da primeira espécie é baseada no insucesso de várias tentativas de seu reencontro, no local bem definido onde foi originalmente coletada, em Santa Catarina, enquanto a inclusão da segunda é fundamentada na constatação, em visitas recorrentes aos locais de ocorrência registrada nos três estados do Sul do Brasil, da redução, cada vez mais intensa, do já pequeno número de seus indivíduos sobreviventes em cada população.

Porém, mais importante que manter tais espécies em listas, é essencial a implementação de medidas eficientes em favor de sua conservação. A perspectiva de criação de uma capa de proteção legal, na natureza, para populações às vezes dispersas por poucos metros quadrados, é irrealista. Sua conservação paralela *ex situ* sempre deverá ser estimulada, desde que a retirada de propágulos para tanto não comprometa a sobrevivência das populações a campo.

Compromissos relativos à conservação de plantas

Cabe lembrar que o Brasil e seus países vizinhos são participantes da Estratégia Global para a Conservação de Plantas (GSPC 2002), acordo internacional firmado na Sexta Conferência das Partes da CDB/COP-6, em The Hague, na Holanda, em 2002, com metas estabelecidas para 2010. Lamentavelmente, essas metas não parecem estar recebendo a atenção devida, ao menos nas políticas públicas brasileiras e, em especial, no que toca aos compromissos de conservação *ex situ*.

Vejam-se, por exemplo, duas das principais metas para 2010 da Estratégia Global para a Conservação de Plantas:

- (Meta vii) 60% das espécies ameaçadas no mundo conservadas *in situ*;
- (Meta viii) 60% das espécies de plantas ameaçadas em coleções acessíveis *ex situ*, preferentemente no país de origem, e 10% delas incluídas em programas de recuperação e restauração;

O alcance dos valores percentuais acima não é uma obrigação para cada país e sim tomado como um compromisso de nível mundial. Entretanto, cada país deveria sentir-se honrado em poder atender ou superar as metas, na proporção correspondente de sua lista oficial de espécies ameaçadas. Por ser um país megadiverso e berço da CDB, o Brasil certamente estará na mira das demais nações, em 2010, no que tange à expectativa de cumprimento dos compromissos assumidos perante esta Estratégia vinculada à implementação da Convenção.

De qualquer maneira, não parece lógico aguardar-se a entrada de uma espécie em uma lista oficial de espécies ameaçadas, ou mesmo lutar-se com insistência por sua inclusão, para, apenas depois, incentivar sua conservação. O ideal seria que as iniciativas para conservação de espécies precedessem e até chegassem a evitar seu atingimento dos parâmetros estabelecidos para inclusão nas chamadas listas vermelhas. Além disto, é importante lembrar que o Brasil e alguns dos países vizinhos têm desenvolvido normas e regulamentos muito restritivos para o trabalho com espécies ameaçadas de extinção, que, ao imporem a necessidade de planos de manejo difíceis de produzir e executar, podem gerar efeito inverso, isto é, podem dificultar a conservação de tais espécies, ao menos no que toca às atividades *ex situ*, as únicas capazes de originar estoques extras de propágulos para eventuais planos de restauração na natureza, ou até estimular a eliminação mais rápida dessas espécies por proprietários inescrupulosos de terras onde ainda ocorrem.

Espécies campestres com potencial de exploração econômica

Além das espécies ameaçadas incluídas em listas oficiais, há espécies não listadas como ameaçadas, mas com altíssimo potencial para exploração econômica, destacando-se aí a produção de forragem, que não só merecem a conservação adequada, mas também sua colocação em uso comercial, como alternativas para a formação de pastagens cultivadas ou para outros usos. E, para conservá-las *in situ*, em paralelo à óbvia necessidade de disponibilização *ex situ*, é preciso que a integridade dos ecossistemas em que elas ocorrem seja mantida.

As questões relativas à conservação *in situ* dos ecossistemas campestres foram bastante discutidas pelo Grupo 1 do *Workshop* antes citado. Assim, resta enfatizar a necessidade de conservação paralela *ex situ*, que além de poder ser muito eficiente, pela disponibilidade atual de boas estruturas de conservação de germoplasma das espécies de interesse em campos experimentais, em casas-de-vegetação ou telados, em câmaras frias, ou mesmo *in vitro*, em quase toda a área do Cone Sul, é o único método que garante a disponibilidade dos materiais para as etapas de caracterização e avaliação, protocolos obrigatórios para a chegada de qualquer espécie nativa à condição de planta cultivada comercial. Talvez ainda mais importante que a forma de conservação escolhida (*in situ*

ou *ex situ*), seja a perspectiva de integração das duas abordagens, como ações complementares, geralmente a serem conduzidas por instituições distintas, mas com estratégias harmônicas.

Na discussão sobre o estado atual da conservação dos campos, o Grupo 2 do *Workshop* concluiu que a proteção dos campos tem sido negligenciada no acelerado processo de expansão agrícola iniciado nos anos 1970 (e que continua até o presente), e mais recentemente nos planos para conversão de extensas áreas de campos em monoculturas florestais. Ficou evidente que o resultado desse processo foi uma brutal conversão de campos em outros usos, que não a atividade pecuária, entre 1970 e 1996. Em valores numéricos, a área de campos sul-rio-grandenses diminuiu de 14 para 10,5 milhões de hectares nesse período, significando uma conversão de cerca de 25% (Pillar *et al.* 2006).

Considerando que apenas 0,36% dos ecossistemas campestres estariam protegidos em unidades de conservação no Rio Grande do Sul, o Grupo 2 enfatizou que, embora não seja correto aceitar que os campos devam ser protegidos apenas em unidades de conservação, essa baixa proteção dá uma idéia do baixo valor de conservação atribuído aos campos pelo poder público e pela sociedade. Em trabalho posterior, com cômputo adicional da ampla Área de Proteção Ambiental/APA do rio Ibirapuitã, não uma unidade de proteção integral, mas ao menos de uso sustentável, este valor alcançou 2,58% da superfície total estimada das áreas campestres ainda existentes no Estado, embora ainda corresponda a apenas 1,48% da área originalmente coberta por campos no Rio Grande do Sul (Brandão *et al.* 2007). Já que, em algumas áreas temperadas da América do Sul, esta proporção nem alcança 0,3% (Bilenca & Miñarro 2004), percebe-se que o mesmo comentário pode ser estendido às demais áreas campestres do Cone Sul.

O relatório do Workshop sugere que a perda de habitats campestres íntegros, devido à conversão, é provavelmente bem maior que a reportada nos dados do IBGE. E pode-se estimar que o mesmo se aplique aos levantamentos e estatísticas de toda a área campestre do Cone Sul. O relatório também alerta que terras que, pelo clima ou solo, sempre eram consideradas marginais para uso agrícola, foram convertidas em lavouras, por períodos de poucos anos, e depois abandonadas, retornando, pretensamente, ao uso pecuário. No entanto, dependendo do nível de degradação do solo e da diversidade biológica, tais campos hoje estão muito distantes de apresentarem as características de campos primários ou, no mínimo, de campos secundários, em disclímax, que deveriam continuar sendo. Dados recentes da expansão do cultivo de soja na Argentina, Paraguai e, especialmente no Uruguai, país em que a área cultivada cresceu de 28.900 ha na safra de 2001-2002 para 450.000 ha na de 2007-2008 (Zibechi 2008) mostram que este é mais um problema de âmbito regional. O eventual retorno desses campos depauperados ao uso pecuário será sempre marcado por um enorme rebaixamento de sua produtividade original, abertura à entrada fácil de espécies invasoras e perspectivas muito baixas de sustentabilidade futura. Porém, mesmo que drasticamente feridas em sua fisionomia e eventualmente descartadas, como definitivamente inutilizadas para iniciativas de conservação *in situ*, as áreas degradadas remanescentes de campos naturais não deixam, necessariamente, de ser repositórios de espécies úteis e de variabilidade genética aproveitável.

Uma postura de respeito aos Campos e sua organicidade

Neste aspecto, parece necessário advogar em favor do que precisaria ser visto como uma postura filosófica de respeito aos campos, fatores importantes da formação da tradição, cultura e economia regionais, que, aos poucos, estão deixando de ser considerados, como até inconscientemente o eram no passado, como sistemas orgânicos vivos produtores de riquezas, para serem reduzidos à mera condição de substratos (Valls *et al.* 2006).

É este desprezo pela organicidade dos campos, em grande parte causado pela falta de reconhecimento de seu valor potencial, que leva à tentativa de aplicação, a eles, de propostas às vezes levianas, descomprometidas com uma visão ecológica e social de longo prazo, que tenha consciência da importância dos serviços ambientais que prestam e de seus custos.

Entre as mais notáveis demonstrações da ignorância do que, na realidade, são os campos naturais, têm-se destacado as políticas públicas de padronização de lotações animais como parâmetros para fiscalização do grau de produtividade de áreas campestres dedicadas à pecuária, com consequências sociais ameaçadoras embutidas. É um exemplo de exercício grotesco de adivinhação, que, quase sempre, induz ao uso excessivo dos campos naturais por proprietários que não os querem ver desapropriados e despreza sua maior peculiaridade econômica: A capacidade de produção de carne, leite e lã, a partir de vegetais não cultivados.

Vejam-se, a este propósito, algumas considerações de José Lutzenberger, no prefácio de uma publicação técnica sobre Índices de Lotação Pecuária para o Rio Grande do Sul (FARSUL 1997):

“...Este livro procura mostrar o absurdo de um enfoque reducionista, que estabelece parâmetros fixos de ocupação para os campos do Pampa gaúcho, sem levar em conta uma série de fatores importantes, que variam de lugar para lugar, de ecossistema para ecossistema e de fazenda para fazenda...” “Apesar de ser baixa a produção sustentável de carne, quando expressa em quilos por hectare, ela é uma produção real, porque o gado transforma em alimento humano recursos que não nos são diretamente acessíveis. Nós humanos não comemos pasto, muito menos palha seca.”

Sobre a alternativa restante de produção em confinamento, a ser desencadeada forçosamente pelo crescimento simultâneo da conversão dos campos e da demanda mundial por carne, continua Lutzenberger:

“...Por isso, os modernos esquemas de produção com animais confinados, que mais merecem o nome de “campos de concentração” de animais, nada produzem, apenas transformam, mas com grande perda...” “Alimentar gado, galinhas e porcos com grãos é dar-lhes alimento subtraído ao consumo humano, é agravar o problema da fome.”

Os campos funcionam como organismos vivos, capazes de produzir o que é impossível em outros ambientes, em grande parte pela atuação eficiente de dois sistemas bacterianos: As bactérias nitrificadoras, capazes de disponibilizarem para as plantas, em formas assimiláveis, o nitrogênio captado do ar, e as bactérias do rúmen, que permitem a transformação de celulose em proteína.

É frente a este contexto que a paulatina transformação de mentalidades ameaça de extinção, não apenas cada espécie campestre, mas às próprias áreas valiosas e irrecuperáveis dos campos naturais do Cone Sul: O campo deixa de ser visto como fonte de riqueza e fábrica natural de produtos nobres e passa a ser encarado na condição de relés substrato, sobre o qual é decidida a aplicação de propostas econômicas aventureiras, geralmente desprovidas de respaldo técnico e, em longo prazo, insustentáveis, como o alegado “reflorestamento” de grandes extensões que nunca foram florestais. Ironicamente, deixa-se de produzir carne a partir de celulose para produzir ... celulose!

O suporte à pecuária e serviços ambientais

A capacidade que tem a pecuária de manter a integridade dos ecossistemas campestres foi o tema de discussão do Grupo 3 do *Workshop*, que ressaltou, todavia, que o limiar entre o uso sustentável e a degradação pode ser tênue. Sem dúvida, fatores diversos têm determinado a conversão de campos em lavouras e áreas de silvicultura, principalmente aqueles de ordem econômica, vinculados ao retorno financeiro da atividade pecuária. Os sistemas de produção que mantêm a integridade dos ecossistemas campestres podem desencadear, sob enfoques puramente numéricos, preocupações crescentes e duradouras aos que dependem desta atividade como meio de vida e fazem dela uma realidade. Economicamente, esses sistemas podem variar quanto à rentabilidade. E não é justo solicitar-se aos proprietários que continuamente se endividem em defesa da integridade dos campos.

Obviamente, falta um componente na análise, vinculado aos serviços ambientais proporcionados pelos campos e uma análise fria do que serão, em longo prazo, os custos reais de não tê-los conservado (veja capítulos 8 e 9). E, a isto, deve-se acrescentar o valor potencial dos recursos genéticos, que ainda podem ser resgatados nas formações campestres, mesmo quando parcialmente degradadas. O relatório do *Workshop* cita a importância das espécies forrageiras nativas dos campos do sul do Brasil, como um material genético cobiçado por países estrangeiros. Seria, no mínimo, estranho, que também não fosse cobiçado localmente. Mas não é fácil perceber-se tal consciência de valor na postura de grande parte da comunidade técnica envolvida na conservação de ecossistemas.

Forrageiras nativas exponenciais

Estudos realizados em universidades e centros de pesquisa do Cone Sul mostram o indiscutível potencial das espécies forrageiras nativas, adaptadas às condições locais há milhares de anos, como componentes dos campos naturais. Há, mesmo, grande potencial nos trabalhos, freqüentemente realizados de forma colaborativa no Cone Sul sobre gêneros como *Paspalum* e *Bromus* (PROCISUR 2001, Pozzobon *et al.* 2007, 2008, Hojsgaard *et al.* 2008). Mas, para chegar-se à inserção das espécies nativas na matriz agrícola e para garantir sua conservação *ex situ* para o futuro, é necessário investir pesadamente em coletas, na manutenção de bancos de germoplasma e em programas de melhoramento e produção de sementes. Ao invés de interpor barreiras para a coleta e intercâmbio regional de recursos genéticos nativos e para os trabalhos de caracterização subseqüentes, demonstrando um incompreensível ranço contra a liberdade de pesquisa que possa levar ao uso comercial, a legislação deveria facilitar e mesmo incentivar a busca de recursos genéticos nativos para uso em futuros cultivos forrageiros, e isto em âmbito regional, pois a variabilidade das espécies nativas não é contida por fronteiras políticas.

Em projeto recentemente conduzido, no sul do Brasil, sob os auspícios do programa PROBIO, do Ministério do Meio Ambiente (MMA 2009), foram destacadas as chamadas ‘Plantas para o Futuro’, ou seja, espécies nativas com potencial de inserção na matriz agrícola, para fins variados. A tabela abaixo (Tab. 10.2) lista as espécies forrageiras destacadas pelo projeto citado, que, não só ocorrem no Brasil, mas, na maioria, também nos demais campos regionais. Com poucas exceções, a diversidade de quase todas as espécies citadas se distribui por mais de um dos países do Cone Sul.

▼ Tabela 10.2 | Espécies forrageiras nativas destacadas pelo projeto Plantas para o Futuro – Região Sul.

Gramíneas	<i>Axonopus affinis</i> , <i>A. jesuiticus</i> , <i>A. obtusifolius</i> , <i>Botriochloa laguroides</i> , <i>Bromus catharticus</i> , <i>B. auleticus</i> , <i>Dichanthelium sabulorum</i> , <i>Echinochloa polystachya</i> , <i>Hemarthria altissima</i> , <i>Ischaemum minus</i> , <i>Mnesithea selloana</i> , <i>Paspalum alium</i> , <i>P. dilatatum</i> , <i>P. guenoarum</i> , <i>P. glaucescens</i> , <i>P. jesuiticum</i> , <i>P. lividum</i> , <i>P. modestum</i> , <i>P. leptum</i> , <i>P. notatum</i> , <i>P. pumilum</i> , <i>P. regnellii</i> , <i>P. rhodopedum</i> , <i>Poa lanigera</i> , <i>Schizachyrium tenerum</i> , <i>Stipa setigera</i> .
Leguminosas	<i>Adesmia bicolor</i> , <i>A. latifolia</i> , <i>A. securigerifolia</i> , <i>A. tristis</i> , <i>Desmodium adscendens</i> , <i>D. barbatum</i> , <i>D. incanum</i> , <i>D. subsericeum</i> , <i>Indigofera sabulicola</i> , <i>Macroptilium heterophyllum</i> , <i>Ornithopus micranthus</i> , <i>Stylosanthes leiocarpa</i> , <i>Trifolium polymorphum</i> , <i>T. riograndense</i> , <i>Vigna adenantha</i> , <i>V. luteola</i> .

O potencial fitotécnico, medicinal e ornamental da flora campestre

Com tanta importância quanto a das forrageiras nativas, os campos também abrigam espécies com potencial de uso no melhoramento de plantas cultivadas, como alguns parentes silvestres de cultivos tão diversos quanto o amendoim, o arroz, a batata, a cevada ou a mandioca (exemplos: *Arachis villosa*, *Hordeum stenostachys*, *Manihot hassleriana*, *Solanum commersonii*, *Oryza latifolia* e *Rhynchoriza subulata*), além de inúmeras espécies de altíssimo valor ornamental e muitas de interesse medicinal, algumas das quais de uso tradicional e muito antigo.

É interessante observar que as famílias botânicas com maior concentração de espécies campestres medicinais e ornamentais no Cone Sul (Apiaceae, Amaranthaceae, Asteraceae, Bignoniaceae, Fabaceae,

Euphorbiaceae, Lamiaceae, Myrtaceae, Orchidaceae, Polygalaceae, Rubiaceae, Solanaceae, entre outras) têm sido alvo de revisões taxonômicas regionais (Irgang 1974, Porto *et al.* 1977, Matzenbacher & Mafioleti 1994, Marodin & Ritter 1997, Dalpiaz & Ritter 1998, Lüdtke & Miotto 2004, Mentz & Oliveira 2004, Ritter & Miotto 2005, Vignoli-Silva & Mentz 2005, 2006, Busatto *et al.* 2007, Soares *et al.* 2007, Lüdtke *et al.* 2009). No entanto, diferente das espécies forrageiras, uma grande parte desses estudos está dissociada de qualquer iniciativa de enriquecimento e manutenção do germoplasma disponível desse material valioso e de fácil agregação de valor econômico. Sem dúvida, o estímulo à utilização econômica de tais espécies nativas não deve tornar-se um fator prejudicial a sua sobrevivência. As espécies com potencial de uso econômico não devem ser manejadas de modo extrativista e sim passar por programas bem fundamentados de adaptação ao cultivo e de busca do conhecimento científico sobre sua variabilidade genética.

Os impactos distintos sobre a diversidade dos Campos

Especificamente quanto aos recursos genéticos, é difícil, mas não impossível, estimar os custos da perda das atuais fontes de diversidade genética das melhores forrageiras campestres. E é preciso considerar a rentabilidade efetiva da produção pecuária perpetuada no tempo, com todo seu impacto ecológico e de controle de erosão, em confronto com a produtividade errática ou efêmera de ciclos de cultivos com largo potencial de produção, mas por períodos de poucos anos, após os quais, o que resta são superfícies e solos de áreas campestres degradados, com perspectivas de recuperação (quando estas ainda existem) extremamente lenta.

A incidência dos processos avassaladores de redução das áreas dos mais distintos segmentos campestres do Cone Sul realça um problema ainda mais grave que a ameaça de extinção de espécies do campo. É a perda de segmentos expressivos da variabilidade genética dessas espécies, camuflada pela abundância relativa de outras de suas formas, estas quase sempre representativas de linhagens com baixa variabilidade, que cobrem grandes extensões sem diversidade, estendendo ao ambiente, em paralelo, grande vulnerabilidade.

Algumas espécies de alto valor agrônomo, como *Paspalum dilatatum*, mostram este comportamento, com biótipos de distribuição ampla, como o “comum”, pentaplóide e apomítico, de baixa variabilidade, e outros, apomíticos ou sexuais, com ocorrência bastante mais restrita, ou até rara (Valls & Pozzobon 1987, Miz & Souza-Chies 2006). O biótipo “Uruguaiana”, hexaplóide e apomítico, é conhecido de apenas duas pequenas populações, no município de mesmo nome, no Rio Grande do Sul, e encontra-se certamente, vulnerável. Já os biótipos tetraplóides e sexuais da espécie apresentam situações divergentes. Enquanto o biótipo “flavescens” mostra populações relativamente estáveis no Uruguai e na Província de Buenos Aires, na Argentina, o biótipo “Virasoro”, raro na Argentina (Caponio & Quarín 1987), parece vir ampliando paulatinamente sua área de distribuição no Brasil (Valls & Pozzobon 1987).

É interessante destacar que, tendo sido *P. dilatatum* uma das espécies às quais foi atribuída maior prioridade ao longo da vigência do antigo Projeto S3-Cr-11–Estudo do campo nativo do Rio Grande do Sul, liderado por Ismar Leal Barreto, e tendo havido extensas coletas focadas em suas formas variantes em todo o Rio Grande do Sul (Barreto 1963; Fernandes *et al.* 1968, veja ainda Capítulo 11), somente em 1979 o biótipo Virasoro foi encontrado e coletado no Estado, nas cercanias de São Borja, localidade vizinha à área de seu encontro inicial na Argentina (Caponio & Quarín 1987). Desde então, sua coleta tem sido cada vez mais freqüente, em área delimitada a sudeste pelos municípios de Uruguaiana, Alegrete, São Francisco de Assis, Santiago, Cruz Alta e Passo Fundo (Hickenbick *et al.* 1992). É bastante provável que seu estabelecimento em novos sítios, seja favorecido pela perturbação ambiental associada à expansão agrícola e, em Uruguaiana e Alegrete, foi recentemente detectada a ocorrência de plantas pentaplóides com características

compartilhadas pelos biótipos Virasoro (tetraplóide) e Uruguiana (hexaplóide), próximo aos sítios de ocorrência do segundo (Machado *et al.* 2005).

O terceiro biótipo tetraplóide e sexual, denominado “Vacaria”, vem-se tornando difícil de encontrar, em sua forma mais típica, na área de origem das primeiras coletas, ao tempo do Projeto S3-Cr-11 (Barreto 1963). Nessa área, a perturbação ambiental é francamente favorável à penetração de *Paspalum urvillei*, que forma híbridos naturais em abundância com o biótipo Vacaria de *P. dilatatum*. À medida em que aumenta o grau de perturbação ambiental, esses híbridos naturais competem intensamente por área com a forma típica do biótipo Vacaria.

É interessante destacar que a perda significativa de segmentos da variabilidade é o principal argumento dos que têm defendido a inclusão de *Araucaria angustifolia* e de *Euterpe edulis* em listas de espécies ameaçadas, apesar da visível abundância de seus indivíduos no Brasil e da primeira ser citada como ocorrente em seis estados brasileiros e a segunda em doze (MMA 2008). A mesma consciência vem crescendo entre os agrostólogos, como resultado do aprofundamento do conhecimento regional das duas principais famílias componentes da vegetação campestre.

Valores adicionais

Outros valores apontados para justificar a conservação dos campos estão relacionados com a paisagem e a cultura inerentes aos ecossistemas campestres do Rio Grande do Sul. Com valor paisagístico, a beleza cênica das regiões de campo tem atraído turistas das mais diversas regiões do Brasil e do exterior, expandindo, visivelmente o turismo regional nos últimos anos. Além disso, inúmeras leguminosas campestres, bem como diversas compostas, sem qualquer valor forrageiro, destacam-se pelo aspecto ornamental, criando interessante relação entre as variações fenológicas e mosaicos temporários da paisagem.

Como exemplos de bens culturais (e genéticos) específicos às regiões de campo do Rio Grande do Sul, foram citados nos resultados do *Workshop* o gado franqueiro, a ovelha crioula, as taipas (cercas de pedra que dividiam as antigas propriedades e outras que serviam de corredores para conduzir as tropas). Expandindo a visão para os campos regionais, não há como deixar de mencionar, então, a grama-forquilha, as flechilhas, o capim-santa-fé, a barba-de-bode e várias outras espécies que conferem aspectos paisagísticos peculiares aos campos do Cone Sul.

Trechos poéticos como “...Ondulavam, branqueando os campos, os penachos da barba-de-bode...” e “...maravilhoso era o talo da forquilha, que a mão direita e a mão esquerda tiravam a sorte...” de Augusto Meyer, em seu conto “Caminhos da Infância” (Araújo 1971), não discriminam entre *Aristida jubata*, uma espécie de baixo valor forrageiro, e *Paspalum notatum*, responsável pela cobertura de mais de 25% do solo das áreas campestres e base da produção pecuária, no contexto da cultura sul-rio-grandense. À pergunta óbvia: interessa conservar espécies de *Aristida*? ... contrapõe-se outra: é apropriado negar às gerações vindouras o conhecimento do cenário cantado por Augusto Meyer?

Algumas considerações

Do que até aqui foi tratado, podem-se sumarizar alguns aspectos cruciais:

1. Em primeiro lugar, a conservação, *in situ* e *ex situ*, de componentes dos campos do Cone Sul, não é favor, mas compromisso de cada país, derivado da adesão à CDB.
2. O foco da conservação não deve restringir-se às espécies oficialmente incluídas em listas daquelas ameaçadas de extinção, mas, muito antes e além disto, deve contemplar a conservação da variabilidade genética e evitar que novas espécies importantes cheguem a ser incluídas em tais listas.

3. Medidas de conservação *ex situ* devem contemplar o potencial de multiplicação e utilização de germoplasma, para o futuro desencadeamento de iniciativas de restauração de populações de espécies e de comunidades vegetais campestres. Mas, considerada a legislação atual, isto pode entrar em choque com barreiras impostas à coleta de plantas com potencial de uso econômico e regulamentos que impedem a retirada de germoplasma de áreas protegidas, e este paradoxo precisa ser enfrentado.

4. A maior ênfase dos trabalhos de conservação e exploração dos recursos genéticos dos campos certamente continuará nas gramíneas e leguminosas com potencial forrageiro, mas deve ser aberto, mesmo nos trabalhos de conservação *ex situ*, espaço para outras plantas campestres. Destas outras, as primeiras ações efetivas de conservação poderão enfatizar aspectos utilitários de constatação rápida, como o potencial medicinal ou ornamental, mas também não podem ser esquecidas as plantas de interesse ecológico para processos sucessionais de restauração de comunidades, para a alimentação de aves e da fauna em geral, ou de incorporação potencial ao melhoramento genético de plantas já cultivadas, além daquelas fornecedoras de outros serviços ambientais.

5. O manejo de áreas dos campos do Cone Sul a serem conservadas *in situ* deve prever a continuação de seu uso por rebanhos.

6. Além da taxonomia, o conhecimento genético e do modo de reprodução são essenciais para qualquer análise populacional, o que enfatiza a necessidade deste embasamento científico em qualquer proposta de conservação ou restauração de comunidades vegetais, e de um esforço coordenado e produtivo de formação de recursos humanos especializados, com total inserção desses temas na pós-graduação regional.

7. As tentativas de conservação dos campos que busquem atender aos aspectos levantados acima também dependem da criação e aplicação de regulamentos, cujo papel foi alvo das discussões do Grupo 4 no *Workshop*. Todavia, leis e regulamentos não têm condições de impedir, por si só, perdas significantes de áreas campestres, nem de segmentos de variabilidade útil das espécies de maior interesse.

8. Especificamente na situação dos variados campos do Cone Sul, principalmente onde são compartilhados por países vizinhos, ainda há que considerar-se a questão da heterogeneidade dos marcos legais dos distintos países na possibilidade de concretização de trabalhos necessariamente cooperativos.

Quanto a este último aspecto, cabe notar que um encontro formal de Ministros e Secretários de Estado de Meio Ambiente dos Estados Partes do Mercosul, reunidos em Curitiba, Brasil, em março de 2006, por ocasião da Oitava Conferência das Partes da CDB/COP-8, tratou de construir alicerces para o desencadeamento de novas iniciativas, formalizando, em um documento oficial, seu apoio a que tais esforços fossem eficientes e colaborativos, de forma a promoverem, nos Estados Partes, até 2010, avanços significativos na implementação da Estratégia de Biodiversidade do Mercosul (MRE/MMA 2006).

O primeiro “*Objetivo específico*” dessa Estratégia é “*Conservar e usar sustentavelmente ecossistemas, espécies e recursos genéticos in situ, com ações complementares ex situ e “on farm”, valorando adequadamente os componentes da biodiversidade.*”

A busca de resultados foi planejada ao longo de uma série de diretrizes, que impõe compromissos, destacando-se os seguintes, pela associação mais íntima ao presente tema: Diretriz II.1: “*Os Estados Partes desenvolverão ações integradas, para a proteção dos ecossistemas e ecorregiões..., especialmente em áreas consideradas estratégicas e críticas para a biodiversidade e em áreas afetadas por processos significativos de conversão de ecossistemas naturais para outros usos, ...*” II.2: “*...promoverão a conservação in situ de espécies e/ou populações compartilhadas,*

com o objetivo de promover sua conservação e utilização sustentável, bem como dos processos ecológicos e evolutivos a elas associados”... II.3: “...desenvolverão ações para a consolidação de iniciativas de conservação *ex situ* e “on farm” de espécies e variedades, assim como de sua variabilidade genética, com ênfase nas espécies ameaçadas e nas espécies com potencial de uso econômico e social.” IV.1: “...desenvolverão esforços conjuntos e sistemas integrados de monitoramento e avaliação do estado da biodiversidade e das pressões antrópicas que sobre ela recaem.” IV.4: “...incentivarão o desenvolvimento de instrumentos e o estabelecimento de medidas conjuntas, com o intuito de promover a recuperação de ecossistemas degradados e de componentes da biodiversidade, particularmente os compartilhados.”

Por mais que esta formalização detalhada de apoio aos esforços regionais de conservação dos campos sempre deva ser considerada bem vinda, uma vez mais, o ousado estabelecimento do curto prazo de 2010 para o alcance dos objetivos compromete a crença na real implementação dos esforços planejados e, especialmente, a chegada a resultados sólidos, o que virá à luz muito em breve.

Referências

- Acedo C. & Llamas F. 2003. A new species of *Tridens* (Poaceae) from Brazil. *Systematic Botany* 28: 313-316.
- Allem A.C. & Valls J.F.M. 1987. *Recursos Forrageiros Nativos do Pantanal Mato-grossense*. Brasília: EMBRAPA/DID. 339p.
- Araújo A.A. 1971. *Principais Gramíneas do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Sulina. 225p.
- Barreto I. 1963. Estudo da pastagem nativa no Rio Grande do Sul. *Anuário da Associação Gabrielense de Melhoramento e Renovação de Pastagens* 1963: 81-86.
- Barreto I.L. 1974. O gênero *Paspalum* L. (Gramineae) no Rio Grande do Sul. Tese (Livro Docência) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 258f.
- Bastos N.R. & Miotto S.T.S. 1996. O gênero *Vicia* L. (Leguminosae-Faboideae) no Brasil. *Pesquisas. Botânica* 46: 85-180.
- Behling H., Pillar V.D. & Bauermann S.G. 2005. Late Quaternary grassland (campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133: 235-248.
- Behling H., Pillar V.D., Orlóci L. & Bauermann S.G. 2004. Late Quaternary *Araucaria* forest, grassland (campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 203: 277-297.
- Bilenca D. & Miñarro F. 2004. *Identificación de Areas Valiosas de Pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina. 323p.
- Boechat S.C. 1993. As espécies do gênero *Bouteloua* Lag. (Gramineae: Chloridoideae) no Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 43: 41-66.
- Boechat S.C. 2006. As espécies do gênero *Ichnanthus* (Poaceae) no Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 60: 189-248.
- Boechat S.C. & Valls J.F.M. 1986a. O gênero *Eragrostis* von Wolf (Gramineae: Chloridoideae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 34: 51-130.
- Boechat S.C. & Valls J.F.M. 1986b. O gênero *Tridens* Roemer & Schultes (Gramineae: Chloridoideae) no Brasil, com ênfase em sua distribuição no Estado do Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 35: 25-43.
- Boechat S.C. & Valls J.F.M. 1990. O gênero *Gymnopogon* Palisot de Beauv. (Gramineae: Chloridoideae) no Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 40: 3-43.
- Boechat S.C. & Valls J.F.M. 1991. As espécies do gênero *Sporobolus* R. Br. (Gramineae: Chloridoideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 41: 9-45.
- Boldrini I.I. 1976. Gramíneas do gênero *Setaria* Beauv. no Rio Grande do Sul. *Anuário Técnico do IPZ* 3: 331-442.
- Boldrini I.I. 1989. Ocorrência de *Setaria magna* Griseb. e *S. hassleri* Hack. (Gramineae) no Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 2: 19-26.
- Bond-Buckup G. (org.). 2008. Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra. Porto Alegre: Libretos. 196p.
- Bortoluzzi R.L.C., Miotto S.T.S. & Reis A. 2006. In: Reitz R. (ed.) Leguminosae-Caesalpinioideae – Tribos Cercideae e Detarieae. *Flora Ilustrada Catarinense*. 96p.
- Brandão T., Trevisan R. & Both R. 2007. Unidades de Conservação e os Campos do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 843-845.
- BRASIL 1994. Decreto Legislativo nº 2, de 1994. *Convenção sobre Diversidade Biológica* – CDB.
- Burkart A. 1967. Leguminosae. In: Cabrera, A.L. (org.). *Flora de la Provincia de Buenos Aires: Piperáceas a Leguminosae*. Buenos Aires: INTA. (Colección Científica, 4, pt.3, 394-647)
- Burkart A. 1969. *Flora Ilustrada de Entre Ríos: Gramíneas*. Buenos Aires: INTA. (Colección Científica, 6, pt.2)
- Burkart A. 1979. Leguminosae: Mimosoideae. In: Reitz, R. *Flora Ilustrada Catarinense*. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 304p.
- Burkart A., Burkart N.S.T. & Bacigalupo N.M. 1987. *Flora Ilustrada de Entre Ríos (Argentina). Salicales a Rosales (incluso Leguminosae)*. Buenos Aires: INTA. (Colección Científica, 6, pt.3)
- Buzatto C.R., Freitas E.M., Silva A.P.M. & Lima L.F.P. 2007. Levantamento florístico das Orchidaceae ocorrentes na Fazenda São Maximiano, Município de Guaíba, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 19-25.
- Cabrera A.L. (org.) 1970. *Flora de la Provincia de Buenos Aires: Gramíneas*. Buenos Aires: INTA. (Colección Científica, 4, pt.2)
- Camargo R.A. & Miotto S.T.S. 2004. O gênero *Chamaecrista* Moench (Leguminosae-Caesalpinioideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 59: 131-148.
- Canto-Dorow T.S., Longhi-Wagner H.M. & Valls J.F.M. 1996. Revisão taxonômica das espécies de *Paspalum* L. grupo Notata (Poaceae-Paniceae) do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 47: 3-44.
- Caponio I. & Quarín C.L. 1987. El sistema genético de *Paspalum simplex* y de un híbrido interespecífico con *P. dilatatum*. *Kurtziana* 19: 35-45.
- CBD/Convention on Biological Diversity. 2002. *Global Strategy for Plant Conservation*. [http://www.cbd.int/gspc/].

- Costa L.C., Sartori A.L.B. & Pott A. 2008. Estudo taxonômico de *Stylosanthes* (Leguminosae – Papilionoideae – Dalbergieae) em Mato Grosso do Sul, Brasil. *Rodriguesia* 59: 547-572.
- Dalpiatz S. & Ritter M.R. 1998. O gênero *Pluchea* Cass. (Asteraceae) no Rio Grande do Sul, Brasil: aspectos taxonômicos. *Iheringia, Série Botânica* 50: 3-20.
- Dombrowski L.T.D. 1989. *Gramíneas no Paraná*. Londrina: IAPAR. 116p. (IAPAR. *Boletim Técnico*, 28)
- Eggers L. & Boldrini I.I. 1988. Espécies do gênero *Hordeum* L. ocorrentes no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 37: 71-89.
- Eisinger S.M. 1987. O gênero *Indigofera* L. (Leguminosae – Papilionoideae – Indigoferaeae) no Rio Grande do Sul – Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 1: 123-140.
- Eskuche, U. 2007. El bosque de *Araucaria* con *Podocarpus* y los campos de Bom Jardim da Serra, Santa Catarina (Brasil meridional). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 42: 295-308.
- FARSUL. 1997. *Índices de Lotação Pecuária para o Estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: FARSUL. 56p.
- Fernandes M.I.B.M., Barreto I.L. & Salzano F.M. 1968. Cytogenetic, ecologic and morphologic studies in Brazilian forms of *Paspalum dilatatum*. *Canadian Journal of Genetics and Cytology* 10: 131-138.
- Flores A.S. & Miotto S.T.S. 2001. O gênero *Crotalaria* L. (Leguminosae-Faboideae) na Região Sul do Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 55: 189-247.
- Gallinal J.P., Bergalli L.U., Campal E.F., Aragone L. & Rosengurt, B. 1938. *Estudios sobre Praderas Naturales del Uruguay*. Montevideo: Imprenta Germana Uruguaya. 208p.
- Giacobbo E.O. & Boechat S.C. 1988. O gênero *Spartina* (Gramineae: Chloridoideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 37: 89-109.
- Guglieri A. & Longhi-Wagner H.M. 2000. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul – Gênero *Panicum* (Poaceae). *Boletim do Instituto de Biociências* 59: 1-163.
- Heiden G, Iganci J.R.V. & Macias L. 2008. Two New Species of *Baccharis* (Asteraceae, Astereae) from Southern Brazil. *Novon* 18: 178-182.
- Hickenbick M.C.M., Flores A.I.P., Cavalli-Molina S., Weber L.H., Kersting A.C.O., Costa L.S., Souza-Chies T.T. & Albarus M.H. 1982. Mode of reproduction and seed production in *Paspalum dilatatum* Poir. Virasoro biotype – Dilatata Group (Gramineae). *Revista Brasileira de Genética* 15: 85-102.
- Hojsgaard D., Schegg E., Valls J.F.M., Martínez E.J. & Quarín C.L. 2008. Sexuality, apomixis, ploidy levels, and genomic relationships among four *Paspalum* species of the subgenus *Anachyris*. *Flora* 203: 535-547.
- IBGE/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. *Mapa de Biomas e de Vegetação* [http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169]
- Irgang B.E. 1974. Umbelliferae – *Eryngium*. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul, 9. *Boletim do Instituto Central de Biociências* 2: 1-64.
- Izaguirre P. & Beyhaut R. 1998. *Las Leguminosas en Uruguay y regiones vecinas*. Parte 1. *Papilionoideae*. Montevideo: Hemisferio Sur. 548p.
- Izaguirre P. & Beyhaut R. 2003. *Las Leguminosas en Uruguay y regiones vecinas*. Parte 2. *Caesalpinoideae* Part 3. *Mimosoideae*. Montevideo: Hemisferio Sur. 302p.
- Janke H., Oliveira M.L.A.A. & Siqueira N.C.S. 1988. O gênero *Poiretia* Vent. (Leguminosae – Faboideae) no Rio Grande do Sul: taxonomia e aspectos farmacognósticos. *Iheringia, Série Botânica* 38: 43-66.
- Kampf, A.N. 1975. As gramíneas da tribo Agrostaeae ocorrentes no Rio Grande do Sul. *Anuário Técnico do IPZ* 2: 541-679.
- Lima L.C.P., Sartori A.L.B. & Pott V.J. 2006. *Aeschynomene* L. (Leguminosae, Papilionoideae, Aeschynomeneae) no Estado de Mato Grosso do Sul. *Hoehnea* 33: 419-453.
- Lindman, C.A.M. 1906. *A vegetação no Rio Grande do Sul*. Tradução de A. Löfgren. Porto Alegre: Universal. 358p. [Reproduzida em fac-símile, com inserção de capítulo final de Ferri, M.G., em 1974. Belo Horizonte: Itatiaia]
- Longhi-Wagner H.M. 1987. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul. Gramineae – tribo Poeae. *Boletim do Instituto de Biociências* 41: 1-191.
- Longhi-Wagner H.M. 1999. O gênero *Aristida* (Poaceae) no Brasil. *Boletim do Instituto de Botânica de São Paulo* 12: 113-179.
- Longhi-Wagner H.M., Bittrich V., Wanderley, M.G.L. & Shepherd G.J. (eds.) 2001. *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo – v.1. Poaceae*. São Paulo: Hucitec. 292p.
- Lüdtke R. & Miotto S.T.S. 2004. O gênero *Polygala* L. (Polygalaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul, 2. *Revista Brasileira de Biociências* 2: 49-102.
- Lüdtke R. & Miotto S.T.S. 2007. *Polygala riograndensis* (Polygalaceae), a new species from Southern Brazil. *Novon* 17: 40-42.
- Lüdtke R., Boldrini I.I. & Miotto S.T.S. 2008. *Polygala altomontana* (Polygalaceae), a new species from southern Brazil. *Kew Bulletin* 63: 665-667.
- Lüdtke R., Chies T.T.S. & Miotto S.T.S. 2009. O gênero *Monnina* (Polygalaceae) na Região Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 23: 175-195.
- Maack R. 1948. Notas preliminares sobre clima, solo e vegetação do Estado do Paraná. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 3: 103-200.
- Machado A.C.C., Valls J.F.M., Peñaloza A.P.S. & Santos S. 2005. Novos biótipos pentaplóides do grupo Dilatata de *Paspalum* L. (Gramineae) no Sul do Brasil. *Ciência Rural* 35: 56-61.
- Marchi M.M. & Longhi-Wagner H.M. 1998. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul 24 – Gramineae: Andropogoneae – gênero *Bothriochloa*. *Boletim do Instituto de Biociências* 57: 1-60.
- Marodin S.M. & Ritter M.R. 1997. Estudo taxonômico do gênero *Stenachaenium* Benth. (Asteraceae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 48: 59-84.
- Matzenbacher N.I. & Mafioletti S.I. 1994. Estudo taxonômico do gênero *Vernonia* Schreb. (Asteraceae) no Rio Grande do Sul-Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS* 1: 1-133.
- Mentz L.A. & Nee M. 2003a. *Solanum aparadense* (Solanaceae) espécie nova para a região dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Pesquisas Botânica* 53: 169-174.
- Mentz L.A. & Nee M. 2003b. *Solanum setosissimum* (Solanaceae) espécie nova para os estados do Paraná e Santa Catarina, Brasil. *Pesquisas Botânica* 53: 163-167.
- Mentz L.A. & Oliveira P.L. 2004. *Solanum* (Solanaceae) na Região Sul do Brasil. *Pesquisas Botânica* 54: 1-327.
- Miotto S.T.S. 1986. O gênero *Camptosema* Hook. et Arn. (Leguminosae-Faboideae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 34: 131-141.
- Miotto S.T.S. 1987a. Os gêneros *Canavalia* DC. e *Dioclea* H.B.K. (Leguminosae, Faboideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 36: 41-55.
- Miotto S.T.S. 1987b. Os gêneros *Centrosema* (DC.) Benth. e *Clitoria* L. (Leguminosae- Faboideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 36: 15-39.
- Miotto S.T.S. 1988. Leguminosae-Faboideae, Tribo Phaseoleae, Subtribo Cajanineae. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul, 19, *Boletim do Instituto de Biociências* 43: 1-88.
- Miotto S.T.S. & Leitão Filho H.F. 1993. Leguminosae-Faboideae. Gênero *Adesmia* DC. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul, 23, *Boletim do Instituto de Biociências* 52: 1-157.

- Miz R.B. & Souza-Chies, T.T. 2006. Genetic relationships and variation among biotypes of dallisgrass (*Paspalum dilatatum* Poir.) and related species using random amplified polymorphic DNA markers. *Genetic Resources and Crop Evolution* 53: 541-552.
- MMA/Ministério do Meio Ambiente. 2008. Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção. Instrução Normativa MMA nº 06, de 23 de setembro de 2008.
- MMA/Ministério do Meio Ambiente. 2009. *Projeto Plantas para o Futuro*. <http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=111&idConteudo=6240&idMenu=5655> [Acessado em abril de 2009].
- Morrone, O. & Zuloaga F.O. 1995. *Flora Fanerogâmica Argentina: Poaceae, Paniceae*. Parte A. Córdoba: Proflora/CONICET. 129p.
- MRE/MMA/Ministério das Relações Exteriores/Ministério do Meio Ambiente. 2006. *Estratégia de Biodiversidade do Mercosul*. [<http://www.cdb.gov.br/estrategia-de-biodiversidade-do-mercosul/declaracao.pdf/view>]
- Neubert E.E. & Miotto S.T.S. 2001. O gênero *Lathyrus* L. (Leguminosae-Faboideae) no Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 56: 51-114.
- Nobre A.V.M., Sartori A.L.B. & Resende U.M. 2008. As espécies de *Desmodium* em Mato Grosso do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 63: 37-67.
- Oliveira M.L.A.A. 1983. Estudo taxonômico do gênero *Desmodium* Desv. (Leguminosae-Faboideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 31: 37-104.
- Oliveira M.L.A.A. 1990. Adições para o gênero *Desmodium* Desv. (Leguminosae-Faboideae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 40: 77-87.
- Oliveira M.L.A.A. 2002. Sinopse taxonômica do gênero *Aeschynomene* L. (Leguminosae-Faboideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 57: 279-301.
- Pillar V.P., Boldrini I.I., Hasenack H., Jacques A.V.A., Both R., Müller S., Eggers L., Fidelis A.T., Santos M.M.G., Oliveira J.M., Cerveira J., Blanco C.C., Joner F., Cordeiro J.L.F. & Pinillos Galindo M. 2006. *Estado atual e desafios para a conservação dos campos/ Relatório*. Porto Alegre: UFRGS. [<http://www.ecologia.ufrgs.br/ecologia/campos/finalcampos.htm>]
- Pinheiro M. & Miotto S.T.S. 2001. Leguminosae-Faboideae. Gênero *Lupinus* L. *Boletim do Instituto de Biociências* 60: 3-100.
- Pinheiro M. & Miotto S.T.S. 2005. *Lupinus reitzii* (Fabaceae-Faboideae), a new species of the *Lupinus lanatus* complex from southern Brazil. *Novon* 15: 346-349.
- Porto M. L., Callegari S., Miotto S.T.S., Waechter J.L. & Detoni M.L. 1977. Rubiaceae – Tribo Spermacoceae. *Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul*, 12, *Boletim do Instituto de Biociências* 35: 1-114.
- Pozzobon M.T., Machado A.C.C., Vaio M., Valls J.F.M., Penáloza A.P.S., Santos S., Côrtes A.L. & Rua G.H. 2008. Cytogenetic analyses in *Paspalum* L. reveal new diploid species and accessions. *Ciência Rural* 38: 1292-1299.
- Pozzobon M.T., Valls J.F.M., Peñañoza A.P.S. & Santos S. 2007. Further meiotic studies in Brazilian and Paraguayan germplasm accessions of *Paspalum* L. (Gramineae). In: PROCISUR, IICA. (org.). *Avances de Investigación en Recursos genéticos en el Cono Sur*. Montevideo: PROCISUR/IICA, 2, 37-47 pp.
- PROCISUR/Programa Cooperativo para el Desarrollo Tecnológico, Agroalimentario y Agroindustrial del Cono Sur. 2001. *Los recursos filogenéticos del género Bromus en el Cono Sur*. Montevideo: PROCISUR/IICA. 108p. [Diálogo, 56]
- Rambo B. 1954. Análise histórica da flora de Porto Alegre. *Sellowia* 6: 9-112.
- Rambo B. 1956. A flora fanerogâmica dos Aparados riograndenses. *Sellowia* 7: 235-298.
- Rennoize S.A. 1988. *Hatschbach's Paraná grasses*. Kew: Royal Botanic Gardens. 76p.
- Rio Grande do Sul. 2003. Decreto Estadual nº 42.099, de 31 de dezembro de 2002. Lista da flora nativa ameaçada de extinção no Estado do Rio Grande do Sul. *Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul* de 1º de janeiro de 2003. p.1.
- Ritter M.R. & Miotto S.T.S. 2002. *Mikania oreophila* (Asteraceae, Eupatorieae), a new species from southern Brazil. *Novon* 12: 533-535.
- Ritter M.R. & Miotto S.T.S. 2005. Taxonomia de *Mikania* Willd. (Asteraceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Hoehnea* 32: 309-359.
- Rodrigues R.S., Flores A.S., Miotto S.T.S. & Baptista L.R.M. 2005. O gênero *Senna* (Leguminosae-Caesalpinioideae) no Rio Grande do Sul. *Acta Botanica Brasílica* 19: 1-16.
- Rosengurt B., Arrilaga de Maffei B.R. & Izaguirre de Artucio P. 1970. *Gramineas Uruguayas*. Montevideo: Universidad de la República. 491p.
- Santos A.M.V. & Boechat S.C. 1989. A tribo Danthonieae Zotov (Gramineae: Arundinoideae) no Rio Grande do Sul. *Boletim do Instituto de Biociências* 44: 1-57.
- Santos A.M.V. & Boechat S.C. 1994. As espécies do gênero *Cynodon* (L.) Richard (Gramineae: Chloridoideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 44: 85-102.
- Schneider A.A. & Boldrini I.I. 2008. Two new species of *Baccharis* Sect. *Caulopterae* (Asteraceae: Astereae) from southern Brazil. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 2: 45-51.
- Smith L.B., Wasshausen D.C. & Klein R.M. 1981-1982. Gramíneas. In: Reitz R. (ed.) *Flora Ilustrada Catarinense*. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 3v. 1407p.
- Soares E.L.C., Vignoli-Silva, M. & Mentz, L.A. 2007. O gênero *Cestrum* (Solanaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas. Botânica* 58: 263-282.
- Trevisan R. & Boldrini I.I. 2006. A new species of *Eleocharis* R. Brown (Cyperaceae) from southern Brazil. *Novon* 16: 155-157.
- Ulibarri E.A. & Burkart A. 2000. Sinopsis de las especies de *Adesmia* (Leguminosae-Papilionoideae) de la Argentina. *Darwiniana* 38: 59-126.
- Valls J.F.M. & Pozzobon M.T. 1987. Variação apresentada pelos principais grupos taxonômicos de *Paspalum* com interesse forrageiro no Brasil. In: *Anais do Encontro Internacional sobre Melhoramento Genético de Paspalum*, Nova Odessa: Instituto de Zootecnia. 15-21 pp.
- Valls J.F.M., Boldrini, I.I. & Miotto S.T.S. 2006. Recursos genéticos e ameaças para a biodiversidade: a conservação de recursos genéticos campestres. In: Mittelman A. & Reis J.C.L. (org.). *Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul – Grupo Campos, 21, 2006, Pelotas. Palestras e Resumos... Pelotas: Embrapa Clima Temperado. [Embrapa Clima Temperado. Documento 166, 1, 71-85 pp.]*
- Vanni R.O. 1995. El género *Zornia* (Leguminosae) en Argentina. *Darwiniana* 33: 1-20.
- Vanni R.O. 2003. *Vicia hatschbachii* (Leguminosae-Vicieae), nueva especie para la flora de Brasil. *Hickenia* 3: 171-173.
- Vignoli-Silva M. & Mentz L.A. 2005. O gênero *Nicotiana* L. (Solanaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 60: 151-173.
- Vignoli-Silva M. & Mentz L.A. 2006. O gênero *Nierembergia* Ruiz & Pav. (Solanaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 61: 139-155.

- Zanin A, Mujica-Salles J. & Longhi-Wagner H.M. 1995. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul. Gramineae – Tribo Stipeae. *Boletim do Instituto de Biociências* 41: 1-191.
- Zanin A. & Longhi-Wagner H.M. 2006. Sinopse do gênero *Andropogon* L. (Poaceae-Andropogoneae) no Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 29: 289-299.
- Zibechi R. 2008. The Soybean Crop in Uruguay: The Creation of a Power Block. *Americas Policy Program Report*. Washington: Center for International Policy. July 8, 2008.
- Zuloaga F.O. & Morrone O. 2005. Revisión de las especies de *Paspalum* para América del Sur Austral. St. Louis: Missouri Botanical Garden Press. [*Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 102, 1-297]
- Zuloaga F.O., Morrone O., Rúgolo de Agrasar Z.E., Anton A.M., Arriaga M.O. & Cialdella A.M. 1994. *Flora del Paraguay. Gramineae. Paniceae. Acroceras a Panicum*. Genève: Conservatoire et Jardin Botaniques. 327p.



Omara Lange. Mimosa em Caçapava do Sul, RS.

Capítulo 11

Estudos citogenéticos em espécies forrageiras nativas

Maria Teresa Schifino-Wittmann¹

Introdução

No início dos anos sessenta, ocorreu uma nova etapa no estudo das pastagens naturais do Rio Grande do Sul. Por intermédio do Prof. Ismar Barreto, se estabeleceu um importante intercâmbio com pesquisadores argentinos e uruguaios, contemplando troca de experiências e treinamento de recursos humanos nas áreas de botânica e genética, em especial citogenética. O Professor Ismar foi o grande incentivador da pesquisa com citogenética de gramíneas forrageiras no Rio Grande do Sul, numa época em que muitos geneticistas “puros” viam a pesquisa com plantas de interesse econômico (aplicada) como “pesquisa de segunda linha” e muitos agrônomos, por outro lado, consideravam as pesquisas acadêmicas como “perda de tempo”. Já naquela época ele tinha consciência de que as pastagens naturais necessitavam de estudos mais aprofundados em áreas básicas, como as mencionadas acima, pois, somente com um conjunto sólido de informações científicas básicas, seria possível progredir, não só quanto ao conhecimento das pastagens em si, mas também para possibilitar projetos de natureza mais aplicada, como utilização, manejo e conservação, que necessitam, para ser bem sucedidos, de uma ampla base quanto aos mais variados aspectos biológicos. Para isso, oportunizou treinamentos nos países vizinhos. Foi a partir dessa iniciativa que a identificação das espécies nativas, caracterização botânica, fitossociologia, ecologia e melhoramento tiveram grande desenvolvimento e avanço, principalmente, no plano da pesquisa e do ensino.

Além de sua importância intrínseca para o conhecimento científico, as informações citogenéticas, mesmo aquelas mais simples, como a determinação do número cromossômico, podem ser úteis para uma melhor caracterização e conhecimento de uma determinada espécie, e também como um aspecto que auxilia na classificação taxonômica. Outras informações, como o comportamento meiótico e a fertilidade do pólen, são essenciais para trabalhos de melhoramento genético.

Foto de abertura: Carolina Blanco da Rosa. Trevo – *Trifolium riograndense*.

¹ Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Faculdade de Agronomia, UFRGS, Cx.P: 15100, CEP: 91501-970, Porto Alegre, RS. E-mail: mtschif@ufrgs.br

O primeiro trabalho publicado em citogenética com uma espécie forrageira nativa foi o de Mohr dieck (1950), determinando o número cromossômico ($2n = 16$) do *Trifolium riograndense* Burkart. Mas foi na década de 60, quando foram iniciados, com a colaboração do Prof. Ismar, os trabalhos pioneiros com citogenética de *Paspalum* no Brasil², que a citogenética de espécies forrageiras no RS tomou impulso. Na década de 80 teve início, no Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia (DPFA) da UFRGS, a formação de um grupo de citogenética vegetal de leguminosas e gramíneas forrageiras nativas, com ênfase maior em leguminosas (revisão em Schifino-Wittmann 2000). As atividades do grupo estenderam-se para outras plantas nativas e cultivadas, tais como *Phalaris* L., *Leucaena* Benth, *Maytenus* Molina, *Capsicum* L., *Hypericum* L., *Citrus* L., *Digitaria* Haller, *Trifolium pratense* L., *Sellocharis paradoxa* Taubert. Muitos destes trabalhos resultaram de parcerias com os Departamentos de Horticultura e Silvicultura e de Botânica da UFRGS, *Department of Plant Sciences* da Universidade de Oxford e INTTAs (Instituto Nacional de Transferencia de Tecnología Agropecuaria) do Paraguai. Vários materiais estudados faziam ou fazem parte de programas de melhoramento ou, por outro lado, são voltados a estudos taxonômicos e evolutivos. Abordagens complementares, como estudos fenológicos, modo de reprodução, análise de isoenzimas foram sendo adicionadas ao longo tempo e, mais recentemente, são analisados alguns marcadores de DNA no laboratório de Análise Genética do DPFA, sob a coordenação do Prof. Miguel Dall'Agnol. A grande maioria dos trabalhos com as espécies nativas só foi possível de ser realizada graças à parceria com a Profa. Sílvia Teresinha Sfoggia Miotto, do Departamento de Botânica da UFRGS.

Neste capítulo, ampliamos a revisão de Schifino-Wittmann (2000), acrescentando os principais trabalhos realizados pelo grupo de citogenética de DPFA com espécies forrageiras ou gêneros de nativas potencialmente forrageiras, que ocorrem nas formações campestres do estado do Rio Grande do Sul (RS). Não é o objetivo fazer uma revisão ampla de trabalhos de citogenética com espécies nativas do RS, mas fica referenciado que outros grupos, no RS, trabalharam ou trabalham com citogenética de espécies nativas, como por exemplo os da UFSM, UFPEL e Departamentos de Genética e Botânica da UFRGS³. Além disso, alguns gêneros de forrageiras nativas do Brasil, como *Paspalum*, continuam sendo intensamente estudados no Brasil por pesquisadores³ da Universidade Estadual de Maringá e do CENARGEN.

Principais trabalhos

A Tabela 11.1 lista os principais trabalhos realizados com citogenética de gramíneas e leguminosas forrageiras do RS e a seguir são apresentados detalhes de alguns dos trabalhos do grupo de citogenética do DPFA. Como será visto, uma das preocupações foi analisar sempre o maior número possível de populações das espécies estudadas, a fim de obter resultados representativos e um quadro confiável da variabilidade existente.

Desmodium, Vigna e Arachis

Foram determinados os números cromossômicos para quatro espécies de *Desmodium* ocorrentes no RS: *D. uncinatum* (Jacq.) DC. (biótipos de flores amarelas e de flores violeta), *D. affine* Schlecht., *D. incanum* DC. e *D. triarticulatum* Malme, todas $2n = 22$. Contagem original para *D. triarticulatum* (Schifino 1983).

Estudos populacionais em três espécies de *Vigna* Savi: *V. luteola* (Jacq.) Benth., *V. adenantha* (G.F.Meyer) Maréchal, Mascherpa & Satinier e *V. longifolia* (Benth.) Verdcourt, todas diplóides com $2n = 22$ cromossomos, meiose regular e altos (acima de 90%) índices meióticos e fertilidade do pólen (Senff *et al.* 1992).

² O grupo inicial de citogenética vegetal do Departamento de Genética da UFRGS era formado por Maria Irene Baggio de Moraes-Fernandes, Maria Clara Mallmann Hickenbick e Ana Maria Freitas de Oliveira Sacchet, a quem o Prof. Ismar carinhosamente chamava de “as meninas da Genética”.

³ A autora pede desculpas antecipadamente se deixou de mencionar outros grupos ou pesquisadores específicos.

Determinação do número cromossômico em 22 populações de *Arachis pintoii* Krapovicas & Gregory ($2n = 20$), *Desmodium incanum*, *D. uncinatum*, *D. triarticulatum*, *D. pachyrrizum* Vog., *D. cunetaum* Hook et Arnt., *Vigna adenantha*, *V. luteola* e *V. longifolia* (todas $2n = 22$), todas com meiose regular e fertilidade do pólen acima de 96% (Senff *et al.* 1995).

▼ Tabela 11.1 | Listagem dos trabalhos publicados com citogenética de espécies forrageiras nativas do Rio Grande do Sul, realizados em instituições do Estado. Não foram incluídos dissertações, teses ou resumos de congressos.

Táxon	Instituição	Referência
<i>Trifolium riograndense</i>	Atual FEPAGRO	(Mohrdeck 1950)
<i>Paspalum</i>	Departamento Genética, UFRGS	(Moraes-Fernandes <i>et al.</i> 1968, 1973, 1974)
	Departamento Genética, UFRGS	(Hickenbick <i>et al.</i> 1992)
<i>Axonopus</i>	Departamento Genética, UFRGS	(Hickenbick <i>et al.</i> 1975)
<i>Briza</i>	Departamento Genética, UFRGS	(Sampaio <i>et al.</i> 1979, Schifino & Winge 1983)
<i>Setaria</i>	Departamento Genética, UFRGS	(Freitas-Sacchet <i>et al.</i> 1984)
<i>Sorghastrum</i>	Departamento Botânica, UFRGS	(Flores & Valls 1987)
<i>Desmodium</i>	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Schifino 1983, Senff <i>et al.</i> 1995)
<i>Vigna</i> e <i>Arachis pintoii</i>	Departamento Genética e Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Senff <i>et al.</i> 1992, 1995)
<i>Trifolium riograndense</i> e <i>T. polymorphum</i>	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Becker <i>et al.</i> 1986, Schifino & Moraes-Fernandes 1986, 1987a, 1987b, 1988)
<i>Vicia</i>	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Schifino-Wittmann <i>et al.</i> 1994, Weber & Schifino-Wittmann 1999)
<i>Lathyrus</i>	Universidade Federal de Santa Maria	(Battistin & Fernandez 1994, Battistin <i>et al.</i> 1999)
	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Schifino-Wittmann <i>et al.</i> 1994, Klamt & Schifino-Wittmann 2000)
<i>Adesmia</i>	Departamento de Botânica, UFRGS e UFSM	(Miotto & Forni-Martins 1995, Coelho & Battistin 1998)
	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Tedesco <i>et al.</i> 2002)
<i>Bromus auleticus</i>	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Martinello & Schifino-Wittmann 2003)
<i>Lupinus</i>	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Maciel & Schifino-Wittmann 2002, Conterato & Schifino-Wittmann 2006)
Caesalpinioideae (<i>Senna</i> , <i>Chamaecrista</i> e outros)	Departamento de Botânica e Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Biondo <i>et al.</i> 2005a, 2005b, 2005c, 2006, Castro <i>et al.</i> 2006)
<i>Paspalum notatum</i>	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Dahmer <i>et al.</i> 2008)
<i>Paspalum nicorae</i>	Grupo Citogenética, DPFA, UFRGS	(Reis <i>et al.</i> 2008)

Trifolium riograndense e T. polymorphum

Inicialmente os trabalhos com *T. riograndense* Burkart estavam voltados à indução de poliploidia na espécie, para posterior cruzamento com o trevo branco, *T. repens* L. ($2n = 32$), tentando introduzir a tolerância a solos ácidos do *T. riograndense* para o *T. repens* (Becker *et al.* 1986, Schifino & Moraes-Fernandes 1987a).

Determinação do número cromossômico, comportamento meiótico e análise do cariótipo foram realizadas em 15 acessos de *T. riograndense* e cinco de *T. polymorphum* Poir. Todas as populações eram diplóides ($2n = 16$) e os cariótipos das duas espécies muito similares, com pouca variabilidade intra-específica. A meiose de *T. riograndense* foi regular, com altos índices meióticos e fertilidade do pólen. Em *T. polymorphum*, 50% dos indivíduos analisados apresentaram irregularidades meióticas e fertilidade do pólen variável (Schifino & Moraes-Fernandes 1988).

Comparando as configurações cromossômicas entre os diplóides e os autotetraplóides induzidos de *T. riograndense* (Schifino & Moraes-Fernandes 1986, 1987a), foi sugerido um possível controle genético da formação de bivalentes na espécie (Schifino & Moraes-Fernandes 1987b).

Vicia

Uma análise prévia de espécies nativas, exóticas e naturalizadas de *Vicia* L. mostrou serem todas diplóides: as nativas *V. epetiolaris* Burkart, *V. linearifolia* Hook. et Arn., *V. macrograminea* Burkart e *V. nana* Vog. com $2n = 14$, as exóticas *V. faba* L., *V. sativa* L. e *V. panonica* L. com $2n = 12$ e *V. villosa* Roth e *V. hirsuta* (L.) S.F.Gray com $2n = 14$. Para a espécie naturalizada *V. angustifolia* L., o número cromossômico predominante foi $2n = 12$, com alguns indivíduos com $2n = 14$. Todas as espécies apresentaram meiose regular e fertilidade do pólen acima de 90% (Schifino-Wittmann *et al.* 1994).

A análise cariotípica de populações locais do agregado *V. sativa* L. no RS (Weber & Schifino-Wittmann 1999) detectou pouca variação e ausência de mistura de citotipos, ao contrário do verificado nas populações da zona de distribuição original do grupo, o que levou os autores a sugerir um efeito do fundador, ou seja, que as populações introduzidas no estado já seriam formas cultivadas estáveis e com pouca variação citológica.

Lathyrus

Inicialmente, o número cromossômico e o comportamento meiótico foram analisados em seis espécies nativas: *L. crassipes* Gill ap. Hook. et Arn., *L. subulatus* Lam., *L. paranensis* Burkart, *L. pubescens* Hook. et Arn., *L. nervosus* Lam. e *L. linearifolius* Vog. e duas espécies exóticas: *L. sativus* L. e *L. latifolius* L. Todas são diplóides com $2n = 14$, comportamento meiótico regular, índices meióticos e fertilidade do pólen em geral acima de 90% (Schifino-Wittmann *et al.* 1994).

A análise cariotípica de 38 populações de *L. nervosus*, *L. pubescens*, *L. paranensis* e *L. crassipes* determinou fórmulas cariotípicas de $2m + 12sm$ para *L. nervosus*, *L. pubescens* e *L. paranensis* e $4m + 10sm$ para *L. crassipes*, todas as espécies com uma morfologia cariotípica bastante conservada. Entretanto, foi detectada uma diferença de 20% no tamanho total do complemento cromossômico entre *L. nervosus* e *L. crassipes*. A variação simétrica entre os cromossomos das diferentes espécies sugeriu mudanças homogêneas no tamanho cromossômico durante a evolução e uma diminuição do tamanho total, considerando ser *L. crassipes* a espécie mais derivada (Klamt & Schifino-Wittmann 2000).

Bromus auleticus

Todos os 14 acessos da gramínea nativa *Bromus auleticus* Trin. ex Nees apresentaram $2n = 6x = 42$, mesmo nível de ploidia encontrado em outras espécies sul-americanas do gênero, e um cariótipo simétrico e homogêneo com cromossomos meta e submetacêntricos, variando de ca. 4 s a ca. 8 μm de comprimento (Martinello & Schifino-Wittmann 2003).

Adesmia

Com um total de 38 acessos, todas as 17 espécies brasileiras do gênero (*A. araujoii* Burkart, *A. arillata* Miotto, *A. bicolor* (Poir. DC.), *A. ciliata* Vog., *A. incana* Vog., *A. latifolia* (Spreng.) Vog., *A. muricata* (Jacq.) DC., *A. paranensis* Burkart, *A. psoraleoides* Vog., *A. punctata* (Poir.) DC., *A. reitziana* Burkart, *A. riograndensis* Miotto, *A. rocinhensis* Burkart, *A. securigerifolia* Hert., *A. sulina* Miotto, *A. tristis* Vog., *A. valsii* Miotto) foram analisadas quanto a seu número cromossômico, comportamento meiótico e fertilidade do pólen. Todas eram diplóides ($2n = 20$), com exceção de um único acesso tetraplóide de *A. incana* (já referido na literatura). O comportamento meiótico foi essencialmente regular, apenas eventuais irregularidades, e normalmente os índices meióticos e a fertilidade do pólen foram acima de ou quase 90%. De um ponto de vista taxonômico, nem o número cromossômico nem o comportamento meiótico podem ser utilizados para distinguir os táxons analisados. Por outro lado, a ausência de grandes anormalidades meióticas e a alta fertilidade do pólen são vantajosas para cruzamentos planejados e produção de sementes (Tedesco *et al.* 2002).

Sub-família Caesalpinioideae – gêneros *Chamaecrista*, *Senna* e outros

Diversas espécies de vários gêneros da sub-família Caesalpinioideae foram estudados em uma série de trabalhos envolvendo o Departamento de Botânica e o grupo de citogenética do DPFA, analisando um total de mais de 200 populações.

Chamaecrista

Os números cromossômicos, cariótipos, comportamento meiótico, morfologia e fertilidade do pólen foram estudados em espécies de *Chamaecrista* Moench nativas no sul do Brasil: *C. nictitans* subsp. *patellaria*, *C. nictitans* subsp. *disadena*, *C. repens*, *C. rotundifolia*, *C. flexuosa*, *C. vestita* e *C. desvauxii*. O número cromossômico foi apresentado pela primeira vez para *C. repens* ($2n = 16$) e confirmado para os outros táxons: $2n = 14$ para *C. desvauxii*, $2n = 32$ para *C. nictitans* subsp. *patellaria* e *C. nictitans* subsp. *disadena* e $2n = 16$ para as outras espécies. O comportamento meiótico foi relatado pela primeira vez para todos os táxons, sendo muito regular, e os índices meióticos estavam acima de 99% e a fertilidade do pólen acima de 92%. Os grãos de pólen de *C. flexuosa* e *C. vestita* são do tipo sub-prolado e prolado nos outros táxons. Os cariótipos, apresentados pela primeira vez para todos os táxons, com exceção de *C. nictitans* subsp. *patellaria*, são simétricos. Em todas as seis espécies, os dois números cromossômicos básicos encontrados no gênero ($x = 7$ e $x = 8$) indicam evolução por dispoloidia, que foi acompanhada por poliploidia (Biondo *et al.* 2005a).

Senna

Os números cromossômicos, comportamento meiótico e fertilidade de pólen foram relatados para 140 acessos de 17 espécies *Senna* Mill. ocorrentes no sul do Brasil: *S. angulata* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby, *S. macranthera* (DC. ex. Collad.) H.S.Irwin & Barneby, *S. rugosa* (G.Don) H.S.Irwin & Barneby, *S. splendida* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby, *S. cernua* (Balb.) H.S.Irwin & Barneby, *S. hirsuta* (L.) H.S.Irwin & Barneby, *S. occidentalis* (L.) Link, *S. araucarietorum* H.S.Irwin & Barneby, *S. corymbosa* (Lam.) H.S.Irwin & Barneby, *S. hilariana* (Benth.) H.S.Irwin & Barneby, *S. oblongifolia* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby, *S. pendula* (Humb. & Bonpl. ex. Willd.) H.S.Irwin & Barneby, *S. septemtrionalis* (Viviani) H.S.Irwin & Barneby, *S. obtusifolia* (L.) H.S.Irwin & Barneby, *S. pilifera* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby e *S. multijuga* (L.C.Rich.) H.S.Irwin & Barneby. Os números cromossômicos foram $2n = 22, 24, 26, 28$ e 56 , com predomínio de $2n = 28$. Contagens originais para *Senna araucarietorum*, *S. hilariana*, *S. neglecta* e *S. oblongifolia*. Não foi verificada variabilidade intra-específica, com exceção de *S. occidentalis* ($2n = 26$ em dois dos 19 acessos analisados e $2n = 28$ nos demais). O acesso analisado de *S. rugosa* era tetraplóide, ao contrário de uma referência prévia para a espécie. O comportamento meiótico foi em geral regular para todas as espécies e populações, com eventuais irregularidades. Os índices meióticos foram acima de 95%. A fertilidade do pólen foi em geral acima de 81%, mas bem mais baixa em alguns acessos. Todas as espécies têm grãos de pólen do tipo prolado-esferoidal. Não foi possível estabelecer uma relação entre tamanho de grão de pólen, posição taxonômica e número cromossômico. Os dados obtidos e os dados da literatura sugerem que o número básico do gênero *Chamaecrista* é $x = 14$, provavelmente um número secundário derivado de $x = 7$, o qual foi sugerido para todas as espécies de Caesalpinioideae, e que os outros números representam uma série diplóide (Biondo *et al.* 2005c, 2006, Castro *et al.* 2006).

Além dos trabalhos mais detalhados com os gêneros *Senna* e *Chamaecrista*, também foram analisados os números cromossômicos de algumas espécies de outros gêneros da sub-família, tais como *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. ($2n = 26$), *Apuleia leiocarpa* (Vogel) Macbride ($2n = 28$), *Cassia leptophylla* Vogel ($2n = 28$), *Gleditsia amorphoides* (Griseb.) Taub. ($2n = 28$), *Parkinsonia aculeata* L. ($2n = 28$), *Pomaria stipularis* (Vogel) B.B.Simpson & G.P.Lewis ($2n = 24$), *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F.Blake ($2n = 24$), *Bauhinia forficata* Link ($2n = 28$), com contagens originais para *Cassia leptophylla* e *Pomaria stipularis* (Biondo *et al.* 2005b, c, Castro *et al.* 2006).

Lupinus

Os trabalhos com *Lupinus* foram inicialmente com espécies ocorrentes no Rio Grande do Sul, e, posteriormente, em uma parceria com a Universidade de Oxford, estendidos para outras espécies brasileiras, andinas e norte americanas.

No primeiro trabalho (Maciel & Schifino-Wittmann 2002), os números cromossômicos foram apresentados pela primeira vez para 30 acessos de nove espécies do sudeste da América do Sul. Números cromossômicos de $2n = 32$ e 34 foram verificados para *L. bracteolaris* Desr. e *L. linearis* Desr., e $2n = 36$ para *L. gibertianus* C.P.Sm., *L. lanatus* Benth., *L. magnistipulatus* Planchuelo & Dunn, *L. multiflorus* Desr., *L. rubriflorus* Planchuelo, *L. uleanus* C.P.Sm. e *L. reitzii* Pinheiro & Miotto. Todas as espécies examinadas têm número cromossômico relativamente baixo, quando comparadas com as do Velho Mundo e América do Norte. Estes resultados, em que $2n = 36$ é a regra, estão em contraste com os dados para as espécies norte-americanas e mostram que, ao menos no sudeste da América do Sul, os números cromossômicos baixos são a regra. Citologicamente, as espécies do sudeste da América do Sul formam um grupo distinto das norte-americanas; altos níveis de poliploidia não tiveram um papel muito importante na especiação dos *Lupinus* do sudeste da América do Sul.

Nos trabalhos posteriores, foram incluídas espécies brasileiras, andinas e norte-americanas e foi analisado o comportamento meiótico. Determinações originais dos números cromossômicos foram apresentadas por (Conterato & Schifino-Wittmann 2006) para 20 táxons de *Lupinus* americanos, incluindo, pela primeira vez, espécies unifolioladas e informações sobre comportamento meiótico e fertilidade do pólen para algumas espécies sul-americanas. A maioria dos acessos brasileiros, considerando as multifolioladas *L. lanatus*, *L. rubriflorus*, *L. multiflorus*, *L. paranensis* C.P.Smith, *L. bracteolaris*, *L. reitzii* e as unifolioladas *L. crotalarioides* Mart. ex Benth., *L. guaraniticus* (Hassl.) C.P.Sm. e *L. velutinus* Benth., apresentou comportamento meiótico regular, índices meióticos e viabilidade do pólen acima de 90%. Os números cromossômicos foram determinados pela primeira vez para as espécies do sudeste da América do Sul *L. guaraniticus*, *L. crotalarioides*, *L. paranensis*, *L. paraguariensis* Chod & Hassl. e *L. velutinus* ($2n = 36$) e para as andinas *L. ballianus* C.P.Sm., *L. eanophyllus* C.P.Sm., *L. huaronensis* Macbride, *L. semperflorens* Benth., além de outros oito táxons ($2n = 48$) do Peru e Bolívia, e de *L. bandeliera* C.P.Sm. ($2n = 36$) da Bolívia. Os números foram confirmados para *L. lanatus*, *L. rubriflorus* ($2n = 36$), *L. bracteolaris* ($2n = 34$) e *L. microphyllus* ($2n = 48$). Nos três acessos das espécies norte-americanas unifolioladas *L. cumulicola* Small. e *L. villosus* Willd., um número previamente desconhecido entre as americanas, $2n = 52$, foi encontrado. Posteriormente, a análise de mais 22 acessos de 16 espécies andinas confirmou o número de $2n = 48$ para todas (com exceção de *L. bandeliera*) (Camillo *et al.* 2006). Os resultados destes trabalhos, além da literatura, apóiam as sugestões de que as espécies do sudeste da América do Sul são um grupo citologicamente diferenciado das espécies andinas e da maioria das norte-americanas, e que as espécies unifolioladas brasileiras e norte-americanas tiveram origens independentes.

Paspalum notatum

Um total de 85 acessos de *Paspalum notatum* Flüggé e sete acessos de *P. notatum* var *saurae* (Pensacola), como parte de um programa de melhoramento genético da espécie que está em andamento no DPFA, foi analisado quanto ao número cromossômico, às configurações meióticas e à fertilidade do pólen. Todos os acessos de *P. notatum* eram tetraplóides, com $2n = 4x = 40$, com exceção de um diplóide, o qual foi considerado como escape de Pensacola. Todas as plantas de Pensacola examinadas tinham $2n = 2x = 20$. As configurações cromossômicas em diacinese e metáfase I eram variáveis entre os diferentes acessos tetraplóides, desde plantas com apenas bivalentes até aquelas com alta frequência de quadrivalentes. A fertilidade do pólen variou de 82,47 a 95,93%, entre os diplóides, e de 72,40 a 97,93%, entre os tetraplóides. Devido ao modo de reprodução apomítico de *P. notatum* tetraplóide, irregularidades meióticas podem ser mantidas sem prejuízo à propagação. Ao mesmo tempo, a

fertilidade do pólen deve ser suficientemente alta para assegurar a formação do endosperma, já que a espécie é pseudogâmica. Os resultados sugerem que diplóides silvestres de *P. notatum*, além do endêmico *P. notatum* var *saurae*, são muito raros. Do ponto de vista do melhoramento, os resultados mostram que todos os tetraplóides são potencialmente macho-férteis e poderiam ser utilizados como genitores masculinos em cruzamentos (Dahmer *et al.* 2008).

Paspalum nicorae

Um total de 53 acessos de *Paspalum nicorae* Parodi, pelo programa de melhoramento genético da espécie que está em andamento no DPFA, foi analisado quanto ao número cromossômico, às configurações meióticas e à fertilidade do pólen. Todos os acessos eram tetraplóides, com $2n=4x=40$. Apesar da ausência de variabilidade no número cromossômico, foi observada uma variação entre os acessos nas frequências das diferentes configurações cromossômicas em diacinese e metáfase I, como univalentes, trivalentes e quadrivalentes. Outras anormalidades, como pontes e cromossomos retardatários, também foram observadas na anáfase e telófase I. O índice meiótico variou de 82 a 99,5% e a viabilidade do pólen variou de 88,99 a 95,06%. Como a espécie é apomítica pseudogâmica, assim como *P. notatum*, há necessidade de pólen fértil para formar o endosperma. Os resultados indicam que todas as plantas são meioticamente estáveis e poderiam ser usadas como progenitores masculinos em cruzamentos controlados (Reis *et al.* 2008).

Em andamento

Está em andamento um amplo projeto com *Trifolium riograndense*, *T. polymorphum* e *T. argentinense* Speg., envolvendo análise citogenética de um grande número de populações, além de análises morfológicas, isoenzimáticas e moleculares.

Outro grande projeto é com o gênero *Mimosa*, em parceria com o Departamento de Botânica da UFRGS e o *Department of Plant Sciences* da Universidade de Oxford, com objetivo de análise citogenética das espécies brasileiras de *Mimosa*. Mais especificamente, está sendo analisado um grande número de populações de *M. scabrella* Benth. (bracatinga) e *M. bimucronata* (DC.) O. Kuntze (maricá) do RS.

Considerações finais

Para um melhor conhecimento das espécies nativas dos Campos Sulinos, não só das espécies potencialmente forrageiras, é importante que as análises citogenéticas sejam continuadas. A reunião destas informações, com as advindas de abordagens moleculares, morfológicas e outras, permitirá melhor caracterização da flora nativa e auxiliará na elaboração de estratégias de uso e conservação dos Campos Sulinos.

Referências

- Battistin A., Biondo E. & Coelho L.G.M. 1999. Chromosomal characterization of three native and one cultivated species of *Lathyrus* L. in Southern Brazil. *Genetics and Molecular Biology* 22: 557-563.
- Battistin A. & Fernandez A. 1994. Karyotypes of four species of South America natives and one cultivated species of *Lathyrus* L. *Caryologia* 47: 325-330.
- Becker L.C.M., Schifino-Wittmann M.T., Paim N.R. & Riboldi J. 1986. Induction of polyploidy and agronomic comparison of diploid and tetraploid forms of *Trifolium riograndense* Burkart. *Brazilian Journal of Genetics* 9: 645- 657.
- Biondo E., Miotto S.T.S. & Schifino-Wittmann M.T. 2005b. Citogenética de espécies arbóreas da subfamília Caesalpinioideae- Leguminosae do sul do Brasil In: *Ciência Florestal* pp. 241-248.
- Biondo E., Miotto S.T.S. & Schifino-Wittmann M.T. 2005c. Números cromossômicos e implicações sistemáticas em espécies da subfamília Caesalpinioideae (Leguminosae). *Revista Brasileira de Botânica* 28: 797-808.
- Biondo E., Miotto S.T.S. & Schifino-Wittmann M.T. 2006. Cytogenetics of species of *Chamaecrista* Moench (Leguminosae – Caesalpinioideae) native to Southern Brazil. *Botanical Journal of the Linnean Society* 150: 429-439.
- Biondo E., Miotto S.T.S., Schifino-Wittmann M.T. & Castro B. 2005a. Cytogenetics and cytotaxonomy of Brazilian species of *Senna* Mill. (Cassieae – Caesalpinioideae – Leguminosae). *Caryologia* 58: 152-163.

- Camillo, M.F., Pozzobon, M.T. & Schifino-Wittmann, M.T. 2006. Chromosome numbers in South American Andean species of *Lupinus* (Leguminosae). *Bonplandia* 15: 113-119.
- Castro B., Biondo E., Schifino-Wittmann M.T. & Miotto S.T.S. 2006. Estudos cromossômicos em espécies da subfamília Caesalpinioideae (Leguminosae) do sul do Brasil: confirmação de contagens prévias e detecção de variabilidade intra-específica em *Senna occidentalis* (L.) Link. *Revista Científica Rural* 11: 130-134.
- Coelho L.G. & Battistin A. 1998. Meiotic behavior of *Adesmia* DC. (Leguminosae-Faboideae) species native to Rio Grande do Sul, Brazil. *Genetics and Molecular Biology* 21: 404-406.
- Conterato I.F. & Schifino-Wittmann M.T. 2006. Chromosome numbers, meiotic behaviour and pollen fertility in American taxa of *Lupinus* L. (Leguminosae): contribution to taxonomy and evolutionary studies. *Botanical Journal of the Linnean Society* 150: 229-240.
- Dahmer N., Schifino-Wittmann M.T. & Dall'Agnol M. 2008. Cytogenetic data for *Paspalum notatum* Flüggé accessions. *Scientia Agrícola* 65: 381-388.
- Flores A.I.P. & Valls J.F.M. 1987. Aspectos citológicos (número cromossômico, regularidade meiótica e viabilidade do grão de pólen) em espécies do gênero *Sorghastrum* Nash (Gramineae; Andropogoneae). *Iheringia* 36: 1-82.
- Freitas-Sacchet A.M.O., Boldrini I.I. & Born G.G. 1984. Cytogenetics and evolution of the native grasses of Rio Grande do Sul, Brazil – *Setaria* Beauv. (Gramineae). *Brazilian Journal of Genetics* 3: 535-548.
- Hickenbick, M.C.M., Valls, J.F.M., Salzano, F.M. & Moraes-Fernandes, M.I.B. 1975. Cytogenetic and evolutionary relationships in the genus *Axonopus* (Gramineae). *Cytologia* 40: 185-204.
- Hickenbick, M.C.M., Flores, A.I.P., Cavalli-Molina, S., Weber, L.H., Kersting, A.C.D., Costa, L.S., Souza-Chies, T.T. & Albarus, M.H. 1992. Mode of reproduction and seed production in *Paspalum dilatatum* Poir., Virasoro biotype, Dilatata group (Gramineae). *Revista Brasileira de Genética* 15: 85-102.
- Klamt A. & Schifino-Wittmann M.T. 2000. Karyotype morphology and evolution in some *Lathyrus* species of Southern Brazil. *Genetics and Molecular Biology* 23: 463-468.
- Maciel H.S. & Schifino-Wittmann M.T. 2002. First chromosome number determinations in southeastern South American species of *Lupinus* L. (Leguminosae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 139: 395-400.
- Martinello G.E. & Schifino-Wittmann M.T. 2003. Chromosomes of *Bromus auleticus* Trin. Ex Nees (Poaceae). *Genetics and Molecular Biology* 26: 369-371.
- Miotto S.T.S. & Forni-Martins E.R. 1995. Número cromossômico em espécies brasileiras de *Adesmia* DC. (Leguminosae-Faboideae). *Acta Botânica Brasileira* 8: 3-9.
- Mohrdieck K.H. 1950. Observações sobre o número de cromossomos no *Trifolium riograndense* Burkart. *Revista Agrônômica* 14: 210-214.
- Moraes-Fernandes M.I.B., Barreto I.L. & Salzano F.M. 1968. Cytogenetic, ecologic and morphologic studies in Brazilian forms of *Paspalum dilatatum*. *Canadian Journal of Genetics and Cytology* 10: 131-138.
- Moraes-Fernandes M.I.B., Barreto I.L. & Salzano F.M. 1973. Cytogenetic, ecologic and morphologic studies in Brazilian forms of *Paspalum notatum*. *Journal of Genetics and Cytology* 15.
- Moraes-Fernandes M.I.B., Barreto I.L., Salzano F.M. & Sacchet A.M.O.F. 1974. Cytological and evolutionary relationships in Brazilian forms of *Paspalum* (Gramineae). *Caryologia* 27: 455-465.
- Reis C.A.O., Schifino-Wittmann M.T. & Dall'Agnol M. 2008. Cytogenetic characterization of a collection of *Paspalum nicorae* Parodi accessions. *Crop Breeding and Applied Biotechnology* 8: 212-218.
- Sampaio M.T.S., Hickenbick M.C.M. & Winge H. 1979. Chromosome numbers and meiotic behavior of South American species of the Briza complex (Gramineae). *Brazilian Journal of Genetics* 2: 125-134.
- Schifino-Wittmann M.T. 2000. Cytogenetics and evolution of forage legumes from Rio Grande do Sul, Brazil: a review. *Genetics and Molecular Biology* 23: 989-995.
- Schifino-Wittmann M.T., Lau A.H.L. & Simioni C. 1994. The genera *Vicia* and *Lathyrus* (Leguminosae) in Rio Grande do Sul (Southern Brazil): cytogenetics of native, naturalized and exotic species. *Brazilian Journal of Genetics* 17: 313-319.
- Schifino M.T. 1983. Chromosome numbers and meiotic behavior in five native Brazilian forage legume species. *Brazilian Journal of Genetics* 6: 357-362.
- Schifino M.T. & Moraes-Fernandes M.I.B. 1986. Cytological comparison of diploid and autotetraploid *Trifolium riograndense* Burkart. *Brazilian Journal of Genetics* 9: 637-643.
- Schifino M.T. & Moraes-Fernandes M.I.B. 1987a. Induction of polyploidy and cytological characterization of autotetraploids of *Trifolium riograndense* Burkart (Leguminosae). *Euphytica* 36: 863-872.
- Schifino M.T. & Moraes-Fernandes M.I.B. 1987b. Cytological evidence of genetic control of chromosome pairing in artificial autotetraploids of *Trifolium riograndense* Burkart. *Genetica* 74: 225-230.
- Schifino M.T. & Moraes-Fernandes M.I.B. 1988. Chromosome numbers, karyotypes and meiotic behavior of populations of some *Trifolium* (Leguminosae) species. *Brazilian Journal of Genetics* 11: 637-643.
- Schifino M.T. & Winge H. 1983. Karyotypes and nuclear DNA content of species of the Briza complex and some other genera of Poaeae (Gramineae). *Brazilian Journal of Genetics* 6: 245-259.
- Senff M.I., Hickenbick M.C.M. & Paim N.R. 1992. Cytogenetic studies in species of the genus *Vigna* Savi (Leguminosae-Papilionoideae). *Brazilian Journal of Genetics* 15: 407-418.
- Senff M.I., Schifino-Wittmann M.T. & Paim N.R. 1995. Cytogenetic studies of populations of *Arachis*, *Desmodium* and *Vigna* species (Leguminosae, Papilionoideae) from Rio Grande do Sul. *Brazilian Journal of Genetics* 18: 629-631.
- Tedesco S.B., Schifino-Wittmann M.T. & Dall'Agnol M. 2002. Meiotic behaviour and pollen fertility in Brazilian species of *Adesmia* DC. (Leguminosae). *Caryologia* 55: 341-347.
- Weber L.H. & Schifino-Wittmann M.T. 1999. The *Vicia sativa* L. aggregate (Fabaceae) in Southern Brazil. *Genetic Resources and Crop Evolution* 46: 207-211.



Omara Lange. Trevo – *Trifolium polymorphum*.



Capítulo 12

Paspalum e Adesmia: importantes forrageiras dos Campos Sulinos

Simone M. Scheffer-Basso¹, Karinne Baréa² & Aino Victor Ávila Jacques³

Introdução

Os gêneros *Adesmia* DC. (Fabaceae) e *Paspalum* L. (Poaceae) são a “elite” das leguminosas e gramíneas forrageiras das pastagens naturais do sul do Brasil e poderiam ser objetos de uma vida de pesquisa. Neste capítulo são apresentadas informações sobre algumas espécies desses gêneros, oriundas de dissertações de mestrado do Programa de Pós-graduação em Agronomia da Universidade de Passo Fundo (Costa 2002, Vendruscolo 2003, Bárea 2005), da tese de doutorado da primeira autora (Scheffer-Basso 1999) e de trabalhos de iniciação científica e experimentação agrícola desenvolvidos por estudantes da graduação dos Cursos de Ciências Biológicas e Agronomia. Estes trabalhos foram principalmente desenvolvidos na região do Planalto Médio do Rio Grande do Sul – região esta que atualmente possui apenas resquícios de pastagens naturais. Na maioria das vezes, as espécies dos campos do Planalto Médio são encontradas apenas nas margens de rodovias, são exemplares de valiosas espécies, seja pelo potencial forrageiro (econômico) seja pelo valor de conservação da biodiversidade. Algumas das espécies com potencial forrageiro, de *Adesmia* e *Paspalum*, são abordadas a seguir.

Adesmia: para que te quero?

Temos 17 espécies nativas desse gênero no sul do Brasil (Miotto & Leitão Filho 1993), que se distinguem pelo hábito e duração de vida, o que é extremamente significativo para plantas forrageiras. São referidas como “babosas”, mas é preferível não utilizar essa denominação em virtude da babosa medicinal ou cosmética (*Aloe vera* L.).

Na região do Planalto Médio são (eram) encontradas com mais frequência *A. araujoii* Burk. e *A. tristis* Vogel. Iniciamos nossos trabalhos com o gênero, em Passo Fundo, com enfoque na anatomia de

Foto de abertura: Valério Pillar. Serra do Caverá, RS.

¹ Faculdade de Agronomia, Universidade de Passo Fundo. E-mail: sbasso@upf.br

² Consultoria Ambiental. E-mail: jbarea@brturbo.com.br

³ Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. E-mail: aino@ufrgs.br

nódulos (Scheffer-Basso *et al.* 2000c). Posteriormente, foi realizado um teste em solução nutritiva, que evidenciou a maior tolerância da adesmia-folha-larga (*A. latifolia* (Spreng.) Vog.) ao alumínio, em relação à *A. tristis*. Em doses de até 1,5 mg Al L⁻¹, plântulas de *A. latifolia* não apresentam redução na taxa de crescimento relativo de raízes (Scheffer-Basso *et al.* 2000b).

Burkart (1952) denominou de “sedentárias”, as leguminosas que não se propagam vegetativamente, e de “viajantes”, as espécies estoloníferas ou rizomatosas. As primeiras possuem raiz principal dominante, com caules aéreos eretos e não radicantes, mas que podem ser procumbentes e até prostrados; as “viajantes” possuem rizomas finos ou caules rasteiros, radicantes nos nós, com raiz primária axonomorfa, mas dando a impressão de sedentarismo em plantas jovens. Posteriormente, o autor caracterizou as espécies perenes desse gênero como possuidoras de uma raiz principal grossa e com bases caulinares lenhosas, com gemas de renovação e outras estruturas perenes. As observações no campo indicam que essas são consumidas pelo gado e não apresentam nenhum registro de substâncias tóxicas.

No entanto, o seu comportamento sob pastejo não está esclarecido, havendo informações contraditórias e hipóteses que requerem pesquisas para serem avaliadas. Allen & Allen (1981) mencionam uma forte vitalidade de *Adesmia* após pastejo contínuo, mas Valls (1984) considera essas espécies pouco resistentes a altas pressões de pastejo, com o que a maioria tende a desaparecer.

Miotto & Waechter (1996) publicaram suas considerações sobre a fitogeografia de *Adesmia* no Brasil e consideraram que dentre as espécies que mereciam ser investigadas no aspecto forrageiro, estão a adesmia-folha-larga, a adesmia-pontuada (*A. punctata* Poir (DC.) e *A. tristis*. Pela nossa experiência, em dois estudos, um em casa de vegetação e outro em campo, poderia ser descartada a última, em virtude de seu hábito semi-arbustivo e, principalmente, por possuir elevada relação caule:folha, muita pegajosidade na época da floração e limitação na rebrota, o que compromete sua persistência. É uma planta não-clonal, com coroa, e que depende da sobrevivência do indivíduo para persistir em pastagens.

A adesmia-folha-larga detém um fenótipo atrativo, pois sua folhagem é exuberante, seus estolões são longos e é excelente colonizadora (Fig. 12.1). A adesmia-pontuada também é estolonífera, mas sem a exuberância da anterior, o que sugere maior persistência sob pastejo.

Adesmia-folha-larga (*Adesmia latifolia*)

É a única espécie citada para o Brasil que ocorre em campos alagadiços e em banhados (Miotto & Leitão Filho 1993). Amplamente distribuída no Rio Grande do Sul e sul de Santa Catarina e encontrada na Argentina e Uruguai. No Planalto Médio não é encontrada naturalmente e sua ocorrência, de 1999 em diante, pode ser atribuída à introdução a partir de acessos oriundos de outros locais do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (Scheffer-Basso 1999).

Possui sementes duras, o que remete à necessidade de escarificação para a germinação. No início do seu crescimento, possui um eixo caulinar primário (planta-mãe), ortotrópico e com entrenós curtos (2 a 3 mm), um delicado sistema radical, formado pela raiz principal e suas ramificações. No decorrer do seu crescimento, surgem os estolões, sua unidade estrutural básica. O aparecimento dos primeiros



Figura 12.1 Aspecto da *Adesmia latifolia* (adesmia-folha-larga) após geadas (a) e em pleno crescimento na primavera-verão (b), na propriedade do Prof. André Baggio. Passo Fundo, 1999.

estolões ocorre quando a planta dispõe de cerca de cinco folhas e são oriundos das gemas axilares presentes nos cotilédones. Esse processo inicia, aproximadamente, a partir dos 45 dias de idade, mas supõe-se variar de acordo com a temperatura e outros fatores climáticos. Os dois primeiros estolões crescem em direção oposta, cerca de 180° entre si.

Ao longo do tempo, podem surgir outros estolões do nó cotiledonar. Observou-se, no máximo, cinco estolões primários. O processo de formação dessas estruturas prossegue, com a formação dos estolões secundários, que se dispõem alternadamente ao longo dos estolões primários, em ângulo de aproximadamente 45°. Junto aos nós dos estolões, são originadas as folhas, outros estolões (um por nó) e as inflorescências. Não são formadas hastes eretas semelhantes à planta-mãe, nem estruturas lignificadas ou coroas. Os estolões primários têm maior diâmetro em relação aos estolões secundários.

A arquitetura dessa espécie é determinada pela rede de estolões, geralmente com longos entrenós (de até 11 cm), que possibilitam uma rápida e oportunística exploração do ambiente, numa estratégia de crescimento do tipo *guerrilha*. As folhas se posicionam verticalmente, formam a biomassa aérea acima dos estolões, sendo responsáveis pela aparência do dossel vegetativo. As gemas localizam-se na base e ao longo do eixo primário e dos estolões. Como o crescimento dessa leguminosa está vinculado basicamente à contínua formação de estolões, as gemas de renovação encontram-se no nível do solo, o que a caracteriza como uma planta hemicriptófito radicante. Estimou-se de 1.200 a 3.000 gemas/m² em duas populações da espécie, em cultivo protegido. Cerca de 95 a 99% de suas gemas foram encontradas nos estolões (Scheffer-Basso *et al.* 2000a, Scheffer-Basso *et al.* 2002a).

O sistema radical é formado pelas raízes da planta-mãe e pelas raízes adventícias presentes nos estolões. A raiz pivotante apresenta pequeno crescimento em espessura e as raízes adventícias permanecem finas durante todo o período de crescimento. O final do crescimento vegetativo caracteriza-se pela emissão de hastes reprodutivas, terminais ou axilares. À época do florescimento, muitos estolões apresentam pubescência e tonalidade arroxeada. Entre algumas populações de adesmia-folha-larga, observou-se que a inflorescência é o principal caractere morfológico de discriminação das mesmas (Scheffer-Basso *et al.* 2003).

A duração da planta-mãe parece ser breve, o que pode estar associado à ausência de coroa, de um sistema de raízes vigoroso e ao pouco crescimento do eixo primário, embora não seja possível quantificar esse tempo em termos absolutos. Em futuras pesquisas, poderá ser testada a hipótese de que essa leguminosa seja anual ou bienal, à semelhança do trevo-branco (*Trifolium repens* L.), monitorando-se os fatores ambientais, a incidência de pragas e doenças, a competição com outras espécies, etc., em plantas cultivadas em campo. A identificação da planta-mãe torna-se difícil com o passar do tempo, mas pode-se afirmar, com certeza, que sob condições não limitantes de crescimento, há prioridade para a formação de estolões e folhas em detrimento da formação de um vigoroso sistema radical junto à planta-mãe. Não foram observadas estruturas de perenização junto ao nó cotiledonar, como, por exemplo, formação de coroa e tecidos lignificados (Scheffer-Basso 1999).

A senescência inicia concomitantemente com o florescimento, tanto no eixo primário quanto nos estolões. Ao final da estação de crescimento, a maioria dos eixos primários morre, embora alguns ainda apresentem gemas em atividade, mesmo na ausência de folhas. Com o processo de senescência, os estolões perdem progressivamente a clorofila, tornando-se amarelados, fibrosos e constituindo-se no principal componente do material morto depositado sobre o solo. Nossas observações no campo indicam que a ressemeadura natural é fundamental para a persistência das populações. A espécie rebrota depois de geadas, em meio ao material morto das gramíneas nativas (Fig. 12.1). Floresce abundantemente, atraindo abelhas, seu principal polinizador.

Barreto & Kappel (1967) caracterizaram a adesmia-folha-larga como perene estival. Miotto & Leitão Filho (1993), entretanto, não concordam com essa afirmação, descrevendo a espécie como

hiberno-primaveril. Isto é, começa a vegetar no outono, permanece verde durante os meses de inverno e inicia a sua floração em outubro, podendo estender-se até abril. Nossos estudos corroboram com o que esses últimos autores apontaram. Provavelmente, os primeiros autores se depararam com manchas da espécie em pleno verão, em locais úmidos ou em anos de boa precipitação pluviométrica.

Isso também ocorre com o trevo-branco. Nossos apontamentos indicam que o florescimento da adesmia-folha-larga inicia na primavera, mas pode haver novo ciclo reprodutivo no verão em plantas submetidas à desfolhação. Há sincronia de florescimento, o que facilita a colheita de sementes. Porém, isso exige um manejo criterioso quanto à época de diferimento, para que ocorra a ressemeadura natural.

Sua presença nos campos, em geral, é ocasional, podendo ser também freqüente, abundante ou muito abundante. Miotto & Leitão Filho (1993) comentam sobre a ocorrência esporádica dessa leguminosa, às vezes luxuriante e, outras vezes, quase nula; observaram que pode haver a formação de grandes manchas pelo acentuado desenvolvimento de seus estolões e pelo volume de sua folhagem, ocupando áreas mais ou menos extensas.

Por isso, os estudos demográficos são, provavelmente, os mais urgentes a serem investigados nessa espécie. No entanto, uma vez estabelecida, ela se desenvolve e pode permanecer por muitos anos em meio às gramíneas. Cita-se o caso da propriedade do professor André Baggio, onde alguns estolões da espécie foram introduzidos em meio às gramíneas nativas, em 1999. O estande tem dez anos e, atualmente, recobre grande parte de piquetes, que são pastejados por eqüinos, durante todo o ano. No entanto, o proprietário controla a carga animal e respeita o crescimento da leguminosa.

Rosengurtt (1946) observou a preferência da adesmia-folha-larga por campos férteis e com baixa lotação, pois é muito procurada pelos animais, achando-se, em geral, ao abrigo de gramíneas e em escassa quantidade. Em um de nossos trabalhos (Scheffer-Basso *et al.* 2002b), em área bem drenada no topo de uma coxilha (Passo Fundo), a espécie não se desenvolveu bem quando foi semeada junto com a festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.), trevo-branco e cornichão (*Lotus corniculatus* L.).

No entanto, mostrou versatilidade quanto ao estágio fenológico no primeiro corte (Scheffer-Basso *et al.* 2005). Em cultivo extremo, sob cortes, produziu até 3.000 kg MS/ha (MS= matéria seca). Observou-se, porém, um deslocamento espacial do dossel da leguminosa, com desaparecimento quase total das plantas no local de plantio, em comportamento similar ao de uma planta anual. Ao longo do tempo, houve uma “caminhada” do dossel, se distanciando do local de plantio, abrangendo os caminhos e as áreas externas do ensaio. As plantas da adesmia-folha-larga apresentaram 125 estolões/0,24 m², superior ao trevo-branco (91 estolões). No entanto, no início do outono (março/2001), o trevo-branco tinha 140 estolões/0,24 m² e a leguminosa nativa, apenas 17 estolões. Há que se considerar que as duas espécies diferem quanto à morfologia do estolão: na adesmia-folha-larga os entrenós são longos e no trevo-branco, são mais curtos. Com isso, há maior número de pontos de enraizamento e surgimento de folhas nesse último, conferindo-lhe, relativamente, maior persistência.

Nesse mesmo trabalho, a adesmia foi semeada em solo preparado, adubado e livre de invasoras. Apesar das sementes terem sido inoculadas com rizóbio selecionado na EMBRAPA-Trigo, houve a necessidade de fazer nova inoculação por meio de irrigação, pois as plantas não nodularam. Esses aspectos também merecem aprofundamento futuro, pois em casa de vegetação, dois acessos de adesmia-folha-larga (BRA-001422, BRA-001465), mesmo sem inoculação e fertilizadas com uréia, nodularam abundantemente com estirpes nativas. Isso sugere uma elevada demanda nutricional, considerando-se que a nodulação é resposta à carência de nitrogênio (N).

Em estudo conduzido à mesma época, em vasos de Leonard, a adesmia-folha-larga destacou-se pelo maior número (126/vaso) e peso total de nódulos (82,22 mg MS/vaso) em relação ao cornichão (*Lotus corniculatus* L.), com 82 nódulos/vaso e 20,25 mg MS/vaso. A fibra biológica de nitrogênio (FBN) foi mais efetiva em adesmia, cujas plantas inoculadas produziram, em média, 37% de MS em

relação às plantas supridas com N-mineral; no cornichão esse percentual foi de apenas 15%. A quantidade de N fixado simbioticamente foi de 43,12 mg/vaso em adesmia e de 9,92 mg N/vaso em cornichão (Scheffer-Basso *et al.* 2001a).

O valor nutritivo das adesmias folhavelga e pontuada foram determinados em condição de cultivo protegido (Tab. 12.1), em estudo na casa de vegetação (Scheffer-Basso *et al.* 2001b). As duas espécies mostraram valor nutritivo similar às leguminosas comercialmente cultivadas. Destaca-se o elevado teor de cálcio (Ca) de adesmia-folha-larga, que pode estar vinculado ao tipo de material analisado, constituído praticamente de folhas, pois esse elemento acumula-se principalmente nesse órgão (Buxton & Mertens 1995). Todavia, não devem ser descartadas possíveis diferenças de demanda e absorção desse elemento nas espécies estudadas.

Segundo Mengel & Kirkby (1987), muitas variações entre genótipos refletem a demanda de Ca em nível de tecido. Além de estar relacionado à capacidade de troca de cátions da parede celular, um aumento no suprimento de Ca na solução externa pode conduzir a um aumento no nível de Ca nas folhas, que são órgãos com altas taxas transpiratórias. A adesmia-folha-larga é uma espécie que apresenta elevada demanda hídrica e isso pode ser um dos motivos da elevada concentração de Ca, já que esse elemento é absorvido por fluxo de massa.

Carneiro (2002) verificou menor quantidade de tecidos lignificados no limbo foliar, em relação ao trevo-branco. As folhas da adesmia-folha-larga apresentaram baixa concentração de taninos condensados, estimado em 0,03% pelo método de butanol-HCl e em 0,35% pelo método de difusão radial. A degradabilidade *in situ* revelou o elevado potencial de aproveitamento pelos animais, pois foi de 97,90% (limbo), 69,35% (pecíolo) e 73% (estolão). O padrão anatômico da folha confirmou essa característica da espécie, que, por esses atributos, foi comparada ao trevo-branco.

Entre os estudos ainda necessários para o entendimento e o manejo da adesmia-folha-larga, sugere-se: estudos demográficos, persistência por meio de ressemeadura natural, duração da planta-mãe e dos estolões primários e exigências quanto à umidade e fertilidade do solo.

Adesmia-pontuada (*Adesmia punctata*)

A adesmia-pontuada é ereta-decumbente e apresenta no início do seu desenvolvimento um eixo caulinar compacto, caracterizado por entrenós curtos (2-3 mm). No decorrer do crescimento, há o alongamento desses entrenós e, quando a planta possui aproximadamente dez folhas, há o surgimento das primeiras ramificações caulinares. Inicialmente são formados dois estolões, oriundos do nó cotiledonar, distantes 180° um do outro. Os estolões são delgados e verdes no início do seu crescimento, adquirindo, com o passar do tempo, a tonalidade marrom-esverdeada, quando também tendem a manter-se subsuperficialmente ao solo.

Pelo seu aspecto, e ao manuseio, nota-se que os estolões têm mais tecidos de sustentação em relação aos da adesmia-folha-larga, sugerindo possuírem persistência distinta (Scheffer-Basso 1999). As gemas axilares dos estolões originam folhas e outros estolões ou, mais frequentemente, hastes ereto-decumbente. Ao contrário de adesmia-folha-larga, o estolão dessa espécie não é a sua unidade estrutural básica. Além disso, o eixo primário (planta-mãe) continua o alongamento, em um hábito ereto-decumbente.

▼ Tabela 12.1 | Valor nutritivo de folhas de duas espécies de *Adesmia* Vog. no estágio vegetativo*

Atributo	Espécie	
	<i>Adesmia latifolia</i>	<i>Adesmia punctata</i>
Proteína bruta (%)	22,00	23,00
Digestibilidade <i>in vitro</i> da MO (%)	71,00	72,00
Cálcio (%)	2,90	1,40
Fósforo (%)	0,25	0,20
Magnésio (%)	0,27	0,14
Potássio (%)	2,40	1,89
Cobre (mg/L)	8,97	4,28
Ferro (mg/L)	719,50	1.156,30
Manganês (mg/L)	105,90	62,30
Zinco (mg/L)	21,94	17,03

*Adaptado de Scheffer-Basso (1999).

O sistema radical de adesmia-pontuada é formado pela raiz principal da planta-mãe, com suas ramificações laterais, e pelas raízes adventícias, oriundas dos nós dos estolões. O processo de enraizamento dos estolões é lento, havendo a formação de uma raiz principal pivotante em cada nó, da qual são emitidas raízes laterais. Com o engrossamento da região superior da raiz, há a formação de coroas junto à planta-mãe e nos nós dos estolões, caracterizando-a como uma leguminosa estolonífera, mas também formadora de coroa, o que lhe deve conferir longevidade e certa tolerância ao estresse hídrico. Essas características também divergem da adesmia-folha-larga.

As gemas de renovação dessa espécie são mantidas sobre tais estruturas, o que a classifica como uma planta hemicriptófito. Seu crescimento é lento e a colonização da área ocorre pelo desenvolvimento dos estolões. Araújo (1940) também se referiu ao tímido crescimento dessa espécie no primeiro ano de cultivo, quando os caules alcançaram apenas 25 cm de comprimento, ao passo que, no ano seguinte, já estavam com mais de 100 cm. Habitam campos nativos adubados, encostas, campos arenosos, marítimos, colinas pedregosas, florescendo de outubro a março (Miotto & Leitão Filho 1993).

No Brasil, os autores constataram a presença de duas variedades, *punctata* e *hilariana*, a primeira ocorrendo em altitudes de 10 a 290 m; a segunda, entre 950 a 1450 (2000 m). Araújo (1940) a julgava não apetecível ao gado, em vista de sua pilosidade e da abundância de glândulas oleosas, todavia observou sinais de pastejo em plantas da espécie. Rosengurt (1946) descreveu adesmia-pontuada como uma erva pouco produtiva, hemicriptófito, estolonífera, de ciclo indefinido e com crescimento extremamente débil, demorando mais de um mês para germinar; seus caules rasteiros enraízam menos do que os de *A. bicolor* Poir. (DC.), havendo a tendência a se formarem cultivos mais limpos. Araújo (1940) já havia observado que as sementes somente germinaram no solo três meses após o plantio e que durante o primeiro ano as plantas pouco cresceram, ficando com talos pouco maiores de 25 cm; após o descanso estival, no entanto, cresceram muito, ficando bastante ramificadas e enfolhadas, a ponto de cada exemplar cobrir mais de 1 m².

Em casa de vegetação, com solo de lavoura e na ausência de inoculação, a adesmia-pontuada não nodulou, ao contrário do que foi verificado com a adesmia-folha-larga, com nodulação precoce e abundante, sugerindo que a primeira tem especificidade para rizóbio (Scheffer-Basso 1999). Outra hipótese é a de que devido à sua menor taxa de crescimento e com as aplicações de uréia realizadas ao longo do período experimental, o nitrogênio foi suficiente para atender sua demanda.

Paspalum: quais deles?

Barreto (1974) apontou para o Rio Grande do Sul vinte grupos taxonômicos do gênero *Paspalum* L. Na região do Planalto Médio, o destaque fica por conta das espécies do grupo *Dilatata*, de grande interesse para a área subtropical, onde convivem biótipos sexuais e apomíticos de duas espécies: capim-melador (*P. dilatatum* Poir.) e capim-das-roças (*P. urvillei* Steudel), segundo Valls & Pozzobon (1987). Outras espécies de ocorrência na região e que merecem atenção, também pelas referências internacionais sobre valor forrageiro, são o capim-melador-prostrado (*P. pauciciliatum* Herter), o capim-coqueirinho (*P. plicatulum* Mitchx.) e o capim-vassoura (*P. umbrosum* Trin; syn: *P. paniculatum* L.).

O capim-melador apresenta grande importância forrageira, principalmente em solos úmidos no sul do Brasil, apresentando uma ampla variedade de biótipos. Não se têm conhecimento de que a planta seja tóxica, mas as inflorescências da maioria dos biótipos de *P. dilatatum* são infectadas pelo fungo *Claviceps paspali* Stevens e Hall. Essa moléstia confere o nome de capim-melador e aparece primeiramente na forma de exsudação escura e pegajosa nas espiguetas e sementes. Os biótipos da espécie distinguem-se pelo nível de ploidia, modo de reprodução, características morfológicas e área de distribuição. No Uruguai foram selecionados quatro cultivares (cv.): Estanzuela Chirú, Estanzuela Yasú, Estanzuela Caracé e Estanzuela Tabobá.

O complexo de formas relacionadas a essa espécie inclui citotipos tetraplóides, sexuais, com anteras amarelas, como a subespécie *flavescens* e os biótipos “Vacaria” e “Virasoro” (Valls & Pozzobon 1987). Além desses biótipos, existe um citotipo tetraplóide, sem contraparte diplóide, com situação taxonômica muito peculiar: trata-se de *P. pauciciliatum*, originalmente descrito sob *P. dilatatum* var. *pauciciliatum*, sem problemas de circunscrição taxonômica. Parece ser constituído de mais de dois genomas, comportando-se como híbrido interespecífico fixado por apomixia. Existe um tipo pentaplóide apomítico, representado pela forma típica da espécie, chamada de *P. dilatatum* “Comum” (anteras roxas), e citotipos hexaplóides, também apomíticos, caracterizados como biótipos “Uruguaio” (ao qual pertence a cv. Chirú), “Uruguaiana” (anteras roxas) e “Torres” (anteras roxas por fora, mas com interior amarelo na antese), conforme Valls (2000).

Recentemente, Machado *et al.* (2005) detectaram a presença de dois novos tipos pentaplóides, com origem muito provavelmente distinta do biótipo “Comum” do capim-melador (Valls 2000). O primeiro dos biótipos pentaplóides discrepantes (acessos V14285 e V14289, do Litoral Atlântico, e V14860, da Depressão Central, RS) associa-se geográfica e morfológicamente ao hexaplóide “Torres”. O segundo novo pentaplóide (V14253, de Uruguaiana, na região da Campanha) foi originalmente identificado, a campo, como pertencente ao biótipo “Virasoro”, porém com ressalva quanto ao comprimento da espiguetas, muito menor.

O biótipo mais frequente no Planalto Médio é “Virasoro”, facilmente coletado em áreas ruderais e beiras de rodovias. Com uma distribuição limitada, difere das outras entidades que possuem anteras amarelas, pelo grande número de nervuras no lema (9 a 11), que são salientes e visíveis a olho nú, pela inclinação dos ramos das inflorescências e pelo tamanho das espiguetas (Fig. 12.2).

Os estudos realizados pelo nosso grupo (Costa & Scheffer-Basso 2003, Costa *et al.* 2003, Bárea *et al.* 2007, Scheffer-Basso *et al.* 2007) apontaram como características desse biótipo: arquitetura caulinar, por produzir folhas ao longo da porção alongada do colmo, além da base da touceira, florescimento precoce e longo, estabilização do afilamento no outono e inverno, com acentuado aumento desse processo a partir da primavera. É tipicamente estival, com excelente tolerância à geada, vegetando vigorosamente com o aumento de temperatura no verão (Fig. 12.3).

Tem hábito cespitoso-rizomatoso. Mostra uma característica, que é comumente encontrada em gramíneas perenes estivais, que é a deposição do material morto no centro das touceiras, com posterior esvaziamento dessa parte da planta. Os rizomas dão origem às brotações laterais, de forma que os novos afilhos tendem a surgir na periferia da planta (Fig. 12.4). De acordo com Briske (1991), a característica de apresentar a coroa exposta é, provavelmente, uma consequência natural da morfologia do desenvolvimento das gramíneas perenes e não um sintoma de estresse da planta. A formação desproporcional entre afilhos da periferia e do centro, eventualmente, reduz a densidade desses caules e de gemas axilares necessários para continuar o brotamento no interior da planta.

Como a maioria das espécies de *Paspalum*, há o florescimento precoce e intenso (Fig. 12.1). O capim-virasoro aloca grande parte de seus fotossintatos para formação de afilhos férteis, podendo atingir



Figura 12.2 Aspecto de parcelas de *Paspalum dilatatum* biótipo Virasoro em florescimento pleno. Passo Fundo. Baréa (2005).

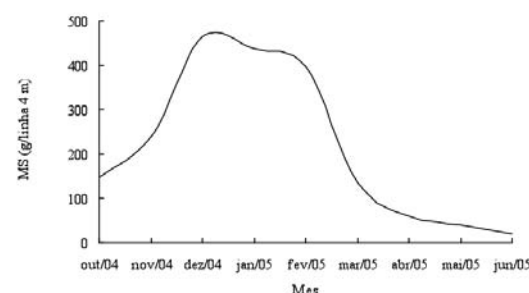


Figura 12.3 Ciclo produtivo de *Paspalum dilatatum* biótipo Virasoro na região do Planalto Médio do Rio Grande do Sul. Adaptado de Baréa (2005).

cerca de 50% da massa seca somente em inflorescências, que, se somado com a fração caulinar do colmo reprodutivo, ultrapassa a 65%. No entanto, com alteração no manejo isso pode ser parcialmente superado. Com a diminuição da altura de corte, de 20 para 10 cm, foi possível aumentar, de 26 para 34% (primavera) e de 21 para 27% (verão), a quantidade de folhas. É importante que, mediante manejo, seja potencializado o pico de crescimento dessa espécie, de forma a promover maior presença de folhas, para aproveitar as condições climáticas favoráveis e maximizar o valor nutritivo. O capim-virasoro não apresentou sintomas de infecção causada pelo fungo *Claviceps paspali*, sugerindo ser resistente ao mesmo (Costa & Scheffer-Basso 2003, Bárea *et al.* 2007).

A composição química do capim-virasoro é muito boa, sob aspecto de nutrição animal, variando de acordo com a frequência de cortes. Teores de proteína bruta (PB) entre 11 e 19%, fibra em detergente ácido (FDA) de 40 a 47% e FDN de 66 a 72%, foram verificados com cortes a cada 30 ou 45 dias, respectivamente. Como houve total persistência das plantas sob cortes mensais e a 10 cm, esse manejo pode ser recomendado para a espécie. Morfologicamente, há redução na altura das plantas com cortes mais intensos, mas sem alteração na produção de MS. Isso se deveu ao aumento na circunferência das plantas cortadas a 10 cm, indicando plasticidade fenotípica (Bárea *et al.* 2007).

A produção de sementes do capim-virasoro, após o diferimento das plantas nesse mesmo estudo, mostrou que também é limitada devido ao mesmo fator que causa impacto na produção de folhas. O florescimento contínuo e abundante, mais o curto intervalo entre o florescimento pleno e o início da abscisão das espiguetas, ocasionam a mistura de sementes com diferentes graus de maturação, comprometendo a qualidade do lote (Scheffer-Basso *et al.* 2007).

Skerman & Riveros (1992) já haviam referido que o capim-melador produz abundante quantidade de sementes, mas sua maturação ocorre do ápice para a base da panícula e há o desgrane tão logo as cariopses fiquem maduras, o que torna difícil a colheita, induzindo à baixa viabilidade. No nosso estudo (Scheffer-Basso *et al.* 2007), entre o diferimento (junho) e a primeira colheita (novembro) decorreram 171 dias ($GD \text{ (graus-dia)} = 2185$, $T_b = 0^\circ C$). A quantidade de panículas foi o principal componente da produção de sementes, mostrando a mesma resposta em relação aos fatores de manejo, com maiores rendimentos sob cortes a 10 cm e a cada 45 dias, com 140 panículas/linha de 4 m (8 plantas/linha). A produção de sementes foi no máximo 50 g/linha e a germinação foi pequena, entre 6 e 12%. Tais problemas precisam, portanto, ser superados e suas causas investigadas no futuro, pois é um entrave ao uso de cultivares da espécie.

A resposta do capim-virasoro ao nitrogênio (0, 50, 100 e 200 kg N/ha), no verão/outono e primavera de 2004, foi quadrática. A maior produção ocorreu com a aplicação de 100 kg N/ha, que correspondeu a 675,7 e 708,8 g MS/linha de 4 m, no verão/outono e primavera, respectivamente (Baréa, 2005). A mesma resposta foi verificada quanto ao número de afilhos, estatura, circunferência, área basilar e alongamento foliar (Fig. 12.5).

Quanto ao capim-das-roças (*Paspalum urvillei*, Fig. 12.6), seu hábito é mais ereto em relação ao capim-virasoro, planta cespitosa, com elevado número de afilhos e estival. A maioria dos afilhos é basilar, o que é importante sob o aspecto de manejo, uma vez que pode



Figura 12.4 Aspecto do hábito de crescimento de *Paspalum dilatatum* biótipo Virasoro submetido a cortes periódicos, Baréa (2005).

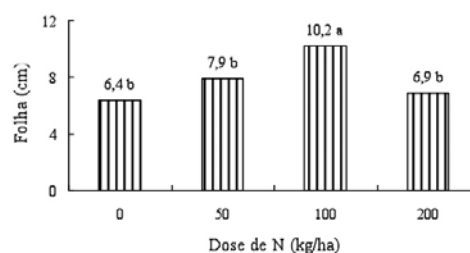


Figura 12.5 Efeito do nitrogênio no comprimento das folhas de *Paspalum dilatatum* biótipo Virasoro. Adaptado de Baréa (2005).

promover maior preservação dos meristemas e maior tolerância ao pastejo. O dossel vegetativo se mantém em cerca de 50 cm e a elevada altura da planta é devida aos colmos com inflorescência. Fenologicamente é uma espécie precoce de ciclo longo e o extenso período de florescimento representa uma limitação a ser superada, para permitir seu melhor aproveitamento como planta forrageira. Os estudos anatômicos mostraram elevada lignificação em estádios avançados de florescimento (Scheffer-Basso *et al.* 2002c).

P. pauciciliatum é encontrada com menos frequência no Planalto Médio, mas é vigorosa e produtiva (Fig. 12.7). Em solo de lavoura e no topo de uma coxilha, foram obtidos 4.500 kg de MS/ha entre outubro e fevereiro, sob forte estiagem no verão, o que demonstrou sua tolerância ao estresse hídrico (Scheffer-Basso *et al.* 2008) (Fig. 12.8). Entre seus bons atributos forrageiros, conforme mostra os teores de PB e FDA, destaca-se a ótima produção outonal, pois em 112 dias de crescimento nesse período, houve acúmulo de 3.100 kg/ha de MS, apesar da redução das temperaturas, que reduziram de 23°C (fevereiro) para 16°C (maio). Porém, houve excelente disponibilidade hídrica nessa estação.

O capim-coqueirinho (*Paspalum. plicatulum*) é uma espécie comumente encontrada ao longo das rodovias. É tetraplóide apomítico, mas há referências de acessos diplóides sexuais (Pozzobon *et al.* 2000). Planta perene, cespitosa, com até 120 cm de altura. O pico do crescimento ocorre no verão, sendo lento no início da primavera e diminuindo a partir da floração. A temperatura mínima para seu crescimento é de 6 a 14°C e a ótima está entre 18,9 e 23,3°C (Skerman & Riveros 1992). No nosso estudo (Scheffer-Basso & Gallo 2008), com crescimento ininterrupto, as plantas atingiram mais de 1 m e cerca de 50 cm de circunferência (Fig. 12.9). Os afilhos se originam da base da planta, com gemas de renovação basilar. O capim-coqueirinho apresentou teores de 11-22% de proteína bruta, 39-46% de FDA e 55-66% de FDN, boa tolerância à seca estival e produção de matéria seca verde durante a primavera-verão-outono, interrompendo esse processo quando as temperaturas declinaram abaixo de 15°C. Mostrou elevado afilhamento (105/planta) em touceiras compactas.

O capim-vassoura (*Paspalum umbrosum*) é uma espécie encontrada com muita frequência nas pastagens naturais do sul do Brasil, especialmente em locais mais úmidos e sombreados. Smith *et al.* (1982) a descreveram como perene, herbácea, cespitosa, ereta ou decumbente, densamente perfilhada, de colmos glabros, com nós escuros e ciliados, de 30-60 cm de altura, com florescimento desde outubro até abril. É frequente em solos argilosos e de boa fertilidade, em quase todo o território brasileiro, ocorrendo em terrenos baldios, culturas perenes, como pomares e cafezais e, ocasionalmente, pastagens cultivadas. Muito rústica e agressiva, domina completamente toda a vegetação, tendo, portanto, características altamente desejáveis para plantas forrageiras e para cobertura do solo em situações de erosão. Barreto (1974) citou a presença de rizomas curtos, sem catáfilos. Mas nossa observação mostra que os rizomas têm catáfilos, o que confirma tratar-se desse tipo de caule (Fig. 12.10). É uma planta clonal, rizomatosa-cespitosa, que se caracteriza pela expressiva alocação de massa seca nas estruturas



Figura 12.6 Aspecto de *Paspalum urvillei*. Passo Fundo, 2002.



Figura 12.7 Aspecto de *Paspalum pauciciliatum*. Passo Fundo, 2004.

subterrâneas (rizomas e raízes), conferindo resistência ao pastejo e às condições climáticas adversas e com possível aptidão para revegetação de áreas sujeitas à erosão. Sua propagação é feita, portanto, através de sementes e por fragmentação de rizomas. Seu porte é médio (50 cm), com colmos aéreos semi-erectos, rizomas e afilhos reprodutivos com mais de 100 cm de comprimento.

Em nosso estudo com *Paspalum umbrosum* (Bárea *et al.* 2006), plantas com 176 dias de idade acumularam 23,5 g de MS, que foi repartida em raízes (29%), rizomas (16%), totalizando 45% da MS na parte subterrânea, folhas (22%), colmos (26%) e inflorescências (7%). A expressiva alocação de MS na parte subterrânea sugere resistência ao pastejo e às condições climáticas adversas, além de possível aptidão para revegetação de áreas sujeitas à erosão. Mário Miranda (EPAGRI-Chapecó; com. pessoal) indica que essa espécie é refugada pelo gado quando em presença de outras gramíneas, como a grama-missioneira (*Axonopus* spp.), por exemplo. Porém, nossas observações não confirmam tal característica. Ainda, podemos afirmar que possui rebrotação muito rápida na primavera, embora seja muito sensível ao frio, crestando com as primeiras geadas, mas recuperando-se bem na primavera. Também é uma gramínea que pode ser utilizada para outras finalidades. Além de seu valor forrageiro, Lula *et al.* (2000) destacaram o potencial dessa espécie para a revegetação de áreas de depleção em reservatórios hidrelétricos. Segundo Silva *et al.* (2001), a expressiva alocação de massa seca para a raiz nessa espécie a indicaria para tal finalidade.

Considerações finais

É incrível que tenhamos gasto tanto tempo e recursos com espécies exóticas, que também possuem seus espaços, e que tenhamos esquecido e relegado a um segundo plano as espécies nativas dos campos, ironicamente, tão cobiçadas e desejadas por outros países, como EUA e Austrália. No Rio Grande do Sul, dados recentes do IBGE apontam uma perda de cerca de 130 mil hectares por ano das pastagens naturais, que são destinados para lavouras e outras formas de uso (veja também Capítulo 2).

É lamentável assistir ao desaparecimento desse recurso natural de valor incalculável, antes mesmo de ser bem conhecido e estudado. Já sabemos há muito tempo que, para o período quente (primavera-verão), nossas pastagens nativas são de muito boa qualidade forrageira, o que pode ser medido em termos de produção animal. Mas, ultimamente estamos conhecendo que o potencial dessas pastagens é muito maior do que imaginávamos e que o manejo correto pode produzir resultados favoráveis

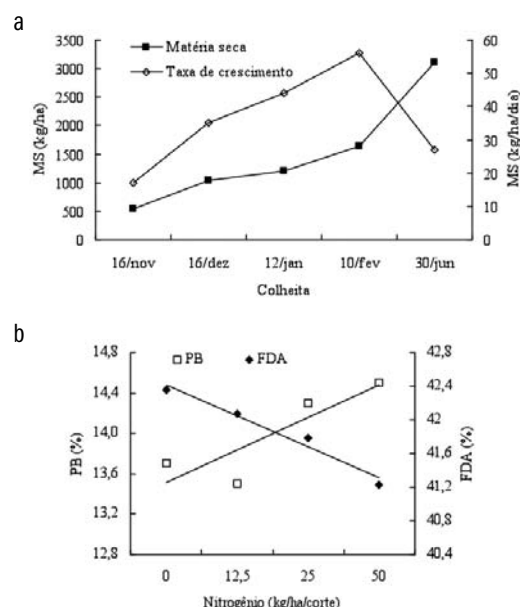


Figura 12.8 Produção (a) e composição química (b) de *P. pauciciliatum*. Passo Fundo, 2005.

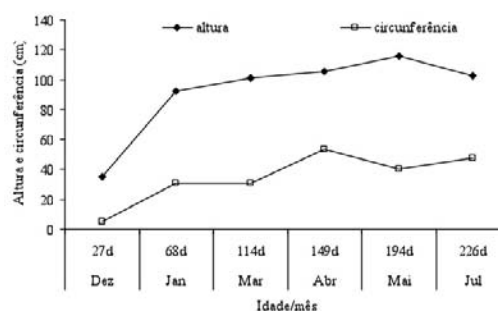


Figura 12.9 Dimensão de plantas de *P. plicatum* em crescimento ininterrupto. Adaptado de Scheffer-Basso & Gallo (2008).



Figura 12.10 Aspecto do rizoma de *Paspalum umbrosum*. UPF, Passo Fundo.

ao pastoreio tanto no período quente como no frio. Mesmo considerando as limitações das espécies forrageiras nativas no período frio, é possível suplementá-las de forma a atender às necessidades dos animais e às expectativas econômicas dos produtores. Se bem manejadas, poderemos contar sempre com nossas pastagens nativas, como fonte de recursos forrageiros e manutenção da biodiversidade dos campos.

Agradecimentos

Ao colega André Baggio, pela oportunidade de discutir assuntos ligados à biodiversidade e por manter as populações de adesmia-folha-larga em sua propriedade, com fornecimento de sementes sempre que precisamos. Aos colegas Miguel Dall'Agnol, José Francisco Montenegro Valls e Márcio Voss, pelo incentivo e apoio na condução dos estudos acima mencionados. Ao colega Roberto S. Fontaneli, pelo apoio à realização das análises bromatológicas, pelo método NIRS. Aos alunos da Universidade de Passo Fundo, pela inestimável colaboração. À colega Zélia Castilhos, pelo convite a escrever essas páginas.

Referências

- Allen O.N. & Allen E.K. 1981. *The Leguminosae: a source book of characteristics*. University of Wisconsin Press, Madison, 453 p.
- Araújo A.A. 1940. Leguminosas forrageiras do Rio Grande do Sul. Babosas, pega-pegas, urinárias e outras. *Boletim da Secretaria de Estado dos Negócios da Agricultura Indústria e Comércio* 60: 8-26.
- Bárea K. 2005. *Desempenho e persistência de Paspalum dilatatum biótipo Virasoro em função de diferentes regimes de desfolhação*. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Agronomia, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, p. 142.
- Bárea K., Scheffer-Basso S.M., Dall'Agnol M. & Oliveira B.N. 2007. Manejo de *Paspalum dilatatum* Poir. biótipo Virasoro. 1. Produção, composição química e persistência. *Revista Brasileira de Zootecnia* 36: 992-999.
- Bárea K., Scheffer-Basso S.M. & Favero D. 2006. Desenvolvimento morfológico de *Paspalum paniculatum* L. (Poaceae). *Biotemas* 9: 33-39.
- Barreto I.L. 1974. *O gênero Paspalum (Gramineae) no Rio Grande do Sul*. Tese de Livre Docência, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 258.
- Barreto I.L. & Kappel A. 1967. Principais gramíneas e leguminosas das pastagens naturais do Rio Grande do Sul. In: *XV Congresso Nacional da Sociedade Botânica do Brasil*. Editora Globo Porto Alegre, pp. 281-294.
- Briske D.D. 1991. Developmental morphology and physiology of grasses. In: *Grazing management an ecological perspective*. Timber Press Portland.
- Burkart A. 1952. *Las leguminosas argentinas silvestres y cultivadas*. 2 ed. ACM Agency, Buenos Aires, 569 p.
- Buxton D.R. & Mertens D.R. 1995. Quality-related characteristic of forages. In: *Forages*. Iowa State University Press Ames, pp. 83-96.
- Carneiro C.M. 2002. *Relação entre anatomia quantitativa e valor nutritivo de Adesmia latifolia (Spreng.) Vog. e Trifolium repens L. (Leguminosae)*. Tese de Doutorado, Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, p. 83.
- Costa D.I. 2002. *Caracterização morfofisiológica e valor nutritivo de Paspalum dilatatum Poir. Virasoro e Festuca arundinacea Schreb.* Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Agronomia, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, p. 125.
- Costa D.I. & Scheffer-Basso S.M. 2003. Caracterização morfofisiológica e agrônômica de *Paspalum dilatatum* biótipo Virasoro e *Festuca arundinacea* 1. Desenvolvimento morfológico. *Revista Brasileira de Zootecnia* 32: 1054-1060.
- Costa D.I., Scheffer-Basso S.M., Favero D. & Fontaneli R.S. 2003. Caracterização morfofisiológica e agrônômica de *Paspalum dilatatum* biótipo Virasoro e *Festuca arundinacea* 2. Disponibilidade e valor nutritivo da forragem. *Revista Brasileira de Zootecnia* 32: 1061-1067.
- Lula A.A., Alvarenga A.A., Almeida L.P., Alves J.D. & Magalhães M.M. 2000. Estudos de agentes químicos na quebra da dormência de sementes de *Paspalum paniculatum* L. *Ciência e Agrotecnologia* 24: 358-366.
- Machado A.C.C., Valls J.F.M., Penaloza A.D.P.S. & Santos S. 2005. Novos biótipos pentaplóides do grupo Dilatata de *Paspalum* L. (Gramineae) no Sul do Brasil. *Ciência Rural* 35: 56-61.
- Mengel K. & Kirkby E.A. 1987. *Principles of plant nutrition*. Ed. International Potash Institute, Bern.
- Miotto S.T.S. & Leitão Filho H.F. 1993. *Leguminosae-Faboideae* – Gênero *Adesmia* DC. 157. *Boletim do Instituto de Biociências* 53.
- Miotto S.T.S. & Waechter J.L. 1996. Considerações fitogeográficas sobre o gênero *Adesmia* (Leguminosae-Faboideae) no Brasil. *Boletim da Sociedade Argentina de Botânica* 32: 59-66.
- Pozzobon M.T., Valls J.F.M. & Santos S.d. 2000. Contagens cromossômicas em espécies brasileiras de *Paspalum* L. (Gramineae). *Acta Botânica Brasileira* 14: 151-162.
- Rosengurt B. 1946. Gramíneas y leguminosas de Juan Jackson – Comportamiento en el campo y ensaios de cultivo. In: *Estudios sobre praderas naturales del Uruguay*. Imprenta Rosgal Montevideo, pp. 215-346.
- Scheffer-Basso S.M. 1999. *Caracterização morfofisiológica e fixação biológica de nitrogênio de espécies de Adesmia DC. e Lotus L.*, Programa de Pós-graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 267.
- Scheffer-Basso S.M., Caetano J.H.S., Dall'Agnol M., Caetano J.H.S. & Jacques A.V.A. 2000b. Crescimento de plântulas de *Adesmia* spp. submetidas a doses de alumínio em solução nutritiva. *Ciência Rural* 30: 217-222.
- Scheffer-Basso S.M., Carneiro C.M. & Voss M. 2000c. Nodulação e fixação biológica de nitrogênio em *Adesmia arauji* Bur. *Revista Brasileira de Agrociência* 6: 16-18.
- Scheffer-Basso S.M., Favero F., Cesaro E.P. & Jouris C. 2008. Produção e composição química de *Paspalum pauciciliatum*. In: *XXII Reunión del Grupo Técnico em Forrajas del Cono Sur*. Grupo Técnico em Forrajas del Cono Sur Minas, Uruguay.

- Scheffer-Basso S.M. & Gallo M.M. 2008. Aspectos morfofisiológicos e bromatológicos de *Paspalum plicatulum*. *Revista Brasileira de Zootecnia* 37: 1758-1762.
- Scheffer-Basso S.M., Jacques A.V.A. & Dall'Agnol M. 2002a. Alocação de biomassa e correlações morfofisiológicas em leguminosas com hábitos de crescimento contrastantes. *Scientia Agrícola* 59: 629-634.
- Scheffer-Basso S.M., Jacques A.V.A., Dall'Agnol M., Riboldi J. & Cruz S.M.J. 2000a. Dinâmica da formação de gemas, folhas e hastes de espécies de *Adesmia* DC. e *Lotus* L. *Revista Brasileira de Zootecnia* 29: 1961-1968.
- Scheffer-Basso S.M., Jacques A.V.A., Dall'Agnol M., Riboldi J. & Cruz S.M.J. 2001b. Disponibilidade e valor nutritivo de forragem de leguminosas nativas (*Adesmia* DC.) e exóticas (*Lotus* L.). *Revista Brasileira de Zootecnia* 30: 975-982.
- Scheffer-Basso S.M., Rodrigues G.L. & Bordignon M.V. 2002c. Caracterização morfofisiológica e anatômica de *Paspalum urvillei* Steudel. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31: 1674-1679.
- Scheffer-Basso S.M., Trentini V. & Baréa K. 2007. Manejo de *Paspalum dilatatum* Poir. biótipo Virasoro. 2. Produção de sementes. *Revista Brasileira de Zootecnia* 36: 1022-1028.
- Scheffer-Basso S.M., Vendruscolo M.C., Baréa K., Benincá R.C., Lubenow R. & Cecchetti D. 2002b. Comportamento de leguminosas (*Adesmia*, *Lotus*, *Trifolium*) em mistura com festuca. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31: 2197-2203.
- Scheffer-Basso S.M., Vendruscolo M.C. & Cecchetti D. 2005. Desempenho de leguminosas nativas (*Adesmia*) e exóticas (*Lotus*, *Trifolium*) em função do estágio fenológico no primeiro corte. *Revista Brasileira de Zootecnia* 34: 1871-1880.
- Scheffer-Basso S.M., Voss M. & Jacques A.V.A. 2001a. Nodulação e fixação de nitrogênio de *Adesmia latifolia* e *Lotus corniculatus* em vasos de Leonard. *Revista Brasileira de Zootecnia* 30: 687-693.
- Scheffer-Basso S.M., Weber F., Dall'Agnol M. & Lubenow R. 2003. Variabilidade morfológica de populações de *Adesmia latifolia*. *Agrociencia* VII: 30-34.
- Silva S., Soares A.M., Oliveira L.E.M. & Magalhães P.C. 2001. Respostas fisiológicas de gramíneas promissoras para revegetação ciliar de reservatórios hidrelétricos, submetidas à deficiência hídrica. *Ciência e Agrotecnologia* 25: 124-133.
- Skerman P.J. & Riveros F. 1992. *Gramíneas tropicais*. FAO, Roma, 866 p.
- Smith L.B., Wasshan D.C. & Klein R.B. (eds.) 1982. *Gramíneas*. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Valls J.F.M. 1984. Notas sobre a taxonomia, disponibilidade de germoplasma e problemas para utilização forrageira de *Adesmia* spp. no Sul do Brasil. Porto Alegre.
- Valls J.F.M. 2000. Tópicos atuais em Botânica: Impacto do conhecimento citogenético na taxonomia de *Paspalum* e *Axonopus* (Gramineae). In: 51º Congresso Nacional de Botânica. SBB Brasília, D.C.
- Valls J.F.M. & Pozzobon M.T. 1987. Variação apresentada pelos principais grupos taxonômicos de *Paspalum* com interesse forrageiro no Brasil. In: *Encontro Internacional sobre Melhoramento Genético de Paspalum*. Instituto de Zootecnia, Nova Odessa, pp. 15-21.
- Vendruscolo M.C. 2003. *Desempenho agrônomo de leguminosas nativas (Adesmia) e exóticas (Lotus, Trifolium) sob diferentes regimes de corte*. Dissertação de Mestrado. Pós-graduação em Agronomia, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo.



Ilisi lob Boldrini. Gênero *Adesmia*.



Capítulo 13

Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa

Carlos Nabinger¹, Eduardo Tonet Ferreira², Aline K. Freitas³,
Paulo César de Faccio Carvalho⁴ & Danilo Menezes Sant'Anna⁵

Introdução

A presente revisão insere-se na preocupação de vulgarizar o conhecimento científico sobre as possibilidades e potencialidades de produção animal no bioma Pampa. Espera-se, desta forma, possibilitar ao produtor que o valorize e o utilize corretamente para seus propósitos de geração de renda e emprego, mas que também possibilite sua conservação, para que os outros múltiplos papéis ambientais, paisagísticos e culturais desempenhados pelo Bioma sejam cumpridos. Fundamental também que os gestores públicos igualmente usem este conhecimento nas suas tomadas de decisão sobre as políticas a serem adotadas para o setor primário.

Antes de tudo é importante salientar que quando falamos de campo nativo (melhor seria referir-se à *pastagem natural*!) estamos nos referindo a *um bioma tão importante quanto a Mata Atlântica ou a Floresta Amazônica*. Trata-se de um ecossistema natural pastoril e, como tal, sua manutenção com pecuária representa a melhor opção de uso sustentável para fins de produção de alimentos. Mais ainda em áreas cuja capacidade de uso do solo apresenta restrições elevadas para utilização em sistemas agrícolas mais intensivos, como é o caso de culturas anuais. Neste sentido, cabe lembrar que apenas cerca de 35% da área do estado do Rio Grande do Sul tem seus solos nas classes I a III da classificação de aptidão dos solos para usos agrícolas, ou seja, aptos para culturas anuais intensivas. Mesmo que este número possa ser aumentado com a prática da semeadura direta em boa parte dos solos da classe IV, ainda assim chegaríamos a um máximo de menos de 50% do território gaúcho. Ora, isto representaria

Foto de abertura: Valério Pillar. Campos do litoral na região de Palmares do Sul, RS.

¹ Eng. Agr., Dr., Prof. Adjunto, Depto. Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, UFRGS. E-mail: nabinger@ufrgs.br

² Méd. Veterinário, Mestre, Fac. Veterinária, ULBRA/RS

³ Zootecnista, Mestre, doutoranda Depto. Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, UFRGS.

⁴ Zootecnista, Dr., Prof. Adjunto, Depto. Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, UFRGS.

⁵ Méd. Veterinário, Mestre, doutorando Depto. Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, UFRGS.

cerca de 13 milhões de ha que não poderiam ser utilizados com outros propósitos, e não os 6,4 milhões estimados por Hasenack *et al.* (2007) que ainda restavam em 2005, número que considera em seu total também as áreas em estado de transição e, sobretudo, aquelas invadidas por capim-annoni (*Eragrostis plana*). Portanto, a área ainda relativamente preservada desse Bioma no Brasil é, nos dias atuais, bem menor que a cifra acima. Mesmo que aceitemos o uso do Bioma também para fruticultura e silvicultura, ainda assim, teríamos necessidade de preservar pelos menos 9 a 10 milhões de ha com sua cobertura natural. E não temos mais isso, pelo menos como área de campos ainda íntegros.

Mesmo que reconheçamos que o atual bioma Pampa é produto de cerca de quatro séculos de intervenção crescente do homem (Capítulo 1), ainda assim, as características que ele apresenta e sua capacidade de resiliência⁶ torna absolutamente indispensável sua manutenção, como forma de preservação do ambiente⁷, da paisagem⁸ e de sustentabilidade social e econômica. Em termos de diversidade florística, nunca é demais lembrar que este bioma contém cerca de 450 espécies de gramíneas forrageiras e mais de 150 espécies de leguminosas, sem contar as compostas e outras famílias de fanerógamas que totalizariam cerca de 3000 espécies (Boldrini 1997, veja Capítulo 4). Isto é um patrimônio genético fantástico e raramente encontrado em outros biomas pastoris do planeta (veja Capítulo 10). Mas mais do que um patrimônio genético, esta diversidade é importante por caracterizar uma dieta diversificada, que confere características particulares ao produto animal aí obtido. Além disso, ainda guarda uma fauna extraordinária, na qual incluem-se insetos, inclusive abelhas melíferas nativas, aves, mamíferos, répteis, etc., cujo hábitat exclusivo é o campo (veja Capítulo 7). Acrescentando-se a isto o fato das maiores bacias hidrográficas do estado terem sua origem em áreas de vegetação de campo, o que confere ainda maior responsabilidade na sua conservação.

Embora o pecuarista que baseia seu sistema de produção na pastagem natural seja necessariamente o guardião do ambiente e da paisagem, nenhuma remuneração lhe é dada para tal. Sua única remuneração resulta da venda do produto animal aí gerado e, de um modo geral, esta remuneração é baixa e não contempla esta “guarda” do ambiente e da paisagem. Portanto, ainda que reconhecendo a importância do campo nativo na manutenção do equilíbrio ecológico em determinadas regiões do estado, é preciso admitir que a atual pressão econômica que se exerce em prol da eliminação/transformação deste bioma, só pode ser revertida se houver alternativas também econômicas que assegurem a permanência da atividade pecuária aí estabelecida. É nosso objetivo demonstrar que a renda da exploração pecuária baseada na pastagem natural é passível de aumentos substanciais apenas manejando corretamente esse recurso, isto é, com um mínimo de investimento financeiro.

O que aprendemos a respeito do potencial produtivo deste bioma

A Figura 13.1 ilustra a produção anual de peso vivo em sistemas de recria e terminação de bovinos de corte, tomando por base resultados de vários experimentos conduzidos na Estação Experimental da UFRGS, situada na região da Depressão Central do Rio Grande do Sul (RS).

O nível 1 representa o que se observa nas propriedades médias da região, ou seja, uma produção líquida em torno de 70 kg de peso vivo por ha e por ano. A passagem para o segundo nível (200 a 230 kg PV/ha/ano; PV= peso vivo) resulta apenas do correto ajuste da carga animal em função da disponibilidade de forragem, ou seja, sempre que as condições climáticas determinem maior produção do pasto a carga animal deve aumentar ou, se as condições forem adversas, esta carga deve diminuir. Portanto, até aqui *é possível triplicar a produção animal a custo zero*.

⁶ Capacidade de a vegetação retornar aos níveis anteriores à ocorrência de distúrbios (seca, fogo, pastejo, etc.)

⁷ Conservação da água (nascentes), do solo (fertilidade, erosão e assoreamento de mananciais), da flora tanto forrageira como de outras espécies importantes associadas ao campo, da fauna (incluindo micro e mesofauna).

⁸ Em muitas regiões a fisionomia de campo caracteriza paisagens de alto potencial turístico, como, por exemplo, os Campos de Cima da Serra, Serra do Sudeste e parte da Campanha.

Já a passagem para o nível três (350 a 400 kg PV/ha) implica na adição de corretivos e fertilizantes e visa eliminar o principal fator de limitação ao potencial das espécies forrageiras nativas. Ainda assim, os custos são relativamente reduzidos, uma vez que os resultados até agora obtidos têm demonstrado que a amortização deste investimento pode ser feita em até mais de cinco anos, ou seja, uma única aplicação de corretivos e fertilizantes a cada cinco ou seis anos.

Um dos elementos universalmente deficientes em pastagens constituídas essencialmente de gramíneas é o nitrogênio. O nível quatro (600 a 700 kg de PV/ha) resulta da aplicação de adubo nitrogenado, além dos demais corretivos e fertilizantes aplicados no nível três. Portanto, implicando em maior desembolso de capital, ainda que as quantidades aplicadas tenham sido relativamente baixas em relação ao potencial de resposta das espécies constituintes da pastagem nativa, conforme veremos adiante. No entanto, este nível de investimento tem permitido alcançar patamares de produção anual de peso vivo nunca antes imagináveis, ou seja, cerca de 10 vezes a produção média da região em campo nativo.

Já o nível cinco, além de eliminar os fatores limitantes relativos à fertilidade do solo, aproveita esta correção química do meio para adicionar ao campo espécies cultivadas de inverno, altamente exigentes em fertilidade do solo, mas que possuem mecanismos fisiológicos que lhes permite crescer mesmo quando as condições de temperatura limitam o crescimento da maioria das nativas de verão.

Já o nível cinco, além de eliminar os fatores limitantes relativos à fertilidade do solo, aproveita esta correção química do meio para adicionar ao campo espécies cultivadas de inverno, altamente exigentes em fertilidade do solo, mas que possuem mecanismos fisiológicos que lhes permite crescer mesmo quando as condições de temperatura limitam o crescimento da maioria das nativas de verão.

A questão que se impõe é, naturalmente, como chegar lá. Primeiramente, é importante considerar o seguinte:

- a passagem do nível 1 para o nível 2 é obrigatória pois resulta apenas do adequado manejo da carga animal, dependendo apenas do controle da disponibilidade de pasto e da carga animal. Esta é a chave do manejo de qualquer pastagem, seja ela cultivada ou nativa. Implementar alternativas que impliquem em desembolso de capital para aumentar a disponibilidade de forragem (adubação, uso de pastagens cultivadas, suplementação, etc.) somente será viável quando o produtor dominar o processo de colheita da forragem adicional produzida, ou seja saber adequar a carga animal à disponibilidade do pasto;
- outras práticas de manejo são igualmente importantes e fundamentais para implementar o ajuste adequado da carga animal na propriedade como um todo. A adequada subdivisão em poteiros, o diferimento de poteiros, a limpeza do campo, suplementação estratégica, etc., devem, em conjunto, compor o sistema de produção.
- as respostas animais obtidas tanto ao correto ajuste da carga animal como às implementações na disponibilidade de forragem dependem fundamentalmente do potencial genético dos animais utilizados, sejam raças puras ou cruzas. Este potencial deve estar em consonância com as condições do ambiente climático, mas também com o tipo de vegetação;
- igual preocupação deve ser dada ao manejo reprodutivo e ao controle sanitário dos rebanhos. Muitas vezes, o maior problema do baixo desempenho reprodutivo ou produtivo dos rebanhos está muito mais associado à essa questão do que propriamente ao déficit alimentar, embora na maioria das vezes o que se observa é que ambos ocorrem, o que potencializa o problema sanitário;
- sem um adequado controle da forragem produzida, do desempenho dos animais e dos custos decorrentes, qualquer tentativa de “modernização” tecnológica será inócua ou propiciará

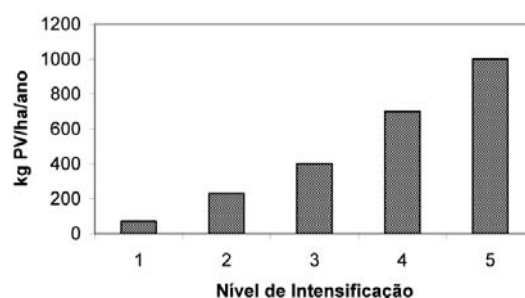


Figura 13.1 Resposta da produção animal em sistema de recría e terminação em campo natural submetido a níveis crescentes de intensificação: 1 = manejo corrente; 2 = controle da oferta (ajuste da carga animal em função da disponibilidade de forragem); 3 = idem anterior + fertilização com Ca, P e K; 4 = idem anterior + N; 5 = idem anterior + introdução de espécies de inverno. Sumarização de diferentes experimentos conduzidos na região da Depressão Central do RS.

resultados completamente aleatórios, até porque não mensurável. Implantar um adequado sistema de gerenciamento deve ser o primeiro passo para a tomada de qualquer decisão no sentido de buscar maior eficiência do negócio.

O ajuste da carga animal em função da disponibilidade de forragem

Efeito sobre a produção animal

Seja qual for o tipo de pastagem (natural ou cultivada), esta é a primeira e fundamental capacitação que o manejador de pastagens deve dominar: ajustar a carga animal em função da disponibilidade de pasto significa controlar o nível de oferta de forragem, ou seja, a quantidade de pasto que cada animal deve encontrar diariamente a sua disposição. Esta quantidade deve ser traduzida em termos de massa de forragem seca (desconsiderando-se o teor de água) e deve ser sempre relacionada ao tamanho corporal do animal, ou seja, ao seu peso, pois a sua capacidade de ingestão é função do seu tamanho. A capacidade de ingestão diária de matéria seca de um bovino é de cerca de 3% do seu peso vivo, ou até mais, dependendo da qualidade da forragem e da sua categoria. Assim, um bovino de 300 kg de peso vivo, pode consumir diariamente cerca de 9 kg de forragem seca. No entanto, esta forragem necessita ser colhida pelo animal e, portanto, a capacidade de consumo pode variar também em função da forma como a pastagem se apresenta ao animal⁹. Assim, pastagens muito baixas podem limitar o consumo, pois o tamanho de cada bocado é pequeno, em relação a uma pastagem alta em que o bocado é de maior tamanho. Em pastagens muito baixas, ainda que o animal tenha uma grande área a sua disposição, ou seja uma alta oferta, é possível que este utilize toda a jornada de pastejo sem conseguir colher uma quantidade capaz de satisfazer sua capacidade de consumo. Desta forma, o seu desempenho é prejudicado, ainda que a qualidade da forragem colhida seja alta.

À medida que se aumenta a disponibilidade de forragem diária por animal, e a estrutura do pasto possibilite uma adequada ingestão diária, o desempenho individual aumenta, pois o animal pode comer à boca cheia e pode também selecionar o que comer em termos de partes da planta e mesmo de espécies. O máximo consumo por animal é atingido quando não há mais limitação física ao consumo e quando o animal tem a máxima possibilidade de seleção de sua dieta. Isto ocorre quando o animal tem à sua disposição cerca de quatro a cinco vezes mais do que ele pode consumir por dia. Ou seja, se a capacidade de consumo é de 2,5% do peso vivo, o animal deve ter à sua disposição entre 10 e 13% do seu peso vivo em forragem com base no peso seco. Ainda que para que possamos aumentar a oferta de forragem por animal tenhamos que diminuir a lotação isto não significa que, ao termos menos animais na área, haja prejuízo no ganho por área. Na verdade, até certo ponto de diminuição da carga animal para possibilitar aumento da oferta por indivíduo, há aumento na produção por área, pois cada indivíduo que permanece na área produz tanto mais que compensa o menor número de indivíduos. A aplicação desses princípios ao manejo da pastagem nativa na Depressão Central do Rio Grande do Sul é bem exemplificada na Figura 13.2, que representa os resultados médios de vários anos de pesquisa medindo o efeito de diferentes ofertas de forragem sobre o desempenho animal individual e por área, no período favorável do ano (primavera, verão e início a meados de outono).

Observa-se na Figura 13.2, que tanto o ganho por animal como o **ganho por área pode ser mais do que duplicado** conforme o nível de oferta de forragem que disponibilizarmos aos animais. E isto a custo ZERO, pois não houve qualquer outra aplicação de insumo além do manejo da carga para controlar

⁹ O animal “percebe” a estrutura da pastagem como a distribuição espacial (vertical e horizontal) do pasto à sua disposição e que se traduz em alturas, massa de forragem, composição botânica, concentração de nutrientes, etc. distribuídos de diferentes formas no potreiro. Isto afeta o comportamento do pastejo, traduzido em diferenças no tamanho de cada bocado, na taxa de bocados, no tempo de pastejo, de descanso e ruminação. Este comportamento é um forte determinante do seu desempenho individual.

o nível de oferta. E este tipo de insumo, que não custa nada, chama-se “conhecimento aplicado”, que necessita ser incorporado com urgência na produção pecuária do estado. Note-se que as cargas animais possíveis de se manter naqueles níveis de oferta indicados são apenas referenciais e correspondem ao que foi possível manter naquelas condições de ambiente, na média dos anos em que foi conduzido aquele experimento. Neste sentido *é importante salientar que aquelas cargas são apenas consequência dos níveis de oferta e não o determinante*. Assim, por exemplo, se o campo estiver rapado, com uma disponibilidade instantânea de 600 kg de MS/ha (MS= matéria seca de forragem) e se o ajuste for feito para 30 dias, isto significa que teremos uma disponibilidade diária de 20 kg de MS/ha/dia. A esta disponibilidade de matéria seca temos que adicionar o que a pastagem vai crescer nestes 30 dias. Neste nível de disponibilidade ela não vai crescer mais do que 8 kg de MS/ha/dia. Portanto, se somarmos à disponibilidade instantânea diária a taxa de crescimento por dia, teremos uma disponibilidade de 28 kg MS/ha/dia. Se quisermos ofertar, por exemplo, 12% de MS por dia em relação ao peso vivo, isto vai determinar uma carga da ordem de apenas 233 kg de peso vivo por ha e não os 381 kg reportados naqueles resultados.

Na prática é necessário que saibamos estimar a disponibilidade de forragem para poder ajustar a carga animal e ter um sistema que possibilite “jogar” com áreas e categorias animais de maneira a privilegiar aquelas mais importantes. Assim, por exemplo, vacas em boa condição corporal após o desmame não necessitam ser mantidas nos níveis de oferta ótimos acima mostrados para novilhos em crescimento/terminação. Como sua exigência é apenas a manutenção, essa categoria pode ser mantida em poteiros com maior lotação (oferta mais baixa como 6 a 8% PV), possibilitando, manter o nível de oferta mais adequado para as categorias mais exigentes como terneiros, novilhas e novilhos. Neste sentido é que a *subdivisão do campo* para facilitar estes ajustes diferenciados entre categorias animais e o *diferimento de poteiros* constituem-se em ferramentas indispensáveis e que, nos dias atuais, são menos caras e menos difíceis de realizar se contarmos com o uso da cerca elétrica.

No entanto, o trabalho acima referido, conduzido por cerca de quinze anos com aqueles níveis de oferta fixos ao longo de todo o ano moldaram perfis (estruturas verticais e horizontais) diferenciados na pastagem, conforme se pode observar na Figura 13.3.

Deste modo, os níveis médios a altos de oferta de forragem, como o 12% e 16% de OF na Figura 13.3, determinaram uma típica estrutura em duplo estrato, ou seja, um estrato inferior formado por espécies de porte baixo, estoloníferas e/ou rizomatosas (*Paspalum notatum* (grama-forquilha), *Axonopus affinis* (grama-tapete), *Stenotaphrum secundatum* (grama-de-jardim), *Coelorachis selloana* (capim-rabo-de-lagarto), etc.) e um estrato superior formado por espécies entouceiradas (cespitosas), como *Andropogon lateralis* (capim-caninha), *Schizachyrium microstachyum* (capim-cola-de-zorro), *Aristida* spp. (capim-barba-de-bode), etc.. Estas últimas, sobretudo o capim-caninha, são induzidas a florescer entre meados e final da primavera. Em altas ofertas começam a ser rejeitadas e isto altera ainda mais a estrutura (grande número de colmos floríferos), fazendo com que formem touceiras altas com alta proporção de colmos e que são rejeitadas pelos animais quando a carga animal é relativamente baixa.

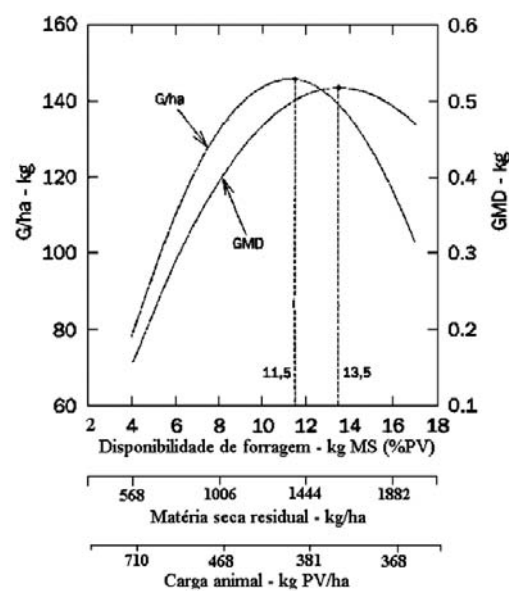


Figura 13.2 Efeito do nível de oferta de forragem sobre o desempenho de novilhos em campo nativo na Depressão Central do RS. (adaptado de Maraschin *et al.* 1997)



Figura 13.3 Diferentes estruturas do campo nativo na Depressão Central do RS, quando submetidos a diferentes ofertas de forragem (OF).

A partir destas constatações passou-se a estabelecer a seguinte hipótese: se estes colmos induzidos fossem consumidos logo que iniciam a elongação (o que ocorre quando o perfilho é induzido a florescer), a planta permaneceria com alta proporção de colmos vegetativos, portanto, com uma estrutura com mais folhas que colmos. Esta alteração se estenderia ao longo do ano, com fortes consequências sobre o desempenho animal. A única forma de “incentivar” este consumo seria através do aumento da carga animal, ou seja, da diminuição da oferta antes que estas espécies comecem a florescer, portanto, na primavera. Várias alterações na oferta ao longo das estações do ano foram testadas a partir de 2000, mas os melhores resultados até o momento têm sido obtidos quando se mantém ao longo do ano uma oferta de 12%, diminuindo para 8% apenas no período de primavera. Os resultados de Soares *et al.* (2005), e Aguinaga (2004), obtidos em anos diferentes na mesma área, são eloquentes em demonstrar o enorme benefício resultante desta estratégia de mudança de oferta, que permitiu elevar o patamar de 140-150 kg PV/ha/ano para cerca de 230-260, como se pode observar nas Tabelas 13.1 e 13.2, apenas como resultado de uma modificação na estrutura do pasto.

▼ Tabela 13.1 | Efeito de diferentes ofertas (kg MS/100 kg PV) fixas ao longo do ano ou de diferentes combinações entre a oferta na primavera e a oferta no resto do ano (o primeiro número refere-se à oferta na primavera e o segundo à oferta no restante do ano) sobre o ganho por ha (kg PV/ha). (Aguinaga 2004).

Oferta pretendida	Estações do ano				Média ou total anual
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	
4%	71,9	36,3	20,1	-10,7	111,7
8%	110,3	49,7	23,5	-2,6	180,8
12%	111,7	51,1	30,5	-4,2	189,1
16%	89,9	30,7	31,9	-3,3	148,8
8-12%	160,3	52,6	37,8	12,2	263,0
12-8%	104,4	61,0	36,9	-0,6	201,7
16-12%	72,0	44,9	11,0	-6,2	121,7

▼ Tabela 13.2 | Características do pasto e da produção animal em pastagem natural da Depressão Central do RS, submetida a alteração na oferta de forragem. Primavera= 8%; resto do ano= 12%. EEA/UFRGS 23/10/00 a 06/09/01. TA= taxa de acúmulo de forragem; MF= massa média de forragem; CA= carga animal; GMD= ganho médio diário por animal; GPV= ganho de peso vivo por hectare (Soares *et al.* 2005).

Parâmetro	Estação do ano e oferta de forragem				Média ou total
	Primavera 8%	Verão 12%	Outono 12%	Inverno 12%	
TA (kg/ha/dia)	10,9	13,7	6,3	5,7	8,9
MF (kg/ha)	979	1179	1883	1390	1475
CA (kg PV/ha)	479	399	429	352	397
GMD kg/an./dia	0,780	0,677	0,283	0,178	0,466
GPV (kg/ha)	116	82	27,5	17,9	236

Portanto, se considerarmos que a produção média de peso vivo/ha/ano em sistemas de recria e terminação no RS é da ordem de 70 kg por ano (nível 1 da Fig. 13.1), podemos afirmar que é possível triplicar este número a custo zero. Ou seja, apenas jogando com a oferta de forragem via ajuste da carga animal, atinge-se o nível 2, proposto na Figura 13.1.

Ressalta-se o enorme benefício advindo desta mudança na estrutura da pastagem, que permite agora manter cargas animais de até 350 kg de PV/ha mesmo no período de inverno e ainda com ganhos de peso (PV= peso vivo). Os resultados da Figura 13.1 referem-se apenas ao período de primavera-verão-outono, e permitiram manter cerca de 380 kg de PV nesta época favorável, obrigando a reduzir esta carga para 160-180 kg durante o período de inverno, para que não houvessem perdas acentuadas. Na prática isto representaria uma grande variação de carga e implicaria na necessidade de prover áreas no inverno no mínimo com o triplo da área do período favorável. Já agora, com esta estratégia de aumento da carga na primavera (diminuição da oferta para 8%), o manejo é muito facilitado, pois isto é conseguido através de diferimento de poteiros nesta estação, permitindo concentrar mais animais nos poteiros em utilização. A re-acomodação da carga no resto do ano é facilmente conseguida com a abertura destes poteiros no restante do ano, restando um pequeno déficit no inverno, quando é necessário reduzir a carga em apenas cerca de 20%. Ou seja, há uma facilita o do manejo, pois o sistema torna-se extremamente simples uma vez que este excedente de carga animal pode ser atendido com diferimento de pequenas áreas no final de verão-outono e alguma suplementa o, por exemplo, com sal proteinado durante 50-60 dias no inverno.

Efeitos sobre a composi o botânica, características do solo e a produtividade do pasto

O efeito do animal sobre o pasto  , sobretudo, uma fun o da pressão de pastejo que estes exercem sobre as plantas presentes, ou seja, da freq u ncia que diferentes espécies de plantas presentes no pasto sofrem a desfolha o, o que se refletir  em modifica o es na propor o de participa o das espécies na composi o florística do campo.

A iminência de desaparecimento de aproximadamente 49 espécies forrageiras nativas e a acelera o do processo de areniza o em algumas áreas do RS (veja Capítulo 4) são exemplos claros de que a pastagem nativa   sensível a esta pressão atual. Esta sensibilidade está associada ao fato de que o impacto do pastejo nos Campos Sulinos, sobre a diversidade de plantas,   muito maior que em outros biomas pastoris, como por exemplo, nos de clima  rido e semi- rido. Esta assertiva está baseada no modelo de Milchunas *et al.* (1988) (Fig. 13.4), que representa os modelos de resposta de diferentes ecossistemas pastoris   a o do pastejo (intensidade) segundo duas dimensões: o histórico de coevolu o do ecossistema na presença de grandes herbívoros e a condi o climática preponderante na região.

O modelo identifica extremos de varia o em pastagens que são típicas de climas sub-úmidos com curto histórico de coevolu o com herbívoros *versus* pastagens de climas áridos e que se desenvolveram sempre na presença da herbivoria. Este modelo prediz que as pastagens deste último tipo são relativamente resilientes e perdem diversidade lentamente com a intensifica o do pastejo. Por outro lado, nas pastagens de clima sub-úmido, como no caso do sul do Brasil, o modelo prediz uma rela o unimodal da diversidade com a intensidade do pastejo. Nesta condi o de clima, as espécies dominantes são gramíneas altas que competem com outras espécies, sobretudo por luz. Com isso, moderadas intensidades de pastejo aumentam a diversidade devido   abertura do dossel

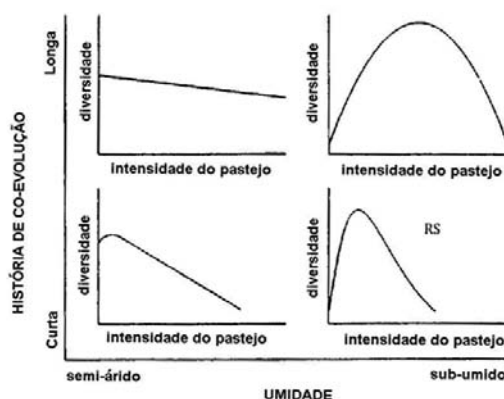


Figura 13.4 Representa o do efeito da condi o de clima e do histórico de coevolu o da vegeta o com a herbivoria, sobre a diversidade de espécies em ecossistemas naturais (conforme Milchunas *et al.* 1988).

formado pelas espécies dominantes, o que permite o aumento da frequência de espécies de porte mais baixo e de menor tamanho. Similarmente, o modelo prediz que a perda de espécies com o pastejo ocorre em intensidades mais baixas em pastagens que tem longo histórico de herbivoria do que em pastagens com curta história.

A desmedida utilização da pastagem, por meio de cargas animais excessivas, tem causado perda de cobertura vegetal, invasão de espécies indesejáveis, erosão do solo e impacto ambiental, o que coloca o controle da intensidade de pastejo como ponto central de impacto no funcionamento do sistema. O ajuste da carga animal em função da disponibilidade de pasto torna-se, portando, a variável chave na dinâmica da vegetação.

Assim, por exemplo, Girardi-Deiro & Gonçalves (1987) verificaram um aumento na cobertura com grama-forquilha (*Paspalum notatum*) de 26,9% para 62,9% quando passaram de uma carga baixa para uma carga alta. Esta tendência de aumento da frequência de ocorrência dessa espécie com altos níveis de pressão de pastejo foi também verificada por Martinez-Croveto (1965), Rosito & Maraschin (1985) e Souza (1989). Isto se explica pelo seu hábito rizomatoso, altamente adaptado ao pastejo intenso. Por outro lado, Boldrini (1993), embora verificando tendências similares, observou que esta espécie estava bem representada em qualquer das pressões de pastejo estudadas e que a condição do solo provavelmente foi mais determinante, demonstrando que a interação entre tipo de solo e umidade do mesmo também deve ser levada em conta na interpretação das tendências de sucessão vegetal que condicionam a composição florística.

Interessante notar que praticamente todas as variáveis estudadas, tanto no que se refere ao animal quanto à pastagem, concentram suas respostas ótimas na faixa de oferta em torno de 12%. Igual resposta foi obtida para a diversidade florística e índice de riqueza específica (veja capítulo 14), consistente com o modelo de Milchunas *et al.* (1988) (Fig. 13.5).

Nas ofertas de 12 e 16% uma estrutura em mosaico era mais evidente do que no tratamento de 8% de oferta, onde algum grau de superpastejo resultou em maior frequência absoluta de *Paspalum notatum*, espécie rizomatoso e que apresenta mecanismos de escape, e também promoveu o pastejo das espécies cespitosas como *Andropogon lateralis*. Na oferta de 12% algumas espécies, notadamente leguminosas foram protegidas nas touceiras das plantas cespitosas e um duplo estrato mostrou-se aparentemente bem equilibrado. Com 16% de oferta a vegetação mostrou-se predominantemente entouceirada, provavelmente devido ao sombreamento excessivo causado principalmente por *Andropogon* e *Aristida*. Desta forma, a intensidade de pastejo que promove maior produção primária e secundária, também promove maior diversidade e riqueza florística.

Mas não apenas a riqueza e a diversidade florística são beneficiadas com o adequado controle da intensidade de pastejo. A resposta da produtividade da pastagem (taxa de acúmulo de matéria seca aérea) como resultado de diferentes ofertas de forragem é apresentada na Figura 13.6.

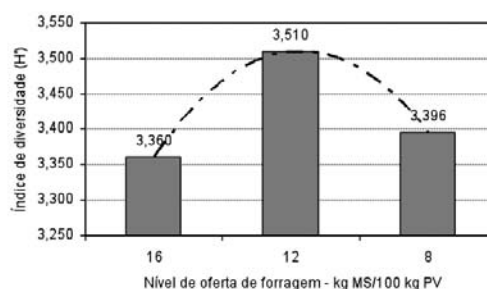


Figura 13.5 Índice de diversidade de Shannon (H' ; nats) em função de diferentes níveis de oferta de forragem em pastagem natural da Depressão Central do RS. (Carvalho *et al.* 2003).

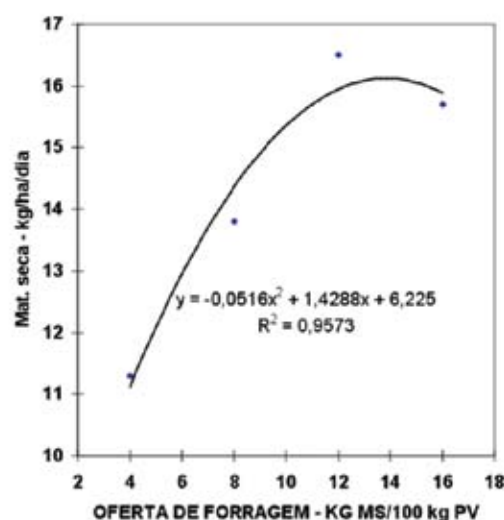


Figura 13.6 Taxa de acúmulo diário de matéria seca em pastagem nativa submetida a diferentes ofertas de forragem (kg MS/100kg PV/dia) (adaptado de Maraschin 2001).

Observa-se que a faixa de oferta considerada ótima sob o ponto de vista da produção animal (11,5 a 13,5%), também é aquela faixa em que ocorre o maior crescimento diário de pasto. Isto não é apenas uma consequência da alteração da composição botânica, mas também deriva de outras alterações provocadas, tais como a maior área residual de folhas (IAF; Índice de Área Foliar = m^2 de folhas / m^2 de solo). O crescimento das plantas depende da energia disponibilizada pela luz solar e que é utilizada na folha para realizar a **fotossíntese**. É através desse processo que a planta absorve carbono do ar para formar seus tecidos. É importante lembrar que mais de 90% da estrutura das plantas é constituída de compostos de C, sendo que menos de 10% é constituído pelos minerais absorvidos do solo. Daí a importância fundamental de manter uma tal área de folhas na pastagem que possibilite a máxima interceptação da luz incidente. Níveis de oferta adequados permitem que, ao ser pastejada menos intensamente, a pastagem mantenha mais folhas e, portanto, realize mais fotossíntese, absorva mais carbono e assim cresça mais. Mas a manutenção de maior área de folhas (pastagem mais alta) também tem consequências sobre o solo, pois ocorre maior cobertura do mesmo, evitando a erosão. Além da maior cobertura do solo, também ocorre melhora das condições químico-físico-biológicas do solo através da deposição de material senescente tanto da parte aérea como do sistema radical que é maior, explorando maior volume de solo. Isto determina maior disponibilidade de nutrientes e de matéria orgânica refletindo-se em aumento na capacidade de infiltração e de armazenamento de água, o que também se reflete no maior crescimento da pastagem.

Com relação ao melhor aproveitamento da radiação solar, Nabinger (1998) estimou, através do balanço de energia nos diferentes níveis de oferta de forragem do trabalho referido por Maraschin *et al.* (1997), que na passagem de um nível de oferta de 4 para 12% houve aumento de 80% na

▼ Tabela 13.3 | Eficiência de uso da radiação incidente em função de diferentes níveis de oferta de forragem a que foi submetida a pastagem natural na Depressão Central do Rio Grande do Sul. (adaptado de Nabinger 1998).

Eficiência de uso da radiação solar incidente	Níveis de oferta de forragem (kg MS/100 kg peso vivo)			
	4%	8%	12%	16%
Energia incidente/energia na MS produzida/ha	0,20	0,33	0,36	0,32
Energia incidente/energia no ganho de peso vivo/ha	0,009	0,016	0,017	0,013

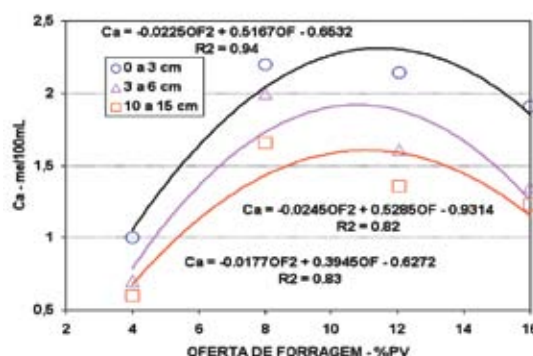
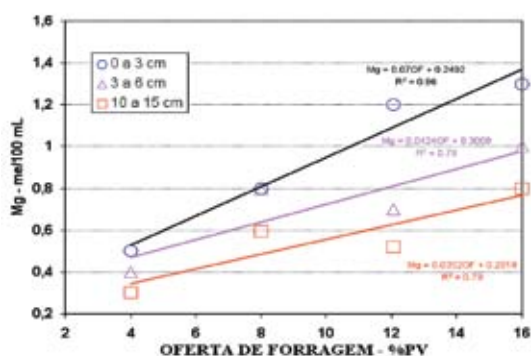
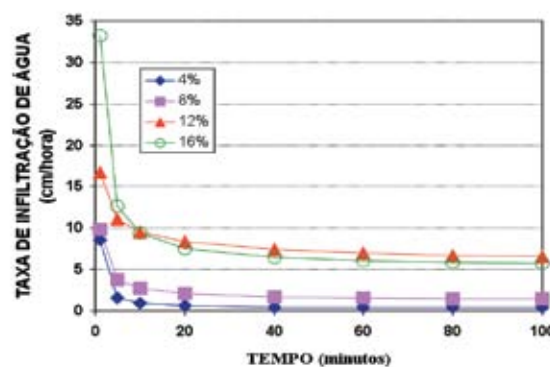
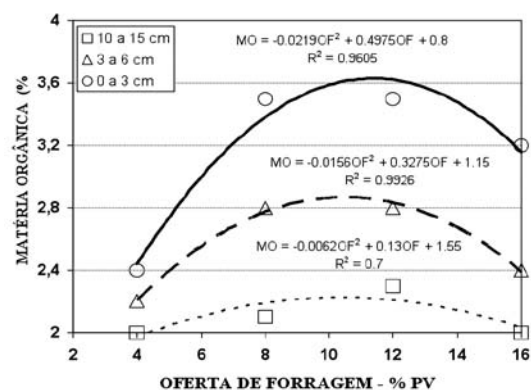


Figura 13.7 Efeitos de diferentes níveis de oferta de forragem aplicados à pastagem natural da Depressão Central do Rio Grande do Sul sobre o teor de matéria orgânica, taxa de infiltração de água e teores de Ca e Mg no solo. (Bertol *et al.* 1998).

eficiência de uso da radiação solar para produção de pasto. Quando a relação foi estabelecida em relação à produção animal, este aumento de eficiência foi de 89% (Tab. 13.3).

Os efeitos da intensidade de pastejo, representados por níveis de oferta de forragem, sobre algumas características do solo podem ser observados na Figura 13.7. Maiores ofertas resultam em maior teor de matéria orgânica, que se reflete em solos com menor densidade aparente e, conseqüentemente, com maior capacidade de infiltração de água. Igualmente, maiores níveis de nutrientes também são observados com utilizações mais lenientes, representadas por níveis de ofertas mais elevados.

O maior estoque de matéria orgânica verificada nos solos sob pastagens naturais bem manejadas é o reflexo da capacidade que estes ecossistemas têm de sequestrar C, e pode ser mais um serviço que os mesmos podem disponibilizar para a humanidade (veja Capítulo 8). Naturalmente esta capacidade está na razão direta da fertilidade destes solos e do tipo de espécies vegetais que o compõem mas, sobretudo da intensidade de utilização.

O efeito da oferta de forragem sobre o estoque de carbono também foram verificados por Guterres *et al.* (2006) num Chernossolo (Unidade de Mapeamento Ponche Verde) na região da Campanha Meridional do RS (Hulha Negra), conforme se visualiza na Figura 13.8. Estes resultados revelam a enorme capacidade de fixação de C apresentado por este tipo de campo e as conseqüências da intensidade de utilização, representada pelos diferentes níveis de oferta de forragem. Isto demonstra de forma inequívoca que o manejo adequado da carga animal representa um benefício, cujos resultados se estendem para além das fronteiras do local em que é praticado, pois afeta uma questão ambiental que tem preocupado a humanidade como um todo que é a concentração de CO₂ atmosférico e suas conseqüências sobre o clima geral do planeta.

Fica, portanto, evidente o papel central da intensidade de pastejo na maioria dos parâmetros da pastagem, a começar pela sua diversidade florística, em acordo com o modelo de Milchunas *et al.* (1988), e o uso da radiação solar que determina maior fixação de C atmosférico (maior sequestro). Esta última conseqüência pode, e deve, ser utilizada em futuro próximo como moeda de troca (créditos de carbono), valorizando ainda mais a atividade pecuária desenvolvida com base neste Bioma.

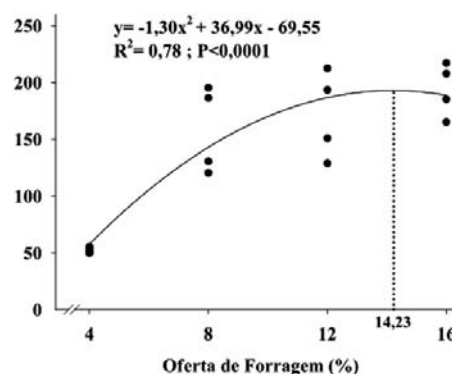


Figura 13.8 Estoque de carbono na camada até 40 cm de profundidade num Chernossolo com pastagem natural submetida a diferentes ofertas de forragem, em Hulha Negra, RS. (Guterres *et al.* 2006).

Subdivisão do campo: uma necessidade para o ajuste de carga e outras práticas

Quando nos referimos à subdivisão de campo não estamos aludindo necessariamente à transformação de internadas em um sem número de piquetes. O que preconizamos é um número mínimo de unidades que permitem ao menos uma melhor ordenação das categorias animais e uma utilização adequada da forragem disponível.

A maior subdivisão dos campos em internadas menores, permitirá um pastejo mais uniforme e mais eficiente, evitando-se, em parte, o pastejo seletivo, que determina a existência de áreas de rejeição que, dependendo do tipo de formação campestre acabará engrossando, aumentando ainda mais o problema.

A existência de um maior número de internadas num estabelecimento possibilitará a adoção de práticas mais adiantadas de trato das pastagens, como seja o aproveitamento dos excessos de vegetação em certos períodos do ano, suprimindo as necessidades do gado nas épocas de escassez em forma de

feno ou silagem. Permitirá também a adoção de pastoreio rotativo, do diferimento, da combinação de ambos, e também a melhor condução no pastoreio contínuo pela adequação correta da carga animal, e/ou ainda pela alternância de períodos de completo descanso de algumas invernadas com um pastejo intenso em outras.

Não é nosso objetivo cotejar o uso do pastoreio rotativo ou contínuo, já que ambos são aplicáveis, dependendo das condições. Ressaltamos, no entanto, que em qualquer dos casos a cerca é necessária, e que a economicidade do procedimento depende unicamente do conhecimento e manipulação dos fatores que condicionam o rendimento por animal ou por área, independente do nome que se queira dar ao método de utilização do pasto.

O número de invernadas ou poteiros dependerá do tipo de exploração a que se dedica a propriedade e, também, do tamanho desta. Para um estabelecimento que se dedique à cria, recria e terminação em pastoreio contínuo, é necessário um mínimo de 20 poteiros. O tamanho destes poteiros dependerá da extensão desta propriedade, embora se recomende trabalhar com poteiros de até 50 ha.

Na subdivisão de invernadas, deve ser levado em consideração especialmente os tipos de vegetação, normalmente condicionados pelo tipo de solo e seu teor de umidade, disponibilidade de aguadas e abrigos, assim como a topografia, exposição aos ventos predominantes, tipos e categorias de animais e hábito dos animais.

Quanto à adequação da lotação, ou seja, da carga animal não é demais lembrar que de certa forma esta é praticada empiricamente pelo produtor ao vender seus animais antes do inverno (safra), mas isto não é suficiente. Mesmo durante a estação favorável é necessário ajustar a carga para otimizar o crescimento da forragem e também a transformação desta em produto animal, conforme já vimos. O ajuste de carga não implica necessariamente em retirar animais da propriedade. Ela pode ser praticada primeiramente tendo em conta que as diferentes categorias animais existentes na propriedade tem exigências nutricionais diferentes e que portanto podem ser manejadas, em certas ocasiões, num nível de oferta diferente conforme o que se deseja do animal. Assim, por exemplo, terneiros(as), novilhas em crescimento e novilhos em terminação pertencem a uma categoria preferencial que deve ser manejada numa oferta de forragem de no mínimo 4 a 5 vezes a sua capacidade diária de ingestão de forragem (12 a 13% MS/100 kg PV/dia) e de preferência em poteiros com alta qualidade de pasto. Já num outro extremo, vacas (desde que em boa condição corporal), desde a desmama até o terço final da gestação, não necessitam este nível de oferta e podem ser mantidas numa pressão de pastejo mais elevada (menor nível de oferta). Isto significa que podemos “apertar” estas vacas para poder “folgar” os novilhos(as). Deste modo ajusta-se a carga animal ao produto animal pretendido (mantença nas vacas e alto ganho nos novilhos(as)) sem alterar a lotação na propriedade. Tudo isto significa manejo da pastagem e do rebanho, para o qual a subdivisão da propriedade é fundamental.

O termo “manejo” deve, portanto, ser entendido como a forma de permitir que o animal colha aquilo que é necessário ao produto final pretendido, isto é, na quantidade e qualidade que permita garantir a produção desejada por animal, sem comprometer a produção da pastagem. E a cerca é um elemento fundamental. Os baixos custos em investimentos e manutenção das cercas eletrificadas fazem com que atualmente este item de despesa não represente mais uma porcentagem elevada dos investimentos necessários na produção pecuária, não se justificando mais a desculpa do seu alto custo.

Diferimento de poteiros: prática antiga, fundamental, mas pouco praticada

A retirada de animais de um poteiro, chamado de diferimento ou veda, é uma prática que os próprios herbívoros selvagens o fazem, quando migram para outras regiões. Ou, até mesmo quando são condicionados a permanecer fora de certas áreas por determinados períodos do ano, por condições que representem desconforto para os mesmos. Um exemplo disto, quando se trabalha com lotações

adequadas na região da Serra do Sudeste do RS é o fato dos animais evitarem as áreas de mato no período quente do ano, quando a presença de moscas e mutucas é grande nestas áreas. Isto determina que o substrato herbáceo (rico em leguminosas) destas áreas cresça livremente, acumulando forragem, que é utilizada no período menos quente do ano, quando a presença dos ectoparasitas não mais representa uma ameaça aos animais.

O diferimento de poteiros pode então atender a vários objetivos:

1. Acumular forragem durante períodos favoráveis para utilizar no período desfavorável. Por exemplo o diferimento de primavera na região da Campanha permite acumular forragem para o período normalmente seco que ocorre a partir do final de dezembro. Por outro lado, o diferimento de final de verão, permite acumular forragem para o outono – início de inverno, que é um período bastante crítico no sul do país, pois as espécies estivais estão paralisando seu crescimento e as de inverno ainda não estão em condições de ser utilizadas.
2. O diferimento também pode servir de excelente meio de adequar a lotação em função da produção das pastagens naturais, ao constituir áreas de reserva de forragem em pé. Assim, por exemplo, o manejo preconizado de aumentar a carga na primavera (reduzir a oferta para 8%) permite aliviar poteiros nesta época, que ficam acumulando forragem para o resto do verão e outono, quando então servem para colocar os animais que necessitam sair do restante das áreas para aumentar a oferta novamente para 12%, conforme preconizado acima.
3. Permitir a re-semeadura de espécies forrageiras desejáveis das quais se tenha interesse em que aumentem sua participação na pastagem. Deste modo, diferimentos de primavera favorecem, por exemplo a sementação das espécies nativas de inverno, como brizas (*Briza* spp), flexilhas (*Stipa* spp e *Piptochaetium stipoides*), cevadilhas (*Bromus catharticus*, *B. auleticus*), trevo-polimorfo (*Trifolium polimorphum*), trevo-carretilha (*Medicago polymorpha*), babosas (*Adesmia* spp), etc., além da maioria das boas espécies forrageiras de verão que florescem no final da primavera. Entre estas últimas, pode-se citar a grama-forquilha (*Paspalum notatum*), o capim-melador (*P. dilatatum*), o capim-das-roças (*P. urvillei*), a grama-lívica (*P. nicorae*), o estilosantes (*Stylosanthes* spp.), etc.. O diferimento de final de verão-outono favorece a maior parte das espécies de verão, como as acima citadas, mais o pega-pega (*Desmodium* spp.), o feijãozinho-do-campo (*Macroptilium prostratum*), entre outras.
4. Em pastagens de utilização intensa, o diferimento possibilita às plantas perenes, um período de descanso que permite acúmulo de substâncias de reserva (carboidratos solúveis armazenados em órgãos mais permanentes como raízes, coroa e base dos colmos), pois a planta ao crescer sem o estresse do pastejo aumenta sua área foliar e com isso consegue absorver mais carbono atmosférico do que o necessário para a sua demanda atual para crescimento. Estas reservas é que são utilizadas como fonte de carbono para garantir a persistência da planta, por exemplo, durante o inverno ou durante condições desfavoráveis, como uma deficiência hídrica prolongada, quando não há área foliar para efetuar a fotossíntese, mas a planta necessita carbono para respirar, mantendo assim suas funções mínimas. Por esta razão, as reservas têm pronunciado efeito na persistência de plantas perenes, além de contribuírem também no vigor de rebrota, sobretudo ao final do período desfavorável (final do inverno ou fim da seca), ou ainda após uma utilização excessiva que deixe a planta completamente desfolhada.
5. O pastejo pesado por muitos anos conduz à compactação do solo, favorecendo a erosão, devido à baixa velocidade de infiltração da água, ocasionando escoamento superficial. Esta compactação determina menor desenvolvimento de raízes e conseqüentemente menor crescimento da parte aérea, além de aumentar a suscetibilidade das plantas à seca. Uma prática que pode melhorar esta condição de compactação é o diferimento, pois o descanso da pastagem determinará um acúmulo de matéria orgânica e desenvolvimento de raízes, o que

provoca a melhora da estrutura do solo. A reduzir a compactação pelo pisoteio e chuva, evita o escoamento superficial e a evaporação rápida, mantendo o solo mais úmido.

Mesmo que o diferimento não seja aplicado todos os anos na mesma área, sua aplicação em áreas alternadas, num esquema de rotação, permitirá que em intervalos regulares, uma determinada área possa ser novamente diferida.

Além dos efeitos de restauração das pastagens degradadas, é importante salientar o aspecto da manutenção das espécies anuais (semeadas intencionalmente), como o azevém e trevos, e mesmo espécies perenes, como o trevo-branco e o cornichão, em que a persistência do *stand* através dos anos é função direta da quantidade das sementes produzidas anualmente. Em tais espécies, o diferimento cumpre importante papel na época do florescimento e maturação das sementes e posteriormente por ocasião da germinação e estabelecimento das novas plantas na próxima estação de crescimento.

Forsling (1931) estudou o efeito da cobertura vegetal sobre o escoamento, em áreas de pastagens naturais no oeste dos EUA. Notou que o aumento da cobertura por efeito do diferimento, de 16% para 40%, diminuiu o escoamento em 64%. Duley & Domingo (1949), estudando o efeito da cobertura em diversos tipos de solos, comprovaram que a cobertura teve maior efeito sobre a infiltração que o tipo de solo. Evanko & Peterson (1955) também verificaram, num ensaio em que compararam duas áreas pastoreadas, com áreas excluídas do pastoreio, que a velocidade de absorção de água nas áreas excluídas era 1,5 vezes maior do que nas áreas sob pastoreio.

O diferimento como meio de adequar a lotação em função da produção das pastagens naturais foi testado em Vacaria, região dos campos de altitude (Tab. 13.4).

Nesta região (Campos de Cima da Serra), as pastagens naturais têm capacidade de suportar altas lotações no período quente, mas durante a estação fria a capacidade baixa para 0,5 UA/ha ou menos (UA= unidade animal). Desta forma, é comum lotar os campos em função das produções de inverno, o que determina sobra de pasto no verão, que é queimado pelas geadas que ocorrem a partir do início do outono, perdendo qualidade, o que afeta o consumo e, no dizer dos produtores, interferindo na rebrota de primavera. Isto determinou que a prática da queimada ao final do inverno se tornasse recorrente. No trabalho mencionado acima foram comparados a prática do diferimento, e conseqüente ajuste de lotação, com o manejo usual da região. No diferimento a área foi dividida em dois poteiros iguais. Durante a estação quente, os animais foram concentrados numa das áreas (1,6 UA/ha em comparação com a lotação usual de 0,5 UA/ha). O poteiro diferido foi ceifado duas vezes durante o verão e o feno assim produzido foi dado aos animais no inverno, quando eles passaram a pastorear toda a área dos dois poteiros (0,8 UA/ha). Durante o verão, os ganhos por animal foram mais baixos no diferimento indicando demasiada carga. Entretanto, o ganho/ha foi 13% superior, se considerarmos toda a área envolvida no sistema diferido ou mais do que o dobro se considerarmos apenas a área sob pastejo.

Os animais que receberam feno da área do diferimento durante o inverno perderam em média 19 kg, enquanto os do tratamento usual perderam 88 kg. No total do período observou-se que, mesmo com lotação mais elevada, os ganhos por cabeça foram mais elevados e, conseqüentemente, os ganhos por ha. Cumpre ressaltar que os dados são de apenas um ano e que, por esta razão, não traduzem qualquer

▼ Tabela 13.4 | Efeito do diferimento da pastagem natural durante o verão sobre os ganhos estacionais de bovinos de corte na região dos Campos de Cima da Serra. EEZ - Vacaria. (Grossman & Mordieck 1956).

Sistema	dias de pastejo	lotação (UA/ha)	ganho/UA (kg)	GMD (kg)	ganho/área (kg/ha)
Verão					
Diferido	210	1,6	113	0,538	90 (181)*
Usual	210	0,8	156	0,743	78
Inverno					
Diferido	90	0,8	-19	-0,210	-15
Usual	90	0,5	-88	-0,978	-44
Total					
Diferido	300	1,6 - 0,8	94	0,313	75
Usual	300	0,5	68	0,227	34

* ganho obtido apenas na área pastejada.

efeito sobre a pastagem, o que deverá se revelar com o tempo, uma vez que o sistema proporciona uma melhor adequação da lotação e, conseqüentemente, a não necessidade da queima periódica das sobras.

Cabe ainda ressaltar na Tabela 13.4, que com o conhecimento atual sobre a relação entre carga animal e oferta seria possível obter ganhos ainda superiores naqueles campos, sobretudo depois de algum tempo de adequação da lotação durante o verão, o que inevitavelmente conduz a uma melhora na composição botânica, com reflexos sobre a qualidade da forragem e o ganho por animal. A prática do diferimento constitui-se, portanto, numa excelente ferramenta de ajuste da carga via inclusão ou exclusão de áreas para o mesmo número de animais, ao invés de colocar e tirar animais do sistema.

Quando o diferimento é aplicado em áreas de campo nativo adubado ou mesmo em áreas de alta fertilidade natural os resultados podem ser impressionantes. A Figura 13.9 apresenta dados obtidos no outono-inverno de 2003 sobre campo nativo adubado (com efeito residual da correção do solo em 1996 (3 t calcário e 500 kg/ha de 5-20-20) e com aplicação de 110 (N1) e 220 (N2) kg de uréia por ha, conforme o tratamento, após roçada em 15 de janeiro, quando os poteiros foram diferidos.

De 15 de abril a 15 de maio, a lotação foi de cerca de 7 novilhos por ha no tratamento N2 e de 5 novilhos por ha nos tratamentos N0 e N1. Ao final de agosto, os novilhos apresentaram um pequeno ganho de cerca de 7 kg por cabeça, o que exemplifica a enorme possibilidade de usar o diferimento de pequenas áreas para manter a carga que deve sair durante o inverno nos poteiros do exemplo da Tabela 13.1 (necessidade de reduzir a carga para 350 kg de PV/ha). Ressalte-se que uma possibilidade para manter o ganho dos novilhos até maio seria associar o uso de sal proteinado ou o pastejo por tempo limitado em pastagem com predominância de leguminosas (p.ex. trevo-branco e trevo-vermelho), que traria substanciais melhorias no consumo do material envelhecido (sobra) que os animais tinham a sua disposição a partir de maio. Desta forma, estes novilhos terminariam o inverno não mais com cerca de 200 kg de peso vivo, mas com 230-240 kg, se suplementados com sal proteinado, ou acima de 300 kg, se suplementados através do pastejo restrito por uma hora por dia em pastagem com predominância de leguminosas.

O exemplo apresentado demonstra, sobretudo, que uma pequena área bem fertilizada e diferida estrategicamente pode desempenhar um papel fundamental, mantendo cargas animais em torno de 1200 kg PV/ha no outono e cerca de 800 kg/ha durante o inverno. Esta é uma estratégia interessante e que permite trabalhar com lotações ajustadas nas demais áreas de campo nativo e mesmo nas áreas de pastagens cultivadas de inverno, quando ainda não atingiram seu pico de produção e a capacidade de suporte não é aquela que se consegue na primavera.

Em campos com composição florística mais equilibrada entre espécies hibernais e estivais, como pode ser o caso da região da Campanha, os resultados do diferimento de campos bem manejados podem ser ainda mais espetaculares, como demonstra Ferreira (2009). Esse autor registrou ganho médio diário de 1,25 kg/UA/dia, durante o inverno, na média de tratamentos com e sem adubação e com um diferimento prévio (final de fevereiro a final de junho). Esse ganho foi atribuído à alta participação de espécies hibernais (*Stipa* spp., *Briza* spp., *Trifolium polymorphum*, principalmente), as quais, em função do diferimento, tiveram condições de compor uma massa de forragem considerável e com alta qualidade na entrada daquela estação do ano.

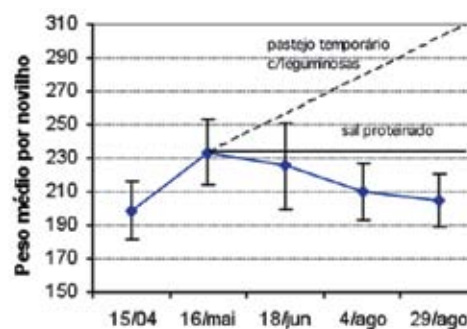


Figura 13.9 Peso vivo por animal ao longo do outono-inverno em pastagem nativa adubada e diferida, e alternativas de suplementação. EEA/UFRGS -2003. (adaptado de Guma 2005).

Adubação do campo: removendo a limitação imposta pela fertilidade natural do solo

A produção vegetal (forragem) é consequência da disponibilidade do meio (temperatura e radiação), sendo ainda limitada pela disponibilidade de fatores (maneáveis) como nutrientes e água. A remoção de parte desta limitação através do uso de insumos como, por exemplo, fertilizantes ou irrigação, depende da potencialidade permitida pelo clima e, é claro, da relação custo-benefício. As relações de custo dificilmente podem ser muito alteradas para um dado nível de insumos e por isso devemos concentrar os esforços em maximizar os benefícios, isto é, otimizar a produção animal através da colheita adequada da forragem produzida (correto ajuste da oferta).

Quando as condições de fertilidade do solo são baixas, o uso de fertilizante complementa os efeitos benéficos do manejo correto das pastagens naturais. Entretanto, a intensidade de resposta dependerá fundamentalmente das espécies predominantes em cada local objeto do melhoramento. A composição de espécies da pastagem natural é fortemente determinada pelo clima e solo. A composição botânica pode ser alterada pelo uso de fertilizantes. O uso de potássio e fósforo, em geral, elevam a porcentagem de leguminosas. O nitrogênio proporciona maior participação das gramíneas em detrimento das leguminosas, mas é essencial para maior produção de matéria seca. Aplicações anuais de fósforo podem permitir um acúmulo de fertilidade, por elevação do teor de fósforo no solo. Em geral, são necessários alguns anos para que os efeitos dos fertilizantes sobre os campos se evidenciem, especialmente no que se refere à aplicação de fósforo e à modificação na composição botânica (Larin 1961, Roscoe & Brockman 1961, Hills 1969, Hughes & Metcalfe 1972). No entanto, nas condições do RS, estas respostas têm sido surpreendentemente rápidas e consistentes (Barcellos *et al.* 1980, Gomes 1996, Boggiano *et al.* 2000, Gomes 2000, Ferreira 2009).

Sabe-se, no entanto, que as respostas são extremamente variáveis, conforme a composição botânica atual, o tipo de solo, as particularidades climáticas, o tipo de fertilizante, além das múltiplas interações com o manejo pré e pós-adubação, tipo e categoria de animais, etc. Por estas razões, muita informação básica ainda é necessária para que se possa recomendar e prever com segurança os efeitos da adubação nas pastagens naturais, no que se refere a mudanças na composição botânica, produção total e estacional e variações no valor nutritivo. A partir do conhecimento destes efeitos é que se poderá analisar adequadamente a economicidade do processo. É importante salientar que as análises de custo devem levar em conta a preservação de recursos genéticos extremamente valiosos que são as espécies nativas dos campos.

De qualquer forma, alguns resultados recentes nos encorajam a dedicar à pastagem nativa a mesma postura, em termos de adubação, que temos em relação às espécies exóticas. Ninguém questiona a necessidade de adubar pastagens de aveia, azevém, trevos, milheto, sorgo, etc., mas qualquer um questiona a adubação do campo nativo, esquecendo que as espécies aqui cultivadas também são espécies nativas no seu lugar de origem. Será que só as nativas daqui não respondem a adubo? Esta questão começa a ser respondida. Por exemplo, Costa (1997) verificou que a grama-forquilha (*P. notatum*) em solo corrigido e sob irrigação mais a aplicação de cerca de 500 kg de uréia/ha é capaz de produzir mais de 14 t de MS/ha/ano. Corrobora este resultado o trabalho de Boggiano (comunicação pessoal), que obteve sobre campo nativo adubado, onde predominava a grama-forquilha, cerca de 700 kg de ganho de peso vivo em 210 dias (Tab. 13.5). Neste trabalho o solo foi corrigido pela aplicação de 3 t calcário por ha, aplicados em cobertura no outono, e 500 kg de adubo 5-20-20 (N-P-K), aplicado no início da primavera. Foram

▼ Tabela 13.5 | Carga animal e ganho de peso vivo por área no primeiro ano (Boggiano, 1996/7, não publicado) e no terceiro ano (Gomes 2000) em função de níveis de adubação nitrogenada na pastagem nativa adubada. EEA/UFRGS.

Kg N/ha/ano	Carga animal (kg PV/ha)		GMD (kg PV/UA/dia)	
	1º ano	3º ano	1º ano	3º ano
0	967	572	443	364
100	885	752	643	411
200	1154	854	716	697

comparados os efeitos adicionais de aplicações de nitrogênio (zero, 100 kg N/ha ou 200 kg N/ha, metade no início da primavera e metade no início do verão). O calcário e o adubo foram aplicados apenas no primeiro ano, enquanto os tratamentos com nitrogênio foram repetidos durante seis anos. Uma análise bio-econômica do terceiro ano do experimento foi realizada por Santos *et al.* (2008), demonstrando que o investimento foi viável biológica e economicamente, independente da dose de N. O maior retorno direto do capital foi obtido com a aplicação de calcário e a correção com fósforo e potássio, sem aplicação de N. A aplicação de 200 kg de N aumentou a margem bruta e a eficiência de conversão do N em produto animal, mas a resposta crescente até esta dose sugere a necessidade de estudos com níveis superiores, que estabeleçam o real potencial produtivo do recurso forrageiro. No entanto, deve se ter atenção ao potencial efeito de longo prazo de tais aplicações sobre a flora.

Vale ainda ressaltar que os dados apresentados na Tabela 13.5 referem-se a apenas cerca de 210 dias e que nestes experimentos, por problemas metodológicos, não foram avaliadas as produções de inverno, o que significa dizer que ainda poder-se-ia somar os ganhos ou a manutenção obtida durante o inverno. Cabe ademais lembrar que campos melhores do que os da Depressão Central existem e que as respostas passíveis de serem obtidas com pastagens onde predominam espécies como *Paspalum dilatatum* (capim-melador), *P. pauciciliatum* (melador-rasteiro), *P. jesuiticum*, além de espécies de inverno como as brizas, cevadilhas e flexilhas, podem ser ainda mais impactantes.

Trabalhando na região da Campanha Sudoeste do RS, Ferreira (2009) atesta a excepcional qualidade da pastagem natural sobre um Vertissolo Ebânico Órtico Chernossólico típico da região, ao submeter a mesma à adubação (PNA = 200 kg de DAP no início de outono, mais 90 kg N/ha no início da primavera) ou essa mesma adubação mais sobressemeadura de azevém (PNM). Estes tratamentos foram comparados à pastagem natural (PN) sem aplicação de qualquer insumo, o que propiciou, no período de recria (do desmame aos 18 meses), as respostas apresentadas na Tabela 13. 6 e Figura 13.10. Salienta-se que os resultados foram obtidos num ano onde foram registradas 38 geadas entre maio e setembro e déficit hídrico no verão. Aos 18 meses de idade, o peso dos novinhos mantidos no PNA (392 kg) foi superior aos mantidos no PN (357 kg). O peso final dos novinhos manejados no PNM atingiu valor intermediário (363 kg). A evolução de peso apresentou uma tendência de crescimento semelhante entre os tratamentos. Entretanto, a magnitude ou grandeza dos valores desta curva é influenciada pelo tipo de tratamento empregado na pastagem. Merece destaque a evolução de peso dos animais mantidos no PNA, onde a curva praticamente se manteve linear até o início do verão. Além disso, foi o único tratamento que praticamente manteve o peso entre os meses de janeiro a março (período de estiagem).

Resultados semelhantes, mas com fêmeas Brangus em recria, foram obtidos por Genro *et al.* (2006) na região de Bagé. Os autores compararam pastagem natural (PN) com pastagem natural diferida mais sal proteinado (PNS) e com pastagem natural adubada mais sobre-semeada com azevém, trevo-vermelho e cornichão (PNM). Os GMD (ganho médio diário) obtidos proporcionaram em PNM, peso vivo final (novembro) de 342,3 kg. O peso mínimo recomendado pelo NRC (1996) para o primeiro acasalamento de novilhas cruzadas com *Bos indicus* é de 65% do peso adulto, considerado 450 kg no rebanho utilizado. Com GMD de 0,652 kg/animal/

▼ Tabela 13.6 | Efeito dos tratamentos impostos à pastagem natural na Região da Campanha do RS sobre o ganho médio diário (GMD) e sobre o ganho por área (GPA) no período de recria (do desmame aos 18 meses - 302 dias). (Ferreira 2009).

Tratamentos	GMD (kg/animal/dia)	GPA (kg PV/ha)
Pastagem natural	0,47 ^B	224,40 ^B
PNA	0,58 ^A	310,00 ^A
PNM	0,49 ^{AB}	287,40 ^A

Médias seguidas de letras distintas na mesma coluna diferem entre si pelo teste t de student (P<0,05).

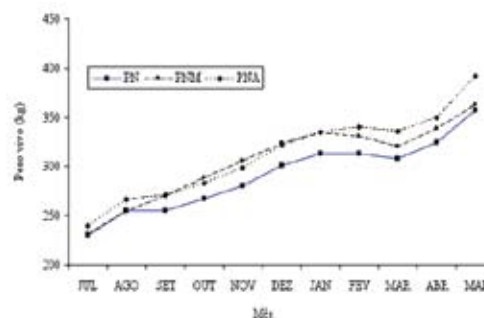


Figura 13.10 Evolução do peso vivo de bezerros recriados em pastagem natural (PN), adubada (PNA) e melhorada (PNM) com adubação + sobressemeadura de espécies de inverno. (Ferreira 2009)

dia, no final do período experimental, as novilhas apresentaram 76% do peso adulto em PNM e 66,8% em PN com média de 24 meses de idade. Isto atesta a possibilidade de entourear aos dois anos sobre pastagem natural mesmo sem qualquer insumo, mas com uma resposta ainda mais positiva quando esta pastagem é adubada e sobre-semeada com espécies cultivadas hibernais.

Os resultados de Gomes (1996) também são uma cabal demonstração da resposta positiva do campo nativo à fertilização. Neste trabalho, ressaltou-se especialmente a possibilidade de aumento da proporção de leguminosas na pastagem nativa, de menos de 1% para cerca de 24%, quando adequadamente adubada. Isso certamente implica num subsequente aumento de nitrogênio nas pastagens.

Finalmente, é importante salientar que o rateio dos custos da adubação deve ser aplicado sobre todo o sistema e não apenas na área aplicada e com o rendimento nela obtido. Além disso, pela sua alta capacidade de suporte, uma pequena área adubada pode ser o elemento regulador do ajuste de carga em todo o restante da propriedade, facilitando enormemente esta questão.

Melhorando o campo nativo por sobressemeadura de espécies hibernais

As condições ambientais para a germinação e estabelecimento de plantas dentro de uma pastagem nativa estabelecida diferem radicalmente das condições proporcionadas pelo preparo convencional através de lavração e gradagem. O estabelecimento dependerá da capacidade das espécies semeadas em competir com a vegetação existente por luz, água e nutrientes.

Entre os principais aspectos a serem superados para que o melhoramento (do ponto de vista de produção de forragem) da pastagem natural por introdução de espécies possa ter sucesso citam-se: a falta de um bom contato da semente com o solo; solo demasiadamente compactado; limitada disponibilidade de nutrientes e/ou presença de elementos tóxicos como o Al; baixo armazenamento de água no solo; competição imediata oferecida pela pastagem natural.

A correção das deficiências minerais do solo é fator essencial ao desenvolvimento das espécies sobre-semeadas, em geral mais exigentes do que as espécies nativas. Por esta razão, os níveis de nutrientes devem ser adequados àquelas espécies, pois qualquer deficiência traz problemas nutricionais à espécie sobre-semeada e a competição exercida pela vegetação natural, adaptada a baixos níveis nutricionais, torna-se muito mais severa.

A correção dos solos ácidos é considerada importante para o sucesso da implantação de espécies forrageiras temperadas, notadamente leguminosas. Como o calcário é aplicado em cobertura (sem incorporação ao solo), recomenda-se a aplicação de 1/3 a 1/4 da dose, repetindo a aplicação com frequência de 2 a 3 anos. Aqui no Estado a prática tem demonstrado a viabilidade do método, inclusive com percolação no perfil com o passar do tempo, permitindo a correção em níveis mais profundos. Essencial, no entanto, é a *antecipação ao máximo possível da aplicação do calcário*. Ou seja, se planejamos a sobressemeadura para abril, recomenda-se aplicar o calcário no início da primavera anterior. Igualmente importante é a qualidade do calcário, que deve ser da faixa C (PRNT acima de 90%). Também deve-se dar preferência a *fontes de fósforo solúveis* (como os superfosfatos), uma vez que as leguminosas a serem introduzidas têm pouca capacidade de competir pelo fósforo com o vasto sistema radicular das espécies nativas já estabelecidas. Isto não invalida a escolha por fosfatos naturais reativos, que são menos caros, seja a partir do segundo ano ou mesmo no primeiro ano, quando o solo não apresenta Al tóxico e, portanto, dispensa o uso de calcário.

A falta de bom contato da semente com o solo conduzirá a atrasos na germinação e poderá também impedir a penetração da radícula das leguminosas no solo, tornando-as suscetíveis à dessecação. A menor altura da vegetação existente, diminuída através do pastejo prévio com bovinos preferencialmente associados com ovinos ou mesmo eqüinos, facilita o contato da semente de interesse com o solo. Este pastejo pesado deve ser feito também com antecedência, durante dois a três meses antes da semeadura.

A finalidade é provocar uma certa diminuição do vigor da pastagem, além de facilitar a semeadura pela menor cobertura. A continuação do pastejo por um a dois dias após a semeadura também favorecerá o contato da semente com o solo, acelerando a germinação, além de oferecer uma “parcagem” que beneficiará o estabelecimento pelo acúmulo de matéria orgânica. O uso de rolos compactadores é outro recurso útil para promover o contato semente-solo, embora o pisoteio também seja eficaz.

A época da sobressemeadura é um dos fatores que mais contribui para o sucesso, pois pode resolver a maioria dos problemas de competição acima citados. No momento da sobressemeadura, é requisito básico que a evapotranspiração seja baixa, a umidade disponível seja adequada, permitindo rápida germinação e penetração da radícula no solo, e que haja a menor competição possível. Por esta razão, as espécies de estação fria deverão ser sobre-semeadas em meados de outono, quando a vegetação natural diminui e praticamente paralisa o crescimento, a umidade do solo é alta e as temperaturas ainda são adequadas para a germinação e o desenvolvimento inicial das espécies sobre-semeadas.

Outro aspecto importante é a inoculação e o revestimento ou peletização das sementes de leguminosas. Na sobressemeadura, em geral as sementes ficam expostas a mudanças na temperatura e umidade que afetarão a germinação e penetração da radícula e, principalmente, a sobrevivência do rizóbio. Como as leguminosas normalmente utilizadas na sobressemeadura são exóticas, em geral o rizóbio específico para elas não se encontra disponível nos nossos solos e deve ser adicionado via semente inoculada. Uma vez que na sobressemeadura o rizóbio aderido à semente ficaria então exposto à ação dos raios solares, que são letais à sua sobrevivência, se recomenda envolver a semente e o rizóbio a ela aderido com materiais protetores, como calcário tipo *filler* ou fosfatos naturais finamente moídos, de modo a formar um *pelet* em torno da semente.

Alguns comentários sobre o uso de herbicidas para a implantação de espécies

Dentre as perspectivas que se abriram para a agricultura após o advento dos herbicidas, figura o seu emprego na destruição de coberturas competitivas para permitir o estabelecimento de novas culturas. O êxito dessa prática foi comprovado em muitas circunstâncias (veja Capítulo 21). O tratamento com herbicidas, em alguns casos, é suficiente para permitir a semeadura, em outros ele é usado em combinação com o cultivo mecânico (grade, semeadora direta, etc.). No entanto, a grande diversidade de plantas existentes em nossas pastagens naturais e a falta de dados experimentais locais dificulta a escolha do tratamento químico mais adequado para eliminar ou diminuir sua agressividade sem danificar as espécies existentes e as introduzidas. *Além disso, a prática e a pesquisa tem demonstrado a viabilidade de outros métodos menos arriscados e sem as conseqüentes possibilidades de poluição advindas do uso de herbicidas.*

O ponto crítico para a recomendação extensiva do uso de herbicidas reside na necessidade do profundo conhecimento da composição florística de pastagem e das espécies a introduzir e do modo de ação, doses e período de carência do produto utilizado.

O uso de herbicidas sistêmicos de ação total tem sido muito propalado nos últimos anos, mas especial atenção deve ser dada à sua utilização indiscriminada, especialmente tendo em vista a sobressemeadura, onde o objetivo principal é a manutenção das espécies existentes, juntamente com o estabelecimento das espécies “introduzidas”. Cavalheiro (1997) comparou o estabelecimento da mistura de aveia e azevém sobre a pastagem natural na Depressão Central do RS (Santa Maria), através do uso de 1,5; 3,0 ou 4,5 L/ha de *glyphosate* (G1,5; G3,0; G4,5), 3,0 L/ha de *Paraquat+Diuron* (PQD) ou 3,0 L/ha de *Paraquat* (PQ) ou ainda sem herbicida (SH). Os efeitos sobre a produção das espécies introduzidas e sobre a pastagem natural podem ser observados nas Tabelas 13.7 e 13.8.

Verifica-se que, no trabalho em questão, o uso de herbicidas favoreceu a produção de matéria seca das espécies introduzidas devido ao seu efeito supressor sobre a competição das gramíneas,

o que se evidencia, sobretudo nos dois primeiros cortes. Por outro lado os herbicidas modificaram a frequência de alguns componentes da vegetação nativa, sendo que o aumento na dose de glifosato eleva a participação de alecrim (*Vernonia nudiflora*) e de gravatá (*E. horridum*), devido à redução no componente grama-forquilha (*P. notatum*), que determinou aumento na proporção de solo descoberto e a possibilidade destas espécies se estabelecerem. Já o uso do *Paraquat* ou *Paraquat+Diuron* determinou aumento na frequência de grama-forquilha reduzindo mantilho e solo descoberto e mantendo as demais espécies (Tabela 13.8).

Portanto, verifica-se, como esperado, que a supressão da competição causada pelos herbicidas favorece a implantação das espécies introduzidas. No entanto, se o objetivo da introdução das espécies em questão é a oferta de forragem durante a estação desfavorável e a continuação da oferta de forragem por parte do campo nativo após este período, o uso de herbicidas sistêmicos que reduzem o principal responsável por esta oferta que é a grama-forquilha, não se constitui numa ferramenta adequada. O problema ainda é mais agravado pelo fato da substituição da grama-forquilha por espécies indesejáveis e de controle oneroso. Mais estudos são necessários quanto ao uso destes herbicidas quando a vegetação existente é o campo nativo (veja Capítulo 21).

É importante considerar o que foi discutido acima com relação ao uso do pastejo pesado para diminuir provisoriamente a cobertura vegetal existente, à correção do solo e à qualidade das sementes a serem utilizadas. Este conjunto de práticas normalmente é suficiente para assegurar o estabelecimento das espécies a sobre-semeiar, sem necessidade de recorrer ao uso de herbicidas.

A maioria dos fatores que afeta o estabelecimento de pastagens podem ser controlados pelo produtor. Portanto, raramente se pode imputar ao azar, as causas do mau estabelecimento de uma pastagem. O sucesso na implantação começa por um adequado planejamento. Este inclui suficiente antecedência para que todas as etapas possam ser cumpridas adequadamente; escolher as espécies “realmente” adaptadas às condições edafoclimáticas da região; adquirir sementes de origem idônea e com alto vigor; atender às exigências de fertilidade do solo das espécies escolhidas; considerar que, na fase de estabelecimento, o que importa é a planta e não os animais, os quais, se utilizados neste período, devem constituir apenas uma ferramenta de manejo.

Reduzindo o efeito de plantas indesejáveis (ou limpeza do campo)

Na produção animal, considera-se planta indesejável aquela que não integra de forma contínua a dieta do animal e que, por sua frequência de ocorrência e desenvolvimento individual, diminui o rendimento das espécies desejáveis, seja por competição ou uma combinação desta com ocupação de área, e conseqüentemente a capacidade de suporte da pastagem. Ressalta-se ainda aquelas espécies que também podem provocar efeitos tóxicos sobre o animal, quando consumidas, ou ainda afetar a dinâmica do pastejo pela complexidade da estrutura formada.

▼ Tabela 13.7 | Produção de matéria seca de aveia+azevém (kg/ha), por corte e total, em função dos herbicidas aplicados sobre a pastagem natural. (Cavalheiro 1997)

Tratamentos	Cortes			Total
	1º (31/07)	2º (04/09)	3º (17/10)	
Sem herbicida	257	1686	2829	4772 ^b
G1,5 L/ha	594	2723	2668	5986 ^a
G3,0 L/ha	598	2698	2745	6042 ^a
G4,5 L/ha	678	2804	2795	6278 ^a
PQD	510	2348	2827	5686 ^a
PQ	688	2307	2849	5843 ^a

Médias nas colunas seguidas de letras distintas indicam diferença significativa (t de Student)

▼ Tabela 13.8 | Contribuição porcentual dos principais componentes da pastagem natural antes e após a aplicação dos tratamentos para estabelecimento da mistura de aveia+azevém. (adaptado de Cavalheiro 1997).

Tratamentos	Componentes (em %)							
	P. notatum		Mantilho		Alecrim		Caraguatá	
	antes	após	antes	após	antes	após	antes	após
Sem herbicida	51	61	15,9	13,4	2,2	1,2	9	8
Glifosato 1,5 L	47	34	19,4	15,0	4,1	3,7	9	46
Glifosato 3,0 L	47	15	21,2	21,2	2,8	5,3	9	20
Glifosato 4,5 L	47	13	20,6	21,2	5,6	12,5	9	52
Paraquat+Diuron	45	66	16,6	10,6	3,1	1,1	9	7
Paraquat	44	59	21,9	9,1	4,4	1,1	9	11

Das espécies nativas consideradas indesejáveis nas pastagens naturais do RS, as de maior expressão são: carqueja (*Baccharis trimera*), chirca (*Eupatorium buniifolium*), alecrim-do-campo (*Vernonia nudiflora*), mio-mio (*Baccharis coridifolia*), maria-mole (*Senecio* spp.) e caraguatá (*Eryngium horridum*). Outras espécies consideradas indesejáveis pelos produtores, como por exemplo o capim-caninha (*Andropogon lateralis*) e até mesmo a macega-estaladeira (*Erianthus angustifolius*), na verdade não podem ser consideradas como tal, pois sob certas condições são consumidas pelos animais e sua incidência predominante está na razão direta do manejo imposto através do pastejo ou roçada.

Embora componentes naturais da flora, as espécies acima relacionadas têm sua frequência e abundância sensivelmente modulada pelo manejo. Através do pastejo seletivo, os animais alteram a habilidade competitiva dos indivíduos da vegetação, influenciando indiretamente na estrutura e composição, pois enquanto algumas plantas são ignoradas outras são subtraídas e até eliminadas da área. Mudanças em longo prazo ocorrem em adição a influências de curto prazo pela herbivoria. Girardi-Deiro & Gonçalves (1987), em observações sobre a evolução da flora campestre, verificaram que a exclusão ao pastejo, provocou acentuado aumento na população de macega-estaladeira, chirca e mio-mio, com a conseqüente redução na frequência de gramíneas forrageiras, o que foi atribuído ao sombreamento exercido por aquelas espécies. Também evidenciando o efeito do manejo do pastejo sobre a incidência de plantas indesejáveis em pastagem natural da Depressão Central do RS, Boldrini (1993) verificou uma diminuição na frequência de ocorrência de *E. horridum* em altas pressões de pastejo, uma alta frequência e cobertura em pressões intermediárias e novamente uma diminuição em baixas pressões. Portanto, uma vez que pode ser controlado pelo homem, o pastejo constitui uma ação de distúrbio antrópico importante para condicionar a sucessão vegetal em pastagens naturais.

O efeito das plantas indesejáveis sobre a produção da pastagem resulta da competição que estas exercem por água, luz e nutrientes. Este efeito é bastante variável com a densidade de plantas indesejáveis, as espécies predominantes e a estação do ano. Assim, Montefiori & Vola (1990), verificaram que enquanto o caraguatá reduziu a produção do pasto em até 43% quando a densidade de plantas proporcionava cobertura de 69%, o mio-mio não apresentou efeito significativo nas densidades estudadas. Além do mais, segundo os mesmos autores, o caraguatá exerce um efeito que praticamente não varia ao longo do ano, enquanto o mio-mio tem algum efeito apenas no período de crescimento ativo, na primavera e verão, uma vez que perde grande parte de suas folhas a partir do outono.

Da mesma forma, o fogo também tem sido utilizado como ferramenta de controle deste tipo de vegetação. No entanto, seu uso indiscriminado pode levar a uma sucessão indesejável com estas mesmas espécies, como foi observado com o aumento do mio-mio (Rosengurtt 1979) e do gravatá (Fontaneli 1986), devido à abertura da comunidade e provável favorecimento à germinação das sementes e ao desenvolvimento inicial das plântulas. Já para a carqueja, Rosengurtt (1979) afirma que a mesma é sensível ao fogo, podendo eventualmente ser controlada por esta prática, desde que não favoreça outras espécies indesejáveis presentes. A legislação ambiental limita o uso do fogo e outras alternativas têm sido estudadas para melhor controlar o desenvolvimento da vegetação indesejável. Associando o efeito de cortes, através de roçadas, às características morfofisiológicas das espécies a controlar é possível obter-se resultados tecnicamente satisfatórios, embora, sob o ponto de vista econômico tais procedimentos careçam de maiores estudos. Assim, por exemplo, Fontanelli (1986) verificou que cortes frequentes podem levar a uma sensível diminuição na densidade de caraguatá. Em ensaios de época e frequência de cortes para o controle desta espécie, Mas *et al.* (1997), verificaram que cortes iniciados em março, independentemente do número, foram mais efetivos para o seu controle, passando de valores de cobertura de 70% para 20%. Conforme Puerto (1990), a planta de caraguatá é sensível a ferimentos no centro da roseta e frequentemente o rebrote danificado apodrece, levando a planta a morte. Gonzaga (1999) verificou que o arraste de vigas de ferro (trilhos de trem) foi eficiente, pois houve redução no número de plantas. Para isto é importante esperar o florescimento das plantas,

mas não a sementação. Os colmos eretos multiplicam o impacto das barras sobre a base das plantas, propiciando o ferimento na zona susceptível e, em alguns casos, arranca a planta. Seu efeito será melhor se o solo estiver úmido. Na sua rebrota, pastejos rápidos com animais adultos em altas cargas podem, neste momento determinar o consumo destas plantas, com efeito sobre o vigor posterior. Além disso, o estado do campo onde caem as sementes é importantíssimo para prevenir novas infestações; quanto mais denso e fechado o campo, mais difícil será o estabelecimento do caraguatá, daí a importância da pressão de pastejo que permita a máxima densidade do estrato inferior, condição esta que também possibilitará eventuais pastejos pesados e rápidos como preconizado acima, para consumir rebrotas.

Com base em estudos sobre o nível de carboidratos de reserva, Alemán & Gomez (1989) afirmam que a chirca rebrota na primavera às custas de reservas formadas durante o verão e acumuladas na base dos troncos e raízes logo após a floração e antes da maturação fisiológica das sementes. Assim pode-se deduzir que roçadas de inverno, quando estas reservas estão no seu nível máximo, serão pouco efetivas. O momento mais adequado para a roçada seria no final de verão, início do outono, entre floração e sementação. Neste momento, alguma reserva será translocada para iniciar a formação da semente e o corte da parte aérea permitirá então diminuir os níveis de reservas que serão utilizados para respiração durante o inverno e a rebrota na primavera. Assim, a rebrota será menos vigorosa e, se consumida (ovinos adultos), obrigará a uma nova remobilização para a nova rebrota e assim sucessivamente até esgotar as reservas, determinando a morte da planta (Formoso 1997). Gonzaga (1999) conduziu um trabalho na Embrapa Pecuária Sul (Bagé, RS) que estudou alternativas de controle da chirca, incluindo época de roçada (primavera e outono), frequência de roçada (1 ou 2 anos consecutivos), queima e utilização de pastejo com ovinos na lotação de 2,0 UA/ha na rebrota de primavera após a roçada. Segundo o autor, a maior redução percentual de chirca ocorreu quando da utilização de roçadas no outono. Roçadas de outono e roçadas de outono + primavera foram semelhantes, mas a opção por roçadas de outono foi mais viável sob o ponto de vista econômico (metade do custo), apesar do último tratamento ser mais efetivo na redução da altura e diâmetro médio das plantas. É comum a opinião de que o pastejo com bovinos e ovinos, estes últimos com lotação superior a 2,0 UA/ha, afeta áreas de grande incidência de chirca. Isto foi evidenciado no trabalho de Gonzaga (1999), porém com magnitude menor que a produzida pelas roçadas no outono. Tal efeito pode ser atribuído à melhoria das condições de manejo, que favorecem o crescimento do campo natural, aumentando a competição sobre a chirca e reduzindo a possibilidade de sua recuperação, que também é afetada pelo consumo de seu rebrote pelos ovinos. Portanto, a conjugação de métodos mecânicos (roçada em época estratégica) e biológicos (pastejo bovino/ovino) pode constituir uma alternativa prática e eficiente no controle desta espécie.

A carqueja é uma espécie cujas plantas crescem vigorosamente desde a primavera até o verão, quando começa o período de repouso e frutificação, apresentando novo rebrote no outono. O acúmulo de substâncias de reservas ocorre quando a planta está verde, sendo armazenado na base dos colmos, o que permite novo crescimento na primavera ou outono. Esta característica parece ser a chave de seu controle. No período frio, ainda que a planta esteja verde, encontra-se em um período de descanso e ao ser cortada, por possuir reservas basais poderá rebrotar com energia na primavera. Tal fato também ocorre se o corte for realizado antes da brotação do outono (Gonzaga 1999). Assim, se as plantas forem cortadas imediatamente após a brotação do outono, não haverá ou serão muito baixos os níveis de reservas existentes nas plantas para promoção de novo crescimento.

A utilização de herbicidas sistêmicos é uma alternativa que tem se revelado eficaz em alguns casos. Allegri (1978) verificou que o uso de *Tordon* na primavera permitiu 100% de controle da chirca, caraguatá, carqueja e mio-mio, enquanto sua aplicação no outono não resultou em qualquer controle da chirca e carqueja, mas controlou cerca de 50% do caraguatá e 58% do mio-mio. Segundo o autor, não se observou efeito posterior sobre as leguminosas nativas. Por outro lado, Pellegrini *et al.* (2005a, 2005b) verificaram, com o mesmo produto, a eliminação de leguminosas até um ano após a aplicação, apesar de também observarem controle quase total das espécies indesejáveis.

Pouca informação se encontra atualmente disponível no sul do Brasil sobre o efeito da redução da produção de forragem e a conseqüente redução na capacidade de suporte resultante da presença de espécies indesejáveis no campo nativo. Também pouco se conhece sobre o efeito da interação entre diferentes métodos de controle e a intensidade de utilização da pastagem. Todos estes efeitos necessitam ser mensurados no que se refere às alterações nas relações de competição e, sobretudo, para que se possa realmente medir o benefício econômico quanto aos seus efeitos sobre a produção animal. É, portanto, ainda necessário testar métodos de controle de plantas indesejáveis em pastagens, quantificando o efeito sobre a produção e qualidade da forragem produzida e sua transformação em produto animal, de modo a poder recomendar práticas que garantam a melhoria do sistema pastoril de forma previsível tanto em termos econômicos como de sustentabilidade.

Importância da flora do campo nativo sobre a qualidade do produto animal

Estudos recentes têm demonstrado que uma vegetação contendo representantes de várias famílias botânicas produz uma forragem contendo mais metabólitos secundários, particularmente mais terpenos, que uma pastagem composta unicamente de gramíneas e leguminosas (Jeangross *et al.* 1999). Os efeitos destes compostos no organismo animal ainda são mal conhecidos, entretanto se sabe que alguns deles são encontrados nos produtos lácteos (Bosset *et al.* 1999). Segundo Dorioz *et al.* (2000), a existência de uma relação entre diversidade florística e riqueza aromática de certos queijos mostra que a diversidade taxonômica poderia ser uma das questões chave para a certificação de origem.

Os metabólitos secundários presentes na vegetação diversificada devem, por exemplo, ser identificados com mais precisão e seu papel na qualidade dos produtos animais deve ser conhecido. Um melhor conhecimento do comportamento alimentar e espacial dos herbívoros domésticos em situação heterogênea também é necessário, para a melhor compreensão do processo de ingestão, em função da diversidade de espécies forrageiras e do controle da carga animal em função da disponibilidade de forragem (Carvalho *et al.* 2007, veja Capítulo 16). Tudo isto diferencia o produto final, sobretudo para exportação, e constitui uma vantagem que poucos biomas pastoris do planeta apresentam e do qual deveríamos saber tirar vantagem. Trabalhos nesse sentido estão em andamento e permitirão, por exemplo, verificar o efeito de uma dieta constituída por determinados grupos de espécies nativas sobre o perfil de ácidos graxos na carne produzida com base na pastagem natural.

Conclusões

Existe um potencial para produção animal com base na pastagem natural que ainda é pouco praticado, embora já relativamente conhecido da pesquisa. Certamente ainda há muito a conhecer deste bioma tão complexo e tão rico, embora muitas vezes frágil. Apesar de não diretamente abordado neste artigo, sempre se deve considerar a produção animal na maioria das propriedades do RS como o resultado da utilização integrada dos diversos recursos forrageiros nela existentes. Neste contexto, as pastagens cultivadas, sobretudo em sistemas que integrem lavoura-pecuária, ou mesmo sistemas silvipastoris, são elementos que devem ser considerados quando se planeja um calendário forrageiro ao longo do ano e mesmo entre anos. Desta forma, quando se fala em adequado ajuste da carga animal nas áreas de pastagem nativa, devemos considerar outros recursos forrageiros atuando como elemento tampão do sistema ou mesmo como estratégia para verticalizar a produção. Também é fundamental que se busque especializar os sistemas de criação de acordo com a vocação natural dos ambientes (cria, recria, terminação) e os mercados disponíveis e, neste sentido, ações de contratualização entre os diferentes parceiros da cadeia produtiva são primordiais.

Finalmente, cabe lembrar que embora o futuro possa parecer pouco promissor para a atividade de pecuária de corte com base na pastagem nativa no curto prazo, ainda é possível fazer dela um

bom negócio, desde que eficientes programas de gestão sejam praticados pelo produtor (Nabinger & Sant'Anna 2007). Isso tem sido comprovado na prática através do programa Rede de Referências para a Pecuária de Corte do RS (Santos *et al.* 2008), o qual é centrado na gestão dos recursos, sobretudo da pastagem nativa, com aplicação das tecnologias aqui demonstradas, e tem mostrado resultados econômicos altamente impactantes. O sucesso da aplicação das práticas recomendadas depende, no entanto, de um fator extremamente determinante a ser considerado em qualquer estratégia de desenvolvimento rural, que é o produtor e seus objetivos como figura central nas tomadas de decisão.

Referências

- Aguinaga J.A.Q. 2004. *Dinâmica da oferta de forragem na produção animal e produção de forragem numa pastagem natural da Depressão Central do RS*. Dissertação Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 58.
- Alemán A. & Gomez A. 1989. *Control de malezas de campo sucio y carbohidratos de reserva de tres especies arbustivas*. Facultad de Agronomía, Universidad de la Republica, Montevideo, 32 p.
- Allegri M. 1978. Mejoramiento de pasturas naturales. Control de malezas. In: *Reunion del Grupo Tecnico Regional del Cono Sur en Mejoramiento y Utilización de los Recursos Forrajeros del Area Tropical y Subtropical* (eds. Caballero HD & Pallarés OR). IICA, Mercedes, pp. 120-132.
- Barcellos J.M., Severo H.C., Acevedo A.S. & Macedo W. 1980. Influência da adubação e sistemas de pastejo na produção de pastagens naturais. In: *Pastagens e Adubação e Fertilidade do Solo* UEPAE/Embrapa, Bagé, p. 123.
- Bertol I., Gomes K.E., Denardin R.B.N., Machado L.A.Z. & Maraschin G.E. 1998. Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem numa pastagem natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33: 779-786.
- Boggiano P.R., Marachin G.E., Nabinger C. *et al.* 2000. Efeito da adubação nitrogenada e oferta de forragem sobre a carga animal, produção e utilização da matéria seca numa pastagem nativa do Rio Grande do Sul. In: *37 Reunião da Sociedade Brasileira de Zootecnia (Anais...)*. SBZ, Viçosa, MG.
- Boldrini I.I. 1993. *Dinâmica de Vegetação de uma Pastagem Natural sob Diferentes Níveis de Oferta de Forragem e Tipos de Solos, Depressão Central, Rio Grande do Sul*. Tese de doutorado, Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 262.
- Boldrini I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional *Boletim do Instituto de Biociências UFRGS* 56: 1-39.
- Bosset J.O., Jeangross B., Berger T. *et al.* 1999. Comparaison de fromages à paté dure de type Gruyère produits en région de montagne et de plaine. *Revue Suisse Agriculture* 31: 17-22.
- Carvalho P.C.F., Soares A.B., Garcia E.N. *et al.* 2003. Herbage allowance and species diversity in native pastures. In: *VII International Rangeland Congress (Proceedings...)*. Document Transformation Technology Congress, Durban, South Africa, pp. 858-859.
- Cavalheiro A. 1997. *Sobressemeadura de aveia (Avena strigosa) mais azevém (Lolium multiflorum) em campo natural com e sem o uso de herbicida*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, p. 78.
- Costa J.A.A. 1997. *Caracterização ecológica de ecotipos de Paspalum nutatum Flüggé var. notatum naturais do Rio Grande do Sul e ajuste de um modelo de estimação do rendimento potencial*. Dissertação de Mestrado Faculdade de Agronomia – PPGAG, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 98.
- Dorioz J.M., Fleury P., Coulon J.B. & Martin B. 2000. La composante milieu physique dans l'effet terroir pour la production fromagère, quelques réflexions à partir du cas des fromages des Alpes du Nord. *Courrier de l'environnement* 40: 47-55.
- Duley F.L. & Domingo C.E. 1949. Effect of grass on intake of water. *Nebraska Agric. Exp. Sta. Res. Bull.* 159: 1-32.
- Evanko A.B. & Peterson R.A. 1955. Comparisons of protected and grazed mountain rangelands in south-western Montana. *Ecology* 36: 71-72.
- Ferreira E.T. 2009. *Recría e terminação de novilhos de corte em pastagem natural submetida a diferentes manejos*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 141.
- Fontaneli R.S. 1986. *Melhoramento de pastagem natural: introdução, ceifa, queima, diferimento e adubação*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 189.
- Formoso D. 1997. *Considerações sobre dos malezas importantes em los campos: Chilca (Eupatorium buniifolium) y Cardilla (Eryngium horridum)*. INIA (Boletim técnico 13), Montevideo, 143-145 p.
- Forsling C.L. 1931. A study of the influence of herbaceous plant cover on surface runoff and soil erosion in relation to grazing on the Wasatch Plateau in Mtatch. *USDA Tech. Bull* 220: 72.
- Genro T.C.M., Montardo D.P., Cardoso F.F. *et al.* 2006. Recría de bezerras Brangus em sistemas alimentares baseados em pastagem nativa na região da Campanha do Rio Grande do Sul. In: *43 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia (Anais...)*. SBZ/UFPB, João Pessoa, pp. 1-3.
- Girardi-Deiro A.M. & Gonçalves J.O.N. 1987. Estrutura da vegetação de um campo natural submetido a três cargas animais na região sudoeste do RS. In: *Coletânea das pesquisas: forrageiras*. EMBRAPA-CNPO: Bagé, pp. 33-62.
- Gomes K.E. 1996. *Dinâmica e produtividade de uma pastagem natural do Rio Grande do Sul após seis anos de aplicação de adubos, diferimentos e níveis de oferta de forragem*. Doutorado Faculdade de Agronomia, PPGAG Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 225.
- Gomes L.H. 2000. *Produtividade de um campo nativo submetido à adubação nitrogenada*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 128.
- Gonzaga S.S. 1999. Controle de plantas invasoras (melhoramento do campo nativo visando o aumento na capacidade de suporte da pastagem natural, através de práticas de manejo). In: *Plano safra 1998/99. Seminários técnicos sobre a produção de carne de qualidade para o Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná* (eds. EMBRAPA & Ministério de Agricultura e Planejamento). Embrapa Pecuária Sul: Bagé, pp. 42-49.
- Grossman J. & Mordieck K.H. 1956. Experimentação forrageira no Rio Grande do Sul. In: *Histórico da Diretoria da Produção Animal. Secretaria da Agricultura*. Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, Diretoria da Produção Animal: Porto Alegre, pp. 115-122.
- Guma J.M.C.R. 2005. *Produção animal em pastagem nativa diferida e adubada com nitrogênio, no outono-inverno*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 67.

- Guterres D.B., Bayer C., Castilhos Z.M.S. & Nabinger C. 2006. Carbono orgânico em Chernossolo sob pastagem nativa no RS. In: *16 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo* (Anais...). UFSE/SBSC, São Cristóvão, pp. CD-ROM.
- Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'Anna DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 15-22.
- Hills K.L. 1969. Enseñanzas de una revolución en Australia. *Agric. de las Americas* 8: 41-42.
- Hughes H.D. & Metcalfe D.S. 1972. Pasture and pasture improvement. In: *Crop Production* (eds. Hughes DT & Metcalfe DS). MacMillan: New York, pp. 225-241.
- Jeangross B., Scehovic J., Bachmann H.J.T.J. et al. 1999. Comparaison des caractéristiques botaniques et chimiques d'herbages pâturés em plaine et em montagne. *Fourrages* 159: 277-292.
- Larin I.V. 1961. Grassland management in the USSR. In: *8 International Grassland Congress* (Proceedings...). Hurley, Berkshire, Reading, England, pp. 356-360.
- Maraschin G.E. 2001. Production potential of South American grasslands. In: *International Grassland Congress* (eds. Gomide JA, Mattos WRS & Silva SCd). FEALQ, São Paulo, pp. 5-15.
- Maraschin G.E., Moojen E.L., Escosteguy C.M.D., Correa F.L., Apezteguia E.S., Boldrini I.I. & Riboldi J. 1997. Native pasture, forage on offer and animal response. In: *XVIII International Grassland Congress*, Winnipeg y Saskatoon, Canada, pp. 26-27.
- Martinez-Crovetto R. 1965. Estudios ecológicos en los campos del sur de Misiones. I. Efecto del pastoreo sobre la estructura de la vegetación. *Bonplandia* 2: 1-13.
- Mas C., Bermúdez R. & Ayala W. 1997. Efectos de distintos momentos y frecuencias de corte en el control de cardilla (*Eryngium horridum*). In: *Pasturas y Producción animal en áreas de ganadería extensiva* (ed. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria). INIA (Serie Técnica, 13): Montevideo, pp. 135-139.
- Milchunas D.G., Sala O.E. & Lauenroth W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 87-106.
- Montefiori M. & Vola E. 1990. Efecto de competencia de las malezas *Eryngium horridum* (cardilla) y *Baccharis coridifolia* (mio mio) sobre la producción del campo natural em suelos de la unidade "La Carolina". In: *2 Seminário Nacional de Campo Natural* (Anais...). Hemisferio Sur, Tacuarembó, pp. 125-132.
- Nabinger C. 1998. Princípios de manejo e produtividade de pastagens: manejo e utilização sustentável de pastagens. In: *III Ciclo de Palestras em Produção e Manejo de Bovinos de Corte* (Anais...). ULBRA, Porto Alegre, pp. 54-107.
- Nabinger C. & Sant'Anna D.M. 2007. Campo nativo: sustentabilidade frente às alternativas de mercado. In: *II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M et al.). Metrópole, Porto Alegre, pp. 83-121.
- Pellegrini C.B., Nabinger C., Neumann M. et al. 2005a. Frequência dos componentes da pastagem nativa da transição da Serra do Sudeste e Depressão Central do Rio Grande do Sul, submetida a diferentes métodos de controle de espécies indesejáveis. In: *42 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia* (Anais...). SBZ, Goiânia, pp. CD-ROM.
- Pellegrini L.G., Nabinger C. & Neumann M. 2005b. Efeito inicial de diferentes métodos de controle de plantas indesejáveis em pastagem natural. In: *42 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia* (Anais...). SBZ, Goiânia, pp. CD-ROM.
- Puerto O.d. 1990. Las malezas de los campos. II. La cardilla (*Eryngium horridum*). *Revista Lanonoticias Sur* 1: 12-13.
- Roscoe B. & Brockman J.S. 1961. The availability of phosphate reserves in permanent grassland. In: *8 International Grassland Congress* (Proceedings...). Hurley, Berkshire, Reading, England, pp. 249-251.
- Rosengurt B. 1979. *Tablas de comportamiento de las especies de plantas en campos naturales en el Uruguay*. Facultad de Agronomía, Universidad de la Republica, Montevideo, 86 p.
- Rosito J. & Maraschin G.E. 1985. Efeito de sistemas de manejo sobre a flora de uma pastagem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 19: 311-316.
- Santos D.T., Pilau A., Aguinaga A.A. et al. 2008. A ciência no campo: o exemplo do Projeto Rede de Referências. In: *III Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M et al.). Metrópole, Porto Alegre, pp. 135-171.
- Soares A.B., Carvalho P.C.F., Nabinger C., Semmelmann C., Trindade J.K., Guerra E., Freitas T.S., Pinto C.E., Júnior J.A.F. & Frizzo A. 2005. Produção animal e de forragem em pastagem nativa submetida a distintas ofertas de forragem. *Ciência Rural* 35: 1148-1154.
- Souza A.G.d. 1989. *Evolução da produção animal da pastagem nativa sob pastejo contínuo e rotativo*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia – Fitotecnia, Área de Concentração Plantas Forrageiras, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 160.



Reserva Biológica do Ibirapuitã, Alegrete, RS.
Acervo Labgeo/Centro de Ecologia da UFRGS.



Capítulo 14

Produção animal com conservação da flora campestre do bioma Pampa

Zélia Maria de Souza Castilhos¹, Mirela Dias Machado² & Marcelo Fett Pinto³

Introdução

O Brasil, atualmente, é o líder mundial em exportação de proteína animal bovina. O Complexo Carne é o segundo maior exportador do agronegócio brasileiro, ficando atrás apenas do Complexo Soja. Em 2007, a exportação em carnes foi de US\$ 11,3 bilhões e a meta é chegar em 2010 exportando US\$ 14 bilhões. Porém, há desafios para serem vencidos, como ampliar o acesso a mercados e eliminar barreiras tarifárias e comerciais, melhorar o status sanitário da pecuária nacional, modernizar e ampliar a infra-estrutura logística, garantindo o abastecimento de insumos para a produção animal, aumentar o número de matrizes no rebanho nacional e agregar valor à carne exportada.

Nosso país é privilegiado no que se refere às condições para produção de proteína de origem animal. Clima, solo, tecnologia e recursos humanos já não são mais obstáculos, e sim vantagens comparativas que, somadas à imensa extensão territorial, possibilitam ao Brasil produzir proteína animal a preços competitivos, com a qualidade desejada pelos consumidores e em quantidades crescentes (Felício 2001).

A biodiversidade das pastagens naturais sul-brasileiras é amplamente reconhecida em seus aspectos e potencialidade florísticas (Nabinger 2002). O Pampa, presente nos campos da Argentina, Uruguai e parte do Rio Grande do Sul, está numa conjuntura territorial de aproximadamente 700.000 km², também conhecido com o nome de “*Pastizales del Río de la Plata*”, é uma das regiões de maior área de pastagem de clima temperado do mundo (Bilenca & Miñarro 2004). Além de ser um patrimônio genético fantástico e raramente encontrado em outros ecossistemas pastoris do planeta, esta diversidade promove uma dieta diversificada para o animal, conferindo características particulares ao produto obtido (Nabinger 2006). Boldrini (2006) salienta que há presença conjunta de espécies C4, características de clima tropical, e de espécies C3, de clima temperado, num ambiente único e isto já

Foto de abertura: José Flores Savian. Hulha Negra, RS.

¹ FEPAGRO, Gonçalves Dias, 570, 90.130.060, Porto Alegre, RS. E-mail: zelia.voy@terra.com.br

² Graduanda, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. FEPAGRO.

³ Pós-graduando em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

é de extrema relevância para sua conservação. Das espécies componentes dessa biodiversidade, as gramíneas se destacam por contribuírem com a maior porção da biomassa aérea disponível (entre 60 e 80% do total) (Quadros *et al.* 2006).

A produção animal em pastagens tem capacidade de gerar proteína animal funcional, ou seja, benéfico para a saúde humana em relação à proteína animal produzida em confinamentos, permitindo a esse sistema o potencial de desenvolver um produto diferenciado para a conquista de novos mercados (Soares *et al.* 2005).

Pesquisas recentes indicam que a carne de animais criados em pastagens tem maior teor de ácido graxo ômega-3, maior relação ácidos graxos poliinsaturados: saturados e maior teor de ácido linoléico conjugado (CLA). Enquanto as duas primeiras propriedades contribuem para a redução dos riscos de doenças coronárias, a presença de CLA tem propriedades anticarcinogênicas (Corsi & Goulart 2006). Contudo, o desenvolvimento de sistemas de produção viáveis economicamente, que tornem compatíveis bons ganhos animais com a preservação dos ecossistemas de pastagens naturais, é apoiado pelo conhecimento da dinâmica da vegetação que ocorre depois de determinadas práticas de manejo (Nabinger 1980, Fontaneli & Jacques 1988). Em função desses aspectos, os projetos desenvolvidos no programa de pesquisa em sistemas de produção animal da FEPAGRO (Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária) têm priorizado o estudo em pastagem natural. No período de dezembro de 2003 a dezembro de 2007 foi realizado um experimento buscando avaliar o desempenho animal e a composição florística em diferentes intensidades de pastejo, para se obter uma produção de proteína animal aliada à conservação da diversidade florística.

Material e métodos

O estudo foi conduzido na FEPAGRO Campanha, em Hulha Negra/RS. Esta região situa-se a 31°23'19,6" de latitude Sul e 53°55'56,6" de longitude Oeste e a 203 m de altitude. Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é subtropical úmido (Cfa), com verões quentes, apresentando temperaturas médias de 19,4 °C, com mínima absoluta de 5,1 °C. A precipitação anual é superior a 1.300 mm e inferior a 1.800 mm, com regime de chuvas hibernais (Moreno 1961). O solo da área é classificado como Chernossolo Argilúvico Órtico Vértico (EMBRAPA 1997).

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados. Os tratamentos, repetidos em duas áreas distintas (baixada e encosta), consistiram de quatro níveis de ofertas de forragem (OF) (4, 8, 12 e 16%, que corresponde a kg de matéria seca de forragem verde/100 kg de peso vivo/animal/dia). A área dos oito poteiros (= quatro OF em baixada; quatro OF em encosta) variou de 5 até 12 hectares (ha), perfazendo um total de 70 ha.

Os animais utilizados foram novilhos de *sobreano Braford*, com grau de sangue indefinido. O método de pastejo foi o de lotação contínua com carga variável (Mott & Lucas 1952). A cada 28 dias os animais eram pesados, após jejum prévio de 14 horas, para o ajuste da carga animal. Foram utilizados quatro animais testes por unidade experimental.

O levantamento florístico foi realizado em novembro de 2005, dezembro de 2006 e 2007, em 10 quadros de 0,25 m², alocados ao longo de dois transectos, em cada tratamento, totalizando 72 quadros. Estimou-se, visualmente, o valor de abundância-cobertura das espécies pela escala de Braun-Blanquet, modificada por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974).

Com vistas a detectar padrões de vegetação, optou-se pela análise multivariada de ordenação pelo método de coordenadas principais, com o aplicativo SYNCSA (Pillar 2001). A medida de semelhança utilizada foi a distância de corda. A diferença entre os tratamentos, com base nos dados de composição de espécies, foi testada mediante análise de variância multivariada, com teste de aleatorização (Pillar & Orlóci 1996).

Resultados

Composição florística

Nos três anos de avaliação, constatou-se diferença significativa ($P=0,0035$) entre os tratamentos 4 e 12%; 4 e 16% em relação ao número de espécies. O número médio de espécies nas ofertas de forragem 4, 8, 12 e 16% foi 50, 58, 65 e 61, respectivamente (Fig. 14.1). A redução do número de espécies foi maior na oferta de forragem de 16% em relação às ofertas 4% e 8% (Fig. 14.2).

Na menor intensidade de pastejo (16% OF), as espécies do estrato superior, como por exemplo, à macega-estaladeira (*Saccharum trinii*) e o caraguatá (*Eryngium horridum*), com alta frequência de ocorrência nestas ofertas de forragem, provavelmente, tenham ocasionado competição com as espécies do estrato inferior, dificultando assim o seu desenvolvimento. Já na oferta de 12%, praticamente se manteve o mesmo número de espécies, pois o sombreamento neste tratamento não foi tão efetivo quanto no tratamento de 16% OF.

O uso da vegetação campestre para a produção animal, com menores intensidades de pastejo, permite a conservação de espécies da pastagem nativa. Além de se obter uma riqueza florística maior, nesta condição de pastejo, observam-se maior número de espécies com melhor valor forrageiro como o capim-melador (*Paspalum dilatatum*), cola-de-lagarto (*Coelorachis selleana*), as flechilhas (*Stipa juergensii*, *S. setigera*), o trevo carretilha (*Medicago polymorpha*) e o treme-treme (*Briza minor*). A ocorrência destas espécies pode ser em função da proteção que touceiras de algumas espécies, como macega estaladeira, faz para que as mesmas não sejam consumidas, permitindo maior sementação, aumentando a participação destas espécies no banco de sementes do solo.

Em 2007 houve variação na composição florística entre os tratamentos. Nos tratamentos 12 e 16% de OF a comunidade de plantas é caracterizada por *Agalinis communis* (Agco), *Anagallis arvensis* (Anar), *Asclepias mellodora* (Asme), *Aster squamatus* (Assq), *Briza minor* (Brmi), *Carex seticulmis* (Case), *Danthonia secundiflora* (Dase), *Eryngium horridum* (Erho), *Eryngium nudicaule* (Ernu), *Evolvulus sericeus* (Evse), *Gamochaeta spicata* (Gasp), *Juncus capillaceus* (Juca), *Medicago polymorpha* (Mepo), *Paspalum dilatatum* (Padi), *Pterocaulon rugosum* (Ptru), *Rhynchospora megapotamica* (Rhme), *Saccharum trinii* (Satr), *Schizachyrium microstachyum* (Scmi), *Sporobolus indicus* (Spin), *Steinchisma hians* (Sthi), *Stipa setigera* (Stse), *Vulpia myuros* (Vumy). As espécies *Baccharis trimera* (Batr), *Briza subaristata* (Brsu), *Carex phalaroides* (Caph), *Desmanthus virgatus* (Devi), *Dichanthelium sabulorum* (Disa), *Dichondra sericea* (Dise), *Eupatorium buniifolium* (Eubu), *Facelis retusa* (Fare), *Piptochaetium montevidense* (Pimo), *Solidago chilensis* (Soch) e *Stipa philippii* (Stph) são mais representativas das ofertas de forragem de 4% (Fig. 14.3).

Observa-se uma nítida diferença entre as comunidades de plantas das ofertas de forragem da repetição um e repetição dois (Fig. 14.3), localizadas, respectivamente, à esquerda e a direita do diagrama. Isto é em função das duas áreas apresentarem condição inicial de vegetação e de relevo diferentes. A área da repetição um, na várzea, foi manejada com pastejo intenso até o início do projeto, enquanto que a área da repetição dois, localizada na coxilha, apresentava baixa intensidade de pastejo.

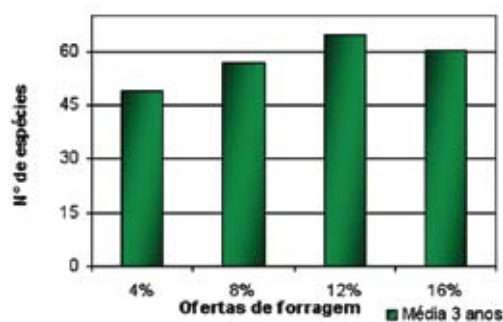


Figura 14.1 Número de espécies nas ofertas de forragem de 4; 8; 12 e 16% (kg de matéria seca de forragem verde/100 kg de peso vivo animal/dia). Média dos três anos avaliados (2005, 2006 e 2007).

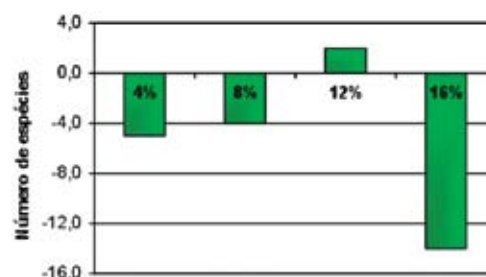


Figura 14.2 Variação do número de espécies, de 2005 até 2007, nas diferentes ofertas de forragem (kg de matéria seca de forragem verde/100 kg de peso vivo animal/dia).

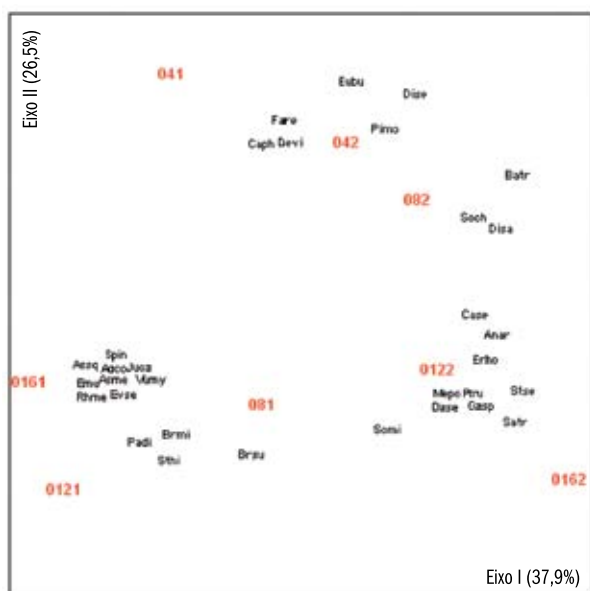


Figura 14.3 Diagrama de ordenação, por coordenadas principais, com base nos dados de composição florística do ano de 2007 (132 espécies), das ofertas de forragem 4% (041, 042), 8% (081, 082), 12% (0121, 0122) e 16% (0161, 0162), respectivamente, nas repetições um (1) e dois (2). Eixos I e II representam 64,4% da variação total dos dados. As espécies estão dispostas no plano de ordenação, de acordo com as suas correlações com os eixos I e II. Apenas espécies com correlação > 0,60 com pelo menos um dos eixos, estão indicadas no diagrama. *Agalinis communis* (Agco), *Anagallis arvensis* (Anar), *Asclepias mellodora* (Asme), *Aster squamatus* (Assq), *Baccharis trimera* (Batr), *Briza minor* (Brmi), *Briza subaristata* (Brsu), *Carex phalaroides* (Caph), *Carex seticulmis* (Case), *Danthonia secundiflora* (Dase), *Desmanthus virgatus* (Devi), *Dichanthelium sabulorum* (Disa), *Dichondra sericea* (Dise), *Eryngium horridum* (Erho), *Eryngium nudicaule* (Ernu), *Eupatorium buniifolium* (Eubu), *Evolvulus sericeus* (Evse), *Facelis retusa* (Fare), *Gamochaeta spicata* (Gasp), *Juncus capillaceus* (Juca), *Medicago polymorpha* (Mepo), *Paspalum dilatatum* (Padi), *Piptochaetium montevidense* (Pimo), *Pterocaulon rugosum* (Ptru), *Rhynchospora megapota mica* (Rhme), *Saccharum trinitii* (Satr), *Schizachyrium microstachyum* (Scmi), *Solidago chilensis* (Soch), *Sporobolus indicus* (Spin), *Steinchisma hians* (Sthi), *Stipa philippii* (Stph), *Stipa setigera* (Stse), *Vulpia myuros* (Vumy).

Características da pastagem

Nas Tabelas 14.1 e 14.2 são apresentados os resíduos médios, a produção líquida e a taxa de acúmulo de matéria seca de forragem verde (MSFV), nas diferentes ofertas de forragem, nas quatro estações do ano. Na primavera e verão são observados os maiores valores de resíduo, taxa de acúmulo e produção líquida de MSFV.

As ofertas de forragem de 12 e 16% (OF) favoreceram a maior taxa de acúmulo e produção líquida, bem como maior resíduo em todas as estações do ano.

Desempenho animal

Os animais apresentaram variação no desempenho individual em relação às estações do ano, tendo maiores ganhos médios diários (GMD) na primavera e verão. Na primavera os GMD foram de 0,709; 0,607; 0,500; 0,463 e no verão 0,510; 0,477; 0,409; 0,236 kg de peso vivo/animal/dia, média de quatro anos, para as ofertas pretendidas de 16, 12, 8 e 4%, respectivamente (Fig. 14.4).

Nas ofertas de 12% e 16%, com menor carga animal (Tab. 14.3), os animais tiveram a possibilidade de selecionar a sua dieta. Nestes tratamentos a estrutura da pastagem apresentou duplo estrato: estrato inferior com espécies de porte baixo (estoloníferas e/ou rizomatosas); estrato superior formado por espécies cespitosas de interesse forrageiro, deixando maior resíduo no campo (Fig. 14.5). Já nas baixas ofertas o resíduo foi menor e a vegetação era composta por espécies de porte baixo e espécies indesejáveis cespitosas, como a chirca (*Eupatorium buniifolium*) (Fig. 14.6).

Thurrow *et al.* (no prelo) avaliando o comportamento ingestivo dos animais nestas ofertas de forragem constataram que o incremento da oferta aumentou a participação do estrato superior e determinou maior altura do estrato inferior. O aumento na altura desse estrato acarretou menor tempo de pastejo e maior tempo de ruminação no outono, inverno e primavera, indicando melhoria no ambiente pastoril. Isto possibilitou melhor desempenho individual dos animais, e, consequentemente,

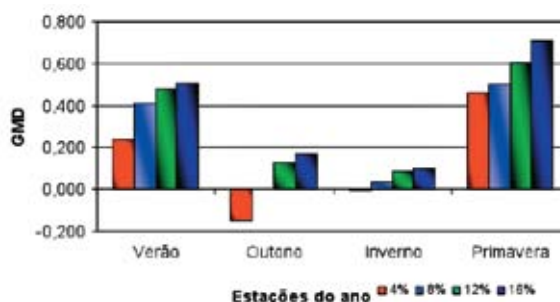


Figura 14.4 Ganho médio diário (kg/animal/dia) nas estações do ano em pastagem nativa com quatro ofertas de forragem: 4; 8; 12 e 16% (kg de matéria seca de forragem verde/100 kg de peso vivo animal/dia). Média dos quatro anos de avaliação (2003 a 2007). Hulha Negra, RS.

▼ Tabela 14.1 | Resíduo (MSFV/ha), produção líquida (MSFV/ha) e taxa de acúmulo (MSFV/ha/dia) de uma pastagem nativa submetida a diferentes ofertas de forragem no verão e outono. Média de quatro anos e duas repetições (2003 a 2007). Hulha Negra, RS.

PARÂMETROS	ESTAÇÃO DO ANO							
	Verão				Outono			
	Ofertas de forragem				Ofertas de forragem			
	4%	8%	12%	16%	4%	8%	12%	16%
Resíduo	553,21	672,31	795,07	947,18	247,36	404,97	636,52	767,88
Produção líquida	1316,25	1259,64	1630,01	1801,16	590,02	716,44	898,65	909,28
Taxa de acúmulo	13,00	12,39	15,79	17,86	7,98	9,51	11,83	11,80

▼ Tabela 14.2 | Resíduo (MSFV/ha), produção líquida (MSFV/ha) e taxa de acúmulo (MSFV/ha/dia) de uma pastagem nativa submetida a diferentes ofertas de forragem no inverno e primavera. Média de quatro anos e duas repetições (2003 a 2007). Hulha Negra, RS.

PARÂMETROS	ESTAÇÃO DO ANO							
	Inverno				Primavera			
	Ofertas de forragem				Ofertas de forragem			
	4%	8%	12%	16%	4%	8%	12%	16%
Resíduo	234,49	311,72	452,23	575,11	229,24	281,30	410,39	513,91
Produção líquida	887,29	757,37	750,85	1067,49	993,15	1152,56	1182,22	1132,56
Taxa de acúmulo	9,11	7,76	7,70	11,23	11,87	13,51	14,41	13,91

maior crescimento nestas maiores ofertas de forragem. Nas Fig. 14.5 e 14.6 pode ser visualizada a condição da pastagem e dos animais nos poteiros com oferta de 12 e 4%, respectivamente. Em agosto de 2008 os animais da OF de 12% pesavam 398 kg e os da OF de 4% pesaram 242 kg (Fig. 14.7 e 14.8). A diferença de peso foi de 156 kg, ou seja, o peso dos animais da OF de 12% foi 39% superior ao peso dos animais da OF de 4%. Este mesmo comportamento foi observado em outubro de 2005, 22 meses após o início do primeiro período de avaliação. Os animais mais pesados eram os das ofertas de 12 e 16% (Fig. 14.9). Animais da oferta de forragem de 16% pesaram 420 kg enquanto que o peso dos animais da oferta de forragem de 4% foi de 332 kg. A diferença de peso entre a intensidade de pastejo muito baixa (16% OF) e a intensidade de pastejo alta (4% OF) foi de 88 kg. O peso dos animais da menor intensidade (16% OF) de pastejo foi 21% superior ao dos animais da alta intensidade de pastejo. Isto refletiu na idade de abate dos animais. Os animais das ofertas de 12% e 16% foram abatidos aos 36 meses enquanto que os da oferta de 4% foram abatidos aos 41 meses.

▼ Tabela 14.3 | Carga animal (kg peso vivo/ha) em pastagem nativa submetida a diferentes ofertas de forragem (4, 8, 12 e 16%) nas quatro estações do ano. Média de quatro anos e duas repetições (2003 a 2007). Hulha Negra, RS.

ESTAÇÃO DO ANO	OFERTAS DE FORRAGEM			
	4%	8%	12%	16%
Verão	563	342	282	193
Outono	359	303	281	269
Inverno	203	196	192	170
Primavera	442	237	221	193



Figura 14.5 Animais no tratamento de oferta de forragem de 12%; visão geral do potreiro e foto ampliada do resíduo presente no campo. Hulha Negra, agosto de 2008.

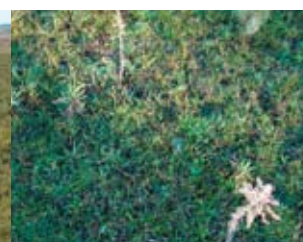


Figura 14.6 Animais no tratamento de oferta de forragem de 4%; visão geral do potreiro e foto ampliada do resíduo presente no campo. Hulha Negra, agosto de 2008.



Figura 14.7 Animal no tratamento de oferta de 12% PV. **398 kg**



Figura 14.8 Animal do tratamento de oferta de 4% PV. **242 kg**

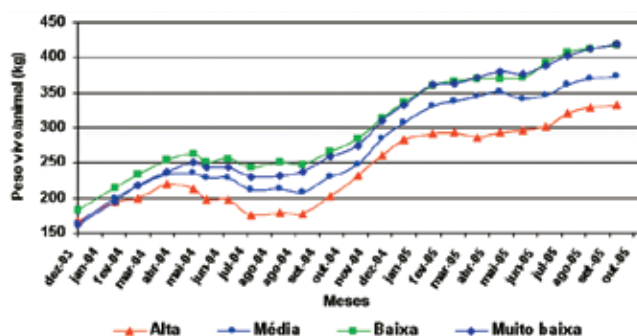


Figura 14.9 Desenvolvimento de novilhos em pastagem nativa no período de dezembro de 2003 a outubro de 2005 (4% OF = alta; 8% OF = média; 12% OF = baixa; 16% OF = muito baixa). Hulha Negra, RS.

Considerações finais

O aumento da intensidade de pastejo ocasiona um decréscimo no GMD que influenciará no desenvolvimento dos animais, refletindo, posteriormente, na idade de abate. Nas menores intensidades de pastejo se obtém maiores desempenhos individuais dos animais conservando a riqueza florística da flora campestre do bioma Pampa.

Referências

- Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Boldrini I.I. 2006. Biodiversidade dos Campos Sulinos. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal – Ênfase: Importância e Potencial Produtivo da Pastagem Nativa* (eds. Dal'Agnol M, Nabinger C, Rosa LMG, Silva JLS, Santos DT & Santos RJ). UFRGS, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Porto Alegre, pp. 11-24.
- Corsi M. & Goulart R. 2006. O sistema de produção de carne e as exigências da sociedade moderna. In: *23 Simpósio sobre Manejo da Pastagem. As pastagens e o meio ambiente* (eds. Pedreira CGS et al.). FEALQ, Piracicaba, SP, pp. 7-35.
- EMBRAPA 1997. *Manual de métodos e análise de solo*. 2 ed. CNPS, Rio de Janeiro, 212 p.
- Felício P.E. 2001. Sistemas de qualidade assegurada na cadeia de carne bovina: a experiência brasileira. In: *I Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia de Carnes* (Anais...), Campinas, pp. 342-355.
- Fontaneli R.S. & Jacques A.V.A. 1988. Melhoramento de pastagem natural: ceifa, queima, diferimento e adubação. *Revista Brasileira de Zootecnia* 17: 180-194.
- Moreno J.A. 1961. *Clima do Rio Grande do Sul*. Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 41 p.
- Mott G.O. & Lucas H.L. 1952. The design, conduct and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. In: *6th International Grassland Congress* (Proceedings...), Pasadena, pp. 1380-1385.
- Mueller-Dombois D. & Ellenberg H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley, New York, 547 p.
- Nabinger C. 1980. Técnicas de melhoramento de pastagens naturais no Rio Grande do Sul. In: *Seminário sobre pastagens – “De que pastagens precisamos?”*. FARSUL, Porto Alegre, pp. 28-58.
- Nabinger C. 2002. Sistema de pastoreio e alternativas de manejo de pastagens. In: *7 Ciclo de palestras em produção e manejo de bovinos de corte. Ênfase: manejo produtivo e sistemas de produção em bovinos de corte* (Anais...). Universidade Luterana do Brasil, Canoas, pp. 7-60.
- Nabinger C. 2006. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtropical brasileiro. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). UFRGS, Porto Alegre, pp. 25-76.
- Pillar V.D. & Orlóci L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science* 7: 585-592.
- Pillar V.D.P. 2001. SYNCSA, software for character-based community analysis. In: Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.

Quadros F.L.F., Cruz P., Theu J.P., Duru M., Frizzo A., Carvalho P.C.F. & Trindade J.P.P. 2006. Uso de tipos funcionais de gramíneas como alternativa de diagnóstico da dinâmica e do manejo de campos naturais. In: *43 Reunião anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. Sociedade Brasileira de Zootecnia, João Pessoa, pp. 1-4.

Soares A.B., Carvalho P.C.F., Nabinger C., Semmelmann C., Trindade J.K., Guerra E., Freitas T.S., Pinto C.E., Júnior J.A.F. & Frizzo A. 2005. Produção animal e de forragem em pastagem nativa submetida a distintas ofertas de forragem. *Ciência Rural* 35: 1148-1154.

Thurrow J.M., Nabinger C., Castilhos Z.M., Carvalho P.C.F., Medeiros C.M.O. & Machado M.D. no prelo. Efeitos da estrutura da vegetação sobre o comportamento ingestivo de novilhos. *Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia*.



José Flores Savian. Hulha Negra, RS.



Capítulo 15

A abordagem funcional da ecologia campestre como instrumento de pesquisa e apropriação do conhecimento pelos produtores rurais

Fernando L. F. de Quadros¹, José Pedro P. Trindade² & Marcos Borba²

Introdução

Os chamados Campos Sulinos do Rio Grande Sul, com exceção dos campos de altitude, foram desmembrados do Bioma Mata Atlântica e a partir do ano de 2004 foram considerados, no que tange a classificação brasileira, como Bioma Pampa, contemplando uma área de 176.496 km², o que corresponde a 2,07% do território nacional (IBGE 2004). Este bioma ainda pode ser acrescido dos campos do sul do Paraguai, nordeste da Argentina e todo o território do Uruguai (região biogeográfica do Pampa) totalizando uma área aproximada de 500.000 km² (Pallarés *et al.* 2005). Por ser um conjunto de ecossistemas muito antigos, o Pampa apresenta flora e fauna próprias e grande biodiversidade (veja Capítulos 4 e 7), sendo estimadas, para o Rio Grande do Sul, 3000 espécies vegetais, das quais cerca de 523 gramíneas, 357 compostas, 250 leguminosas e 200 ciperáceas (Boldrini 2006). Se compararmos as perdas percentuais de vegetação natural com a Amazônia, veremos que estimativas não oficiais de organizações ambientalistas apontam para uma redução de 12% da área original do bioma Amazônia e que em 2020 teríamos perdido 25% da cobertura original (WWF-Brasil 2009). Enquanto isso se observa que o impacto no bioma Pampa (brasileiro) é muito maior, pois até 2005 restavam apenas 25% de vegetação natural com prováveis perdas irreversíveis da fauna e flora (Hasenack *et al.* 2007).

Mesmo que reconheçamos que o atual bioma Pampa é o produto de cerca de quatro séculos de intervenção crescente do homem, ainda assim, a forma como ele se apresenta e sua capacidade de resiliência, tornam absolutamente indispensáveis sua manutenção, como forma de preservação do ambiente, da paisagem e da sustentabilidade econômica (Nabinger 2006). E a melhor forma de preservação deste ambiente é sem dúvida a forma como atualmente ele se apresenta, obtendo como

Foto de abertura: Fernando Quadros. Dia de campo do SEBRAE/SENARS na Fazenda Santana em Santana do Livramento, RS.

¹ Professor Associado, Dep. de Zootecnia UFSM, Bolsista do CNPq; Av. Roraima 1000, S. Maria, RS. E-mail: flfquadros@yahoo.com.br

² Pesquisadores EMBRAPA-CPPSul, Bagé, RS.

produto final a produção pecuária. Enquanto no bioma Amazônia, as discussões ambientais são baseadas na preservação dos recursos naturais, o bioma Pampa tem uma função econômica evidente que foi muito bem descrita pelo biólogo francês August Saint – Hilaire (Saint-Hilaire 1974), entre os anos de 1820 e 1821, “*As magníficas pastagens que cobrem as capitânicas de Rio Grande do Sul e Uruguai convidam naturalmente os primeiros povoadores à criação de gado...*”.

Os primeiros descritores desta diversidade florística foram estudiosos estrangeiros como Saint-Hilaire, Avé-Lallemant (Avé-Lallemant 1980), que contribuíram para iniciar o reconhecimento científico de suas características e permitiu o desenvolvimento de um conhecimento empírico a partir dos primeiros grupos humanos que ocuparam a região e já a vinham explorando. Destacam-se, no início do século 20, as contribuições à sistematização deste conhecimento pelo estudioso padre Balduino Rambo (Rambo 1956). Ao longo do século XX, uma contribuição que merece destaque, foi a do Prof. Ismar Leal Barreto, que além do seu profundo conhecimento sobre a flora campestre do Estado, soube formar uma equipe multidisciplinar e interinstitucional que iniciou um esforço científico para organizar e aprofundar o conhecimento sobre a flora regional (veja homenagem neste livro). Sua habilidade para as relações humanas permitiu que técnicos de diversas formações (agrônomos, biólogos, veterinários e zootecnistas, entre outros) pudessem sistematizar este conhecimento e iniciar os primeiros estudos acadêmicos sobre o tema. Entretanto, a capacidade de identificar as espécies da flora utilizando sua taxonomia, desde os primeiros estudos, ainda é um conhecimento restrito a poucos profissionais e que não tem se universalizado nem no meio técnico nem nos agentes das cadeias produtivas ligadas às pastagens naturais.

Estamos assim diante de um dilema que vem se repetindo ao longo dos séculos de ocupação da civilização européia na região: precisamos preservar algo que não é reconhecido pela diversidade de seus componentes, a não ser como uma “entidade”: o “campo nativo” (que não é o mesmo, nem em cada lote de uma propriedade), e devemos conscientizar os agentes de desenvolvimento e habitantes do ecossistema sobre os riscos de degradação e as possibilidades de conservação. Proporemos, a seguir, uma alternativa de simplificar o conhecimento desses componentes buscando uma linguagem simples e que permita um diálogo mais construtivo entre os vários “atores” que atuam nesse ecossistema (produtores, técnicos, pesquisadores, formuladores de políticas públicas, ...). Na sequência do texto, apresentaremos a abordagem funcional de análise da vegetação e proporemos uma alternativa de apropriação desse conhecimento por esses diferentes “atores”.

Alternativas à abordagem filogenética tradicional

A moderna ecologia de populações vem trabalhando ao longo das últimas décadas do século XX, e no início deste, com um conceito de funcionalidade ecossistêmica. As plantas ocupariam “nichos” espaço-temporais de acordo com sua habilidade de competição, de tolerância a distúrbios, de regeneração/reprodução, ... Esta perspectiva de agrupar plantas segundo algumas características, não necessariamente filogenéticas, se apresenta como uma possibilidade de traduzir a biodiversidade complexa da abordagem clássica da taxonomia, em menor grupo de plantas. Parte destes ainda pode ser apoiada nos grupos taxonômicos, em escala mais abrangente: graminóides, leguminosas, rosuladas, ervas arbustivas, ... (Pillar & Orloci 1993, Joner 2008).

Quadros *et al.* (2008) propõem como alternativa à construção de uma tipologia de pastagens naturais, capaz de atender as demandas dos produtores e dos “conselheiros técnicos”, o uso de atributos (características) foliares de gramíneas nativas. Estas representam o grupo taxonômico dominante na biomassa aérea produzida nas pastagens naturais. Segundo Quadros *et al.* (2006), estas contribuem com cerca de 65 a 85% da massa de forragem total em pastagens naturais do Sul do Brasil. Além da importância de sua contribuição para a dieta de herbívoros domésticos e selvagens que habitam o bioma, apresentam uma maior amplitude de variação nos valores dos atributos selecionados, bem

como uma menor variação intra-específica que outros grupos taxonômicos (Ansquer *et al.* 2004). Adicionalmente, os atributos avaliados apresentam protocolos simples para a tomada destas medidas. Entre os atributos propostos por grupos de pesquisadores (Cornelissen *et al.* 2003), destacam-se o teor de matéria seca de laminas foliares hidratadas (TMS) e sua área foliar específica (AFE). Podem ser medidas simples, tomadas em épocas particulares, capazes de caracterizar o ambiente em que as plantas se desenvolvem (disponibilidade hídrica e nutricional) e o histórico de utilização da área (intensidades de corte e/ou pastejo) (Cruz *et al.* submetido).

Uma proposição que pretenda diagnosticar o papel da diversidade funcional ou da biodiversidade de um ecossistema como elemento para sua sustentabilidade (em suas facetas econômicas, culturais, sociais e ecológicas), não deveria abranger toda a diversidade possível? Porque se ater apenas a um grupo integrante desta, apenas uma família, quando várias fazem parte dessa diversidade? Neste sentido, além dos aspectos acima mencionados podemos acrescentar a natural limitação humana em compreender a diversidade espaço-temporal para além de um plano bi ou tridimensional. Se a percepção concreta dos técnicos que receberam anos de educação formal, limita sua capacidade de identificar grupos de plantas num universo de centenas de alternativas, o que se poderia esperar de “manejadores” com limitada formação acadêmica?

A proposição desses autores (Quadros *et al.* 2006, 2008), baseada em atributos foliares de gramíneas, pretende funcionar como um indicador de compreensão mais simples à qual se poderiam acoplar novos elementos de categorização funcional semelhante, à medida que o processo for evoluindo. As categorias “leguminosas”; espécies arbustivas; espécies rosuladas, entre outras podem apresentar comportamentos semelhantes em resposta aos processos ecossistêmicos e serem futuras categorias funcionais a serem incluídas no diagnóstico da gestão das pastagens naturais.

Como já propuseram Cruz *et al.* (2002), para outras condições climáticas, edáficas e culturais), as fisionomias pastoris poderiam ser reagrupadas em pastagens de tipos identificados por combinações de letras. A cada um destes tipos podem corresponder potenciais de produção de massa forrageira “colhível”; valor nutricional; aptidão a um pastejo contínuo com determinada oferta de forragem; tolerância a um pastoreio rotativo com determinado intervalo de desfolha, entre outras alternativas de manejo.

Os passos seguintes neste processo de avanço do conhecimento seriam o desenvolvimento de modelos preditivos do crescimento e da dinâmica das pastagens naturais e a apropriação deste conhecimento por uma maior parte da população que convive e trabalha com este sistema produtivo. Neste último particular, estratégias de pesquisa participativa, de construção cooperativa do conhecimento, de divulgação conjunta com agentes locais de desenvolvimento e lideranças comunitárias, podem ser alternativas a utilizar no sentido de universalizar os conceitos e de consolidar uma percepção mais ampla dessa cultura.

A proposição de tipologia funcional baseada em gramíneas

Conforme os conceitos acima expressados, estamos construindo uma tipologia para as pastagens naturais do RS, baseados nos atributos TMS e AFE de laminas foliares das gramíneas dominantes na massa de forragem da pastagem. Nesta construção contamos com uma base de dados coletada num experimento com ofertas de forragem, conduzido há mais de 20 anos na UFRGS, e com outros dois experimentos com pastagens naturais conduzidos por 13 anos na UFSM, em Santa Maria, e há 8 anos no CPPSul-EMBRAPA, em Bagé.

Utilizamos como base para a construção desta tipologia a relação (coeficiente de correlação ou congruência ecossistêmica) entre os valores dos atributos, com sua respectiva participação na massa de forragem, e variáveis características do ambiente (variáveis de solo, níveis de oferta de forragem

ou exclusão do pastejo, adubação, queima), seguindo uma metodologia proposta por Pillar & Sosinski (2003). Esta abordagem permitiu a proposição da tipologia sumarizada na Tabela 15.1.

Nesta tabela, é possível identificar 22 espécies (inclui-se neste número três gêneros que podem incorporar mais espécies) de gramíneas parcialmente representativas (cerca de 6%) da diversidade desta família no RS. Se considerarmos que são as espécies mais frequentes e de maior contribuição na massa de forragem, pode-se supor que já possuímos um volume de informações bastante representativo da área do bioma Pampa.

▼ Tabela 15.1 | Grupos de tipos funcionais de plantas (TFs) baseados no teor de matéria seca (TMS g.kg⁻¹) e área foliar específica (AFE m².kg⁻¹) de folhas de gramíneas predominantes em pastagens naturais do RS (Cruz *et al.* submetido).

Grupos	TMS (g.kg ⁻¹)	AFE (m ² .kg ⁻¹)	Espécies
A	< 300	>20	<i>Axonopus affinis</i> , <i>A. argentinus</i> , <i>Dichantherium sabulorum</i> , <i>Paspalum notatum</i> , <i>P. paucifolium</i> , <i>P. pumilum</i>
B	300 a 400	14 a 16	<i>Andropogon lateralis</i> , <i>A. selloanus</i> , <i>A. ternatus</i> , <i>Coelorachis selloana</i> , <i>Paspalum notatum</i> , <i>P. plicatum</i> , <i>Schizachyrium microstachyum</i> ; <i>S. spicatum</i> ,
C	400 a 500	8 a 12	<i>Andropogon lateralis</i> , <i>Erianthus</i> spp, <i>Piptochaetium montevidense</i> , <i>Paspalum plicatum</i> , <i>Piptochaetium stipoides</i> , <i>Sporobolus indicus</i> , <i>Stipa</i> spp
D	>500	< 8	<i>Aristida laevis</i> , <i>A. phyllifolia</i> , <i>A. venustula</i> , <i>Erianthus</i> spp, <i>Piptochaetium montevidense</i> , <i>Sorghastrum</i> spp

O primeiro grupo, o chamado tipo A, é composto majoritariamente por espécies prostradas, estoloníferas ou rizomatosas, adaptadas a pastejos mais intensos e frequentes, de maior abundância em ambientes com maior fertilidade do solo e/ou disponibilidade hídrica. Pelo conjunto dessas características, podem ser classificadas como plantas de captura de recursos, que os utilizam intensa e rapidamente, com grande reciclagem interna de nutrientes e componentes estruturais. Alocam menos tecidos em suas estruturas fotossintéticas, que tem uma duração de vida menor, com folhas menos espessas e mais tenras, portanto com maior AFE e menor TMS. Essas plantas possuem valor nutricional mais elevado, o que leva a intensidades de desfolha mais elevadas, na ausência de um ajuste adequado de carga em pastejo contínuo. Este fato gera uma resposta morfogenética nas plantas, com formação de folhas menores e menos longevas, como estratégia de escape à desfolha.

No outro extremo da tabela, o último grupo chamado de D, é composto por espécies que formam touceiras densas, com grande acúmulo de material senescente em pé nas mesmas. Em sua maioria, são espécies adaptadas a ambientes marginais, menos férteis, mais pedregosos, com limitações edáficas e climáticas. Esta adaptação desenvolveu nestas plantas uma característica de conservação dos recursos captados, portanto a reciclagem interna desses é menor. Essas espécies investem os nutrientes e os fotoassimilados em estruturas foliares mais complexas, mais densas e de maior duração de vida, apresentando um maior TMS. Como consequência, apresentam uma menor eficiência fotossintética por unidade de área foliar que as do grupo A e, apresentando uma menor AFE. São, portanto, plantas com menor valor nutricional e menos adaptadas às desfolhações intensas e frequentes. Em áreas sob pastejo contínuo, sem ajustes da carga animal e com cargas elevadas, as plantas deste grupo tendem a ser suprimidas ou a reduzir muito sua frequência pela menor capacidade competitiva em relação à pressão de pastejo.

Essa menor adaptação a um nível mais intenso de utilização, não significa que esse grupo de espécies (tipo D) não apresente um papel relevante na conservação dos ecossistemas pastoris. Sua habilidade de conservação de recursos e adaptação a solos pobres pode ser importante para a cobertura do solo. Em solos com limitações sérias na ciclagem de nutrientes, como aqueles suscetíveis ao processo de arenização no Sudoeste do RS, a supressão destas plantas torna os solos mais descobertos e aumenta os efeitos dos processos de erosão eólica e hídrica (Trindade *et al.* 2008).

Face ao caráter recente deste tipo de abordagem, os limites das classes e os grupos de espécies enquadradas ainda são um pouco arbitrários, mas poderiam ser descritos da seguinte forma. As plantas

do grupo B têm uma duração de vida das folhas um pouco maior que as do grupo A, portanto com maior TMS e menor AFE, são menos eficientes na captura de recursos e também menos tolerantes a desfolhas intensas e freqüentes. Incluem espécies de vários hábitos de crescimento, desde prostradas a cespitosas, ou plantas que exibam uma maior plasticidade fenotípica. Neste caso, seriam plantas que alteram seu programa morfogênico em resposta às variações ambientais. Podem-se citar os casos de *A. lateralis*, *P. plicatulum* e *P. notatum*. Nos dois primeiros exemplos, são espécies que se enquadram nos grupos B e C, ou seja, em maiores intensidades de desfolha, reduzem o comprimento e a espessura das laminais foliares, reduzindo também a emissão de colmos floríferos, mantendo suas reservas em tecidos meristemáticos próximos à superfície do solo (Carvalho *et al.* 2006, Nabinger 2006). No caso de *P. notatum*, é uma espécie que pode se enquadrar em A ou B, também em função da intensidade de desfolha, estando no primeiro grupo, quando modifica seu aparato fotossintético pela “miniaturização” de suas estruturas (Díaz *et al.* 1998). Em condições de menor intensidade de desfolha, reduz sua abundância e cobertura pela menor capacidade de competição com espécies cespitosas como as supracitadas.

Finalmente, o grupo C inclui algumas espécies presentes no grupo anterior, que já foram descritas e ainda outras dos gêneros *Piptochaetium*, *Sporobolus* e *Stipa*. Seriam plantas enquadráveis no tipo de conservação de recursos, pela maior duração de vida das folhas, menor degradabilidade dos tecidos e menor tolerância às desfolhas intensas e freqüentes. Estas podem representar também exceções quanto a sua adaptação aos recursos de solos ou ao manejo. No caso do primeiro gênero, suas espécies aumentam a abundância e cobertura em ambientes férteis e sombreados, o que é característico de plantas C3, que dependem de uma maior concentração de Rubisco, para serem mais eficientes fotossinteticamente. Quanto à *Sporobolus indicus*, é uma espécie adaptada a ambientes com desfolhas intensas e freqüentes, pela sua maior tolerância à compactação superficial do solo, decorrente das cargas elevadas e pela rejeição dos animais às suas folhas espessas e lignificadas (maior TMS).

As possibilidades de apropriação do conhecimento

Temos historicamente uma dificuldade grande de adoção de tecnologias por parte dos pecuaristas brasileiros. De modo geral, eles são avessos ao risco e não utilizam critérios de gerenciamento econômico para suas tomadas de decisão, sendo a tradição, a satisfação pessoal e a segurança da atividade, as principais motivações dos pecuaristas de corte gaúchos (SEBRAE/FARSUL/SENAR 2005). Este comportamento, que pode ser considerado o principal entrave para a considerada “modernização” da pecuária, reduziu nesta atividade os impactos ambientais que as tecnologias “de ponta” causaram nas regiões eminentemente “agrícolas” do Estado. As drásticas reduções da cobertura florestal e campestre “originais” do RS podem ser atribuídas principalmente a ocupação dos solos por lavouras anuais (a chamada expansão da fronteira “agrícola”) e mais recentemente pelo florestamento (silvicultura) em áreas tipicamente campestres.

O principal parâmetro para a comparação entre os custos de oportunidade de usos alternativos do solo tem sido a rentabilidade anual por área. De forma geral, nesta “contabilidade” não são registrados os custos ambientais (veja Capítulo 8), que podem incluir o potencial de contaminação dos lençóis freáticos, as perdas de carbono orgânico, a perda de biodiversidade faunística e florística e do caráter cênico da paisagem. Dificilmente são avaliadas as perdas culturais de habitantes das regiões atingidas pelo impacto da transformação em grande escala do uso do solo.

Entretanto, toda a valorização ambiental, cultural, econômica e social de um ecossistema depende da capacidade de percepção dos componentes ambientais pelos agentes envolvidos (habitantes, produtores, consumidores, visitantes, ...) nesse processo. No que diz respeito aos componentes florísticos desta percepção, a capacidade de identificação das espécies vegetais ainda é uma habilidade restrita a poucos indivíduos.

Temos então que considerar a educação para esta valorização como um processo. E todo processo educativo necessita ser planejado como uma proposta de médio e longo prazo. Nossa contribuição a este processo educativo parte do princípio de simplificação da complexidade para que sua compreensão possa começar a ocorrer em algumas etapas.

Nesse caso, pretendemos adaptar um processo educativo já utilizado na França, com grupos de produtores organizados em cooperativas, que discutem com técnicos propostas de apropriação do conhecimento gerado pelas Instituições de Pesquisa. Entre essas, está a utilização de uma tipologia das pastagens naturais baseada nos mesmos atributos acima apresentados.

Essa propõe o uso de combinações de letras (de acordo com a tipologia de Ansquer *et al.* 2004) que indicariam os grupos dominantes de gramíneas das pastagens naturais. Como exemplo, poderíamos supor uma pastagem do tipo Ab – seria uma pastagem dominada por gramíneas típicas de captura de recursos, com alto valor nutricional e adaptada a utilizações precoces, intensas e freqüentes. No caso das regiões montanhosas da França, seriam pastagens utilizadas cedo na primavera, para pastejo rotativo e a partir de meados da estação de crescimento seriam diferidas para produção de forragem a conservar, na forma de ensilagem ou feno.

Pastagens de um tipo Bc seriam dominadas por gramíneas ainda do grupo de captura (B), mas com boa participação de espécies de conservação de recursos(c). As primeiras tem bom valor nutricional, mas com maior duração de vida das folhas (DVF) que as do grupo A, tendo portanto uma maior capacidade de acumular massa de forragem de qualidade por mais tempo. Embora de qualidade inferior, as do grupo C têm ainda maior DVF, o que lhes permite manter as folhas vivas e com razoável valor nutricional por mais tempo. Esta estratégia as torna muito adaptadas ao uso para cortes ou para pastejos tardios pós-diferimento.

Finalmente, outra combinação possível seriam pastagens de um tipo cD, dominadas pelo último grupo funcional (D), plantas tipicamente de conservação de recursos, adaptadas a ambientes pobres em nutrientes, com menor produtividade, mas com boa capacidade de acumular massa de forragem, com folhas mais longevas (maior DVF), tolerando períodos de descanso ou diferimento mais longos e, mais adaptadas a pastejos mais tardios.

Esses exemplos ilustram as possibilidades de combinações de diversidade funcional que poderia ser adaptada às nossas condições pastoris, se pudermos avançar o conhecimento local sobre os atributos característicos de nossa flora, bem como um processo de apropriação desse conhecimento entre os agentes locais que podem utilizar essas informações.

O desenvolvimento de estratégias para o manejo ecológico dos recursos naturais campestres, em uma concepção Agroecológica, se dá mediante a construção coletiva e/ou pesquisa/ação participativa. Este processo se consolida através de unidades experimentais participativas (UEPA's), espaços de construção coletiva do conhecimento e do desenvolvimento de estratégias sustentáveis de manejo dos recursos naturais, tendo como base a valorização dos recursos e dos saberes locais (Canuto 2004). Neste contexto, a construção participativa de uma tipologia definida a partir de atributos morfológicos representa uma importante estratégia para o “reconhecimento”, valorização de potencialidades e a construção de saberes locais e estratégias sustentáveis de manejo dos recursos naturais campestres. Principalmente como um instrumento facilitador de entendimento dos complexos processos ecológicos de um Agroecossistema, tanto por técnicos como “manejadores”.

A identificação de espécies, do ponto de vista da assistência técnica e dos “manejadores”, representa uma grande dificuldade para o entendimento, acompanhamento e monitoramento das relações de manejo e seus efeitos sobre a vegetação campestre, principalmente no âmbito da pecuária familiar. Neste contexto, o uso da terminologia, como a proposta por Ansquer *et al.* (2004), utilizando atributos morfológicos como descritores, facilita a construção de um processo

de “reconhecimento” (no sentido de reconhecer o que já é conhecido) dos processos ecológicos determinantes da fisionomia/composição dos ecossistemas campestres e a construção de estratégias de melhor uso dos campos. O “reconhecimento” proposto tem um novo sentido: o de reavaliar as ações/estratégias de manejo e valorizar as potencialidades do ambiente local e dos recursos naturais. Busca um resgate do conhecimento construído através de uma relação de coexistência do homem com seu ambiente natural, através de um processo de valorização do saber local, na definição/reorganização das estratégias de intervenção.

A forma mais simples de “visualização”, representada por uma composição de tipos funcionais de planta, aliada a métodos de pesquisa participativa na construção de uma tipologia, a exemplo da desenvolvida em Ansquer *et al.* (2004), adaptada aos ecossistemas campestres sulinos, poderá estimular ao redesenho de estratégias de melhor uso das pastagens naturais. A apropriação/entendimento dos processos em ecossistemas campestres pelos atores envolvidos em todo o processo torna-se facilitada quando são associadas estratégias de manejo a “tipos de vegetação”, pois considera o conhecimento adquirido pela experiência dos atores locais. A recuperação da capacidade de observação de técnicos, além de favorecer e/ou resgatar a capacidade de observação, potencializa a capacidade de interpretação dos problemas e formulação de respostas (Canuto 2004).

Em UEPA's na Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul se percebe claramente uma melhor compreensão, tanto por técnicos como por “manejadores”, da relação entre as diferentes estratégias de manejo do pastejo e uma tipologia de vegetação que associa atributos de fácil percepção ou espécies típicas da fisionomia, como a altura de plantas, o hábito de crescimento e a fisionomia da pastagem (arranjo de populações de diferentes alturas e/ou hábitos de crescimento). Considerando somente os componentes da família Poaceae, os campos manejados com maior intensidade e frequência de pastejo, podem ser caracterizados pelo predomínio de indivíduos das espécies de *Paspalum notatum* e *Axonopus affinis*, nesta ordem, em encostas, e nas áreas um pouco mais úmidas se inverte a ordem de abundância, e em algumas circunstâncias, com o aparecimento de *Paspalum pumilum*, há uma menor participação de *P. notatum*, tendendo, muitas vezes, ao desaparecimento desta. Por outro lado, pode-se observar em comunidades vegetais campestres de áreas mais heterogêneas e maiores, também manejadas sob pastoreio contínuo, a formação, em manchas, de uma estratificação vertical da vegetação. No estrato inferior *P. notatum*, *A. affinis*, *Piptochaetium montevidensis* e a constante frequência de indivíduos de *Sporobolus indicus* e, em menor proporção, indivíduos das espécies de *Botriochloa laguroides*, *Andropogon bicornis*, *Paspalum dilatatum*, *Chorizanthe selleana*, entre outras espécies, no estrato superior.

Sendo assim pastagens naturais manejadas sob pastoreio intensivo tendem a apresentar uma fisionomia muito típica que se caracteriza pela sua homogeneidade e baixa altura de forragem. Já as pastagens do segundo caso se caracterizam por uma maior heterogeneidade na distribuição vertical da forragem, graças a presença de espécies forrageiras cespitosas.

A utilização de métodos participativos de pesquisa e experimentação em pastagens naturais, associados a “tipos de vegetação” definidos por atributos morfológicos de plantas, possibilitam a construção de uma estratégia de pesquisa/ação em pastagens naturais inovadora na busca/desenvolvimento/construção de estratégias sustentáveis de manejo dos recursos naturais campestres. O resgate do papel central que o conhecimento/reconhecimento das estratégias de manejo adotada pelos manejadores das pastagens naturais nos mais diversos ecossistemas campestres tem papel fundamental para a construção de sistemas de produção Agroecológicos intensivos em conhecimento. Neste contexto o uso de uma tipologia de vegetação tendo como base atributos de plantas tem fundamental importância, pois insere “manejadores” e técnicos como atores no processo de construção do conhecimento, pois não se exige conhecimento/reconhecimento botânico de espécies.

Referências

- Ansquer P., Theau J.P., Cruz P., Viegas J., Al Haj Khaled R. & Duru M. 2004. Characterization of the functional diversity in native grasslands. A step in the process of building tools to manage vegetations with high number of species. *Fourrages* 179: 353-368.
- Avé-Lallemant R. 1980. *Viagem pela província do Rio Grande do Sul (1858)*. Itatiaia/USP, São Paulo, 417 p.
- Boldrini I.I. 2006. Biodiversidade dos Campos Sulinos. In: *Simpósio de Forrageiras e Produção Animal – Ênfase: Importância e Potencial Produtivo da Pastagem Nativa* (eds. Dal'Agnol M, Nabinger C, Rosa LMG, Silva JLS, Santos DT & Santos RJ). UFRGS, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Porto Alegre, pp. 11-24.
- Canuto J.C. 2004. A pesquisa e os desafios da transição agroecológica. *Ciência e Ambiente* (Especial: Agricultura Sustentável) 14: 133-140.
- Carvalho P.C.d.F., Santos D.T. & Neves F.P. 2006. Oferta de forragem como condicionadora da estrutura do pasto e do desempenho animal. In: *II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal – Ênfase: Sustentabilidade Produtiva do Bioma Pampa* (eds. Dal'Agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Metrópole, Porto Alegre, pp. 23-59.
- Cornelissen J.H.C., Lavorel S., Garnier E., Diaz S., Buchmann N., Gurvich D.E., Reich P.B., ter Steege H., Morgan H.D., van der Heijden M.G.A., Pausas J.G. & Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.
- Cruz P., Duru M., Therond O. et al. 2002. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. [A new approach to the characterization of natural grasslands and their use value]. *Fourrages* 172: 335-354.
- Cruz P., Quadros F.L.F.d. & Theau J.P. submetido. Leaf traits as functional descriptors of the intensity of continuous grazing in native grasslands in the south of Brazil. *Rangeland Ecology and Management*.
- Díaz S., Cabido M. & Casanoves F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science* 9: 113-121.
- Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 15-22.
- IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE. <http://www.ibge.gov.br>
- Joner F. 2008. *Redundância funcional em comunidades campestres*. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.
- Nabinger C. 2006. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtropical brasileiro. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). UFRGS, Porto Alegre, pp. 25-76.
- Pallarés O.R., Berreta E.J. & Marachin G.E. 2005. The South American Campos ecosystem. In: *Grasslands of the world* (eds. Suttie JM, Reynolds SG & Batello C). FAO: Roma, pp. 171-219.
- Pillar V.D. & Orloci L. 1993. *Character-Based Community Analysis: The Theory and An Application Program*. SPB Academic Publishing, Haia, Holanda, 270 p.
- Pillar V.D. & Sosinski E.E. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science* 14: 323-332.
- Quadros F.L.F., Cruz P., Theu J.P., Duru M., Frizzo A., Carvalho P.C.F. & Trindade J.P.P. 2006. Uso de tipos funcionais de gramíneas como alternativa de diagnóstico da dinâmica e do manejo de campos naturais. In: *Reunião anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. Sociedade Brasileira de Zootecnia, João Pessoa, pp. 1-4.
- Quadros F.L.F., Garogorry F.C., Rossi G.E. et al. 2008. Consistência dos tipos funcionais formados a partir dos atributos morfológicos: área foliar específica e teor de matéria seca. In: *Reunião Técnica do Grupo Campos-Cone Sul* (Anais...). Instituto Nacional de Investigação Agropecuária, Treinta y Tres, Minas, Uruguai.
- Rambo B. 1956. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Selbach, Porto Alegre.
- Saint-Hilaire A.d. 1974. *Viagem ao Rio Grande do Sul (1820-1821)*. USP, Livraria Itatiaia Editora Ltda, São Paulo/ Belo Horizonte.
- SEBRAE/FARSUL/SENAR 2005. *Diagnóstico de sistemas de produção da bovinocultura de corte do Estado do Rio Grande do Sul*. Relatório de Pesquisa, IEPE/UFRGS, Porto Alegre, 265 p.
- Trindade J.P.P., Quadros F.L.F. & Pillar V.D.P. 2008. Vegetação campestre de áreas do Sudoeste do Rio Grande do Sul sob pastejo e com exclusão de pastejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43: 771-779.
- WWF-Brasil 2009. Ameaças: a luta pela preservação da floresta. URL http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/biomas/bioma_amazonia/ameacas_amazonia



Fernando Quadros. Área experimental da UFSM em Santa Maria, RS.



Capítulo 16

Lotação animal em pastagens naturais: políticas, pesquisas, preservação e produtividade

Paulo César de Faccio Carvalho¹, Davi Teixeira dos Santos², Edna Nunes Gonçalves²,
Cassiano Eduardo Pinto³, Fabio Pereira Neves³, Julio Kuhn da Trindade³, Carolina Bremm³,
Jean Carlos Mezzalira³, Carlos Nabinger⁴ & Aino Victor Ávila Jacques⁵

Introdução

A produção pecuária é uma das principais atividades econômicas no sul do Brasil e tem como base forrageira as pastagens naturais. Os Campos do extremo sul do Brasil constituem o chamado “Bioma Pampa”, segundo a classificação brasileira de biomas, e representam 2,07% (176.496 km²) do território nacional (IBGE 2004). Este recurso natural é a principal fonte de forragem para quase 13 milhões de bovinos e 5 milhões de ovinos (IBGE 2006).

As pastagens naturais estão enfrentando pressões contraditórias, principalmente nos países em desenvolvimento. Existe uma demanda para a produtividade, e ao mesmo tempo uma crescente preocupação pela preservação. Este dilema chegou a um ponto crucial na região Sul do Brasil, necessitando coordenar esforços orientados para políticas de produção e de conservação de seus recursos naturais. A polêmica central poderia ser ilustrada pela questão seguinte: Como melhorar o acesso à terra e otimizar a produção pecuária em sinergia com a conservação dos ecossistemas?

As políticas atuais têm sido direcionadas para gerenciar a produtividade em pecuária de corte por meio da fixação de taxas de lotação mínimas a serem aplicadas nas pastagens. As consequências são o pastejo excessivo, produções pífias e redução das áreas de pastagens naturais, instigando o dilema ‘produção *versus* conservação’. Existe uma necessidade de adaptação do acesso à terra e legislações

Foto de abertura: Paulo Carvalho. Vacas equipadas na EEA da UFRGS em Eldorado do Sul, RS.

¹ Dr., Professor Adjunto, Grupo de Pesquisa em Ecologia do Pastejo (GPEP), Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia (DPFA), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), E-mail: paulocfc@ufrgs.br

² Dr., Bolsista Pós-doutorado Júnior CNPq, GPEP-DPFA-UFRGS

³ MSc., doutorando em Zootecnia, GPEP-DPFA-UFRGS

⁴ Dr., Professor Adjunto, GPEP-DPFA-UFRGS

⁵ Dr., Professor Titular Aposentado e Colaborador Convidado, GPEP-DPFA- UFRGS

ambientais para as novas funções esperadas das pastagens naturais, que justificam uma abordagem orientada para conservação de acordo com o papel multifuncional dos ambientes.

Considerando que a vocação das pastagens naturais dos Campos Sulinos seja a produção animal, a primeira etapa para empreender políticas adequadas de condução do bioma, de forma produtiva e sustentável, é entender o ambiente, suas potencialidades e vulnerabilidades, seu funcionamento e as interações ecológicas dos indivíduos que nele cohabitam e coevoluem ao longo do tempo. A segunda etapa consistiria em compreender e descrever os processos que ocorrem entre a vegetação e o comportamento, consumo e seleção de dieta realizada por animais sob diferentes estratégias de manejo do pastoreio. Neste estágio, os padrões de comportamento, consumo e seleção de dietas, relacionadas às estruturas vegetacionais, são fundamentais para orientar estratégias de manejo que propiciem elevada aquisição de nutrientes pelos animais, na medida em que o bioma tenha clara função econômica e que o pecuarista tenha que obter, dele, a sua remuneração.

Por fim, como terceira etapa, deveríamos nos tornar aptos a definir, com consistente argumentação técnica, as estratégias de manejo corretas a cada objetivo produtivo, categoria animal, época do ano, etc. Sempre visando a obtenção de produção animal sustentável em longo prazo e com preservação do ecossistema em seu estado natural, ou pelo menos minimamente antropizado. Neste sentido, o presente capítulo se propõe, num primeiro momento, a uma contextualização da problemática atual das pastagens naturais, focando o que denominamos “dilema da produção *versus* conservação”. Posteriormente, ele aborda alguns dos novos enfoques científicos acerca do manejo da lotação em ambientes heterogêneos, esperando contribuir para a construção de estratégias adequadas à produtividade animal sustentável.

Políticas de uso da terra: o bioma ameaçado

Apesar dos avanços nas iniciativas da legislação de conservação, apenas 2,23% da superfície do Pampa⁶ está oficialmente protegida em sete unidades de conservação, compreendendo cerca de 375.000 ha (Bilenca & Miñarro 2004). O Pampa, dentre os biomas brasileiros, tem recebido pouca atenção, em comparação com os demais e seu estado de ameaça ainda não foi suficientemente reconhecido (veja Capítulo 2). Dos 14,078 milhões de hectares com pastagens naturais, em 1970, somente 10,524 milhões de hectares resistiram até 1996 (IBGE 2006).

Desde o último censo oficial, tem havido uma forte supressão pelas lavouras anuais e pela silvicultura. Estimativas indicam que sua superfície recente seja inferior a 6,3 milhões de hectares (Hasenack *et al.* 2007), com perda de biodiversidade e de vários serviços prestados pelo ecossistema (Carvalho *et al.* 2006). Descontando as áreas de rios e lagos, Zorzetto (2008) estimou que a área remanescente coberta com pastagem natural deva ser de aproximadamente 4,6 milhões de hectares.

A expansão da fronteira agrícola, em conjunto com as elevadas taxas de lotação empregadas são os fenômenos mais frequentes que ameaçam o Pampa (Carvalho *et al.* 2008). As consequências são a fragmentação da paisagem, a perda de biodiversidade, invasões biológicas, a erosão do solo, a poluição das águas e a degradação dos solos, dentre outras. Existem muitas evidências de degradação em componentes dos ecossistemas do Pampa. Mais de 50 espécies forrageiras, 16 mamíferos e 38 aves, entre outros, têm sido classificadas, recentemente, em diferentes níveis de ameaça (MMA 2005, veja Capítulos 4 e 7). Outro exemplo é o processo de arenização que vem ocorrendo na parte ocidental do estado. O sobrepastoreio e a agricultura convencional, baseada em sistemas de preparo do solo inadequados, são considerados os principais fatores responsáveis por esse fenômeno (veja Capítulo 3).

Dentre as ameaças impostas às pastagens naturais, uma das mais relevantes neste momento é o processo de invasão por *Eragrostis plana* (capim-anonni) (veja Capítulo 25). Foi introduzida no estado

⁶ Considera-se aqui a região biogeográfica do Pampa, que inclui o bioma Pampa brasileiro (metade sul do Rio Grande do Sul), o centro-leste da Argentina e o Uruguai.

como forrageira, entretanto, esta Gramínea perene de origem Africana possui baixa palatabilidade e valor nutritivo, e prolífica produção de sementes. A sua expansão foi impressionante, sendo estimada uma taxa de 14.000 hectares por ano (Ziller 2005). Este processo de invasão está aumentando fortemente o sobrepastoreio das espécies nativas; como consequência, a maior intensidade de pastejo diminui a diversidade, aumentando ainda mais a pressão sobre plantas preferidas e o percentual de solo descoberto, o que favorece a disseminação de *E. plana*.

Enquanto em alguns biomas (*e.g.*, Amazônia) as discussões sobre conservação são baseadas na preservação, o Pampa tem uma clara função econômica, e a alimentação dos herbívoros é sua vocação ecológica. A legislação brasileira estimula a produção rural no âmbito das políticas de acesso a terra. Com o objetivo de promover a justiça social e o aumento da produtividade no campo por meio de uma melhor distribuição de terras, as políticas de acesso a terra foram baseadas num modelo de desapropriação de terras que não realizam sua função social. A atual legislação baseia-se em dois índices básicos para definir a função social das áreas: a taxa de utilização da terra e a taxa de eficiência na exploração (vide Instrução Normativa nº 11, de 4 Abril de 2001). Conseqüentemente, a partir de uma complexa definição do que seria a função social da terra, na prática, é o nível de aproveitamento das terras, ou seja, a produção, que determina as conseqüentes medidas de desapropriação.

No caso dos principais produtos agrícolas, níveis de produtividade são definidos levando-se em conta o tipo do produto e as potencialidades dos recursos naturais regionais, o que estabelece índices de acordo com as diferentes regiões. Entretanto, a legislação não é tão precisa para as pastagens naturais. A mesma taxa de lotação é exigida em regiões com grande diversidade de sistemas pecuários, que por sua vez estão em diferentes níveis de produção, como pode ser observado no Diagnóstico da Bovinocultura de Corte do Rio Grande do Sul (SEBRAE/FARSUL/SENAR 2005). Enquanto as culturas agrícolas originam produtos mensuráveis e identificáveis para estimar a produtividade, nos sistemas pastoris isso é mais complexo e, conseqüentemente, a definição de produtividade pela legislação é confusa. A diferença entre pastagens cultivadas bem fertilizadas e extensas áreas de pastagens naturais, por exemplo, não é considerada. Por conseguinte, com a complexidade dos diversos sistemas pastoris torna-se muito difícil a determinação de níveis de produtividade aferidos por uma única variável, como a taxa de lotação. Como se isso não bastasse, as taxas de lotação requeridas pela legislação refletem as médias de pastagens com diferentes sistemas pecuários e níveis de intensificação. Como consequência, os níveis exigidos são demasiadamente elevados para as pastagens naturais, como demonstrado pela comunidade científica (Maraschin 2001). Desde então, os produtores têm dificuldades para serem considerados ‘produtivos’ e, assim, são forçados a superlotar os campos ou utilizarem maior percentual de áreas com pastagens cultivadas.

Em ambientes não antropizados, as populações de herbívoros estão em um equilíbrio dinâmico com a vegetação, de acordo com a flutuação climática e a disponibilidade de forragem. A interferência humana altera esse equilíbrio por meio da intervenção sobre sistemas de pastagens naturais (cercas, suplementação, mobilidade, subsídios, conservação de forragem, insumos de energia fóssil, etc.), visando controlar um processo que estaria naturalmente sob equilíbrio. Conseqüentemente, a densidade populacional animal é artificialmente mantida acima da capacidade dos ecossistemas. O sobrepastoreio é uma tendência global e as razões são complexas, refletindo fatores biológicos, sociais e econômicos (Hanselka & Landers Jr. 1993). Tentando explicar o sobrepastoreio e o comportamento dos produtores rurais no Brasil Central, Costa & Rehman (2005) estudaram os objetivos dos produtores e concluíram que a pecuária tem para eles um significado de segurança e liquidez, sendo estas as razões principais de trabalharem com elevado estoque, acarretando o sobrepastoreio. Além disso, o objetivo da manutenção da propriedade da terra foi significativamente relacionado com as decisões da taxa de lotação utilizada, ilustrando a importância desta questão em determinar a degradação de cerca de 25 milhões de hectares de vegetação natural que existiam no Brasil Central (Costa & Rehman 1999). Recente balanço de estoque, focado nas operações com gado de corte no Pampa, concluiu que

a manutenção da propriedade (terra) é o fator mais importante tomado em conta pelos pecuaristas para manejar as pastagens. Portanto, atingir as exigências da legislação é quase o único fator de gestão local, o que acaba refletindo em baixos índices de produtividade, dado o antagonismo entre lotação e produção.

Apesar do decréscimo das áreas de pastagens naturais ser uma consequência comum da intensificação da agricultura, o sobrepastoreio é uma preocupação global, e a orientação atual das políticas produtivistas que apóiam a produção e o acesso a terra poderiam acelerar esta tendência, o que não está em harmonia com as políticas de conservação. Isto nos traz a questão sobre a utilização da taxa de lotação nas políticas relacionadas com as pastagens.

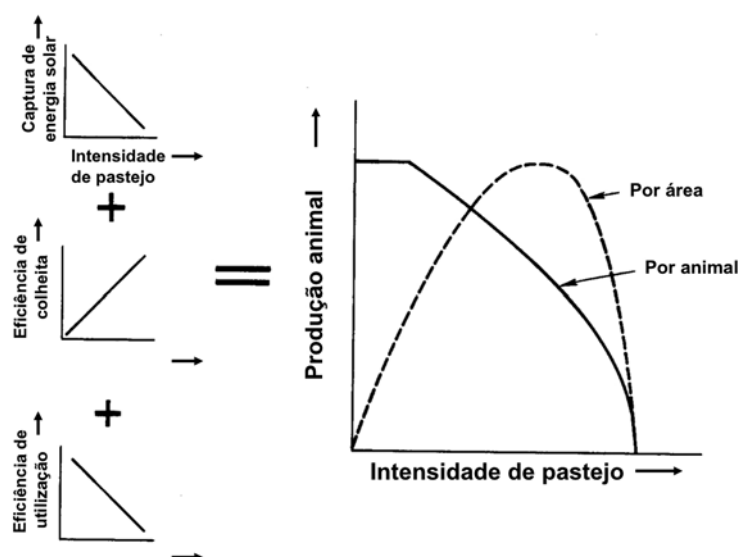


Figura 16.1 Intensidade de pastejo e produção animal nos ecossistemas pastoris (Briske & Heitschmidt 1991).

Em diversos países do mundo, os legisladores estão tentando enfrentar o sobrepastoreio estabelecendo níveis de pastejo sustentáveis para o uso dos ecossistemas naturais. A capacidade de suporte (carga animal) é o conceito que tem sido utilizado, na tentativa de definir a taxa de lotação em que a pressão de pastejo é supostamente sustentável (Dikman 1998). O princípio básico é que cada ecossistema tem um potencial para produzir certa quantidade de forragem e esse valor define a taxa de lotação que poderia ser alimentada. A África e o Oeste da Ásia (*e.g.*, Kawamura *et al.* 2005) estão com iniciativas e consenso de que a ampla degradação é causada ou fortalecida pelo sobrepastoreio, e o **controle da lotação é assumido como sendo uma medida de conservação.**

A legislação europeia é baseada em raciocínio semelhante (veja Capítulo 26). Depois de décadas promovendo a intensificação dos sistemas agrícolas, os efeitos de longo prazo da orientação das políticas de produção mostraram um efeito deletério para a estabilidade do solo, dos recursos hídricos e da biodiversidade. A legislação europeia enfrenta atualmente as consequências do nível atingido pela intensificação da pecuária estabelecendo lotações máximas nas propriedades (Tamminga 2003), impulsionada principalmente pela relação entre lotações elevadas e o aumento da poluição. Neste contexto, comparado com outras regiões do mundo, o Pampa parece enfrentar uma situação singular, em que uma taxa mínima de lotação é fixada pela legislação com o objetivo de promover a produtividade nas pastagens naturais.

A relação entre taxa de lotação e o rendimento animal é complexa e já foi discutida por diversos autores (*e.g.*, Heitschmidt & Taylor Jr. 1991). O aumento da intensidade de pastejo provoca a diminuição da captação de energia solar em função do impacto negativo sobre o índice de área foliar (Fig. 16.1).

A eficiência de 'colheita' é aumentada com o aumento da intensidade de pastejo porque a forragem ingerida por unidade de área aumenta. Inversamente, com o aumento do número de animais, a maior concorrência por ingestão de forragem diminui o consumo individual, diminuindo a eficiência de utilização do pasto. Plantas forrageiras precisam de folhas para capturar a radiação solar e animais necessitam das mesmas folhas para se alimentar. A consequência é que as taxas de lotação dependem das previsões de produção, quando se prioriza o desempenho individual ou a produção por unidade de área. De acordo com Conner (1991), devido à variação temporal e espacial na quantidade e qualidade da forragem produzida nas pastagens, bem como aos diferentes objetivos produtivos e econômicos, não há

uma única taxa de lotação ótima para maximizar produção. Como resultado de fatores incontrolláveis, é desejável variar amplamente as taxas de lotação entre estações e dentro destas, bem como entre anos e regiões geográficas (Heitschmidt & Taylor Jr. 1991). Portanto, o uso da taxa de lotação como parâmetro de medida da produção animal em pastagens, tal como é usado pela legislação brasileira, não tem respaldo técnico.

De Haan (1997) descreveu várias medidas políticas para diminuir os efeitos negativos e aumentar os positivos a partir do dilema da produção *versus* conservação nos ecossistemas pastoris. Sua abordagem, aqui adaptada, pode ser útil para motivar discussões sobre as medidas que poderiam ser tomadas. É necessário avaliar criteriosamente a apropriação da biodiversidade, onde o acesso às pastagens e fontes de água pode ser condicionado pelas responsabilidades de conservação. O estabelecimento de áreas protegidas até pode ser um avanço, mas a natureza da posse da terra determina que os incentivos para investir e conservar biodiversidade, em estabelecimentos rurais particulares, deveriam ser obrigatoriamente mais bem discutidos. Medidas financeiras poderiam promover a conservação em sistemas de produção onde boas práticas conservacionistas têm sido adotadas. A criação de títulos de dívidas ambientais poderia fornecer recursos financeiros para indenizar os proprietários de terras, no intuito de que ele mantenha parte de suas terras com pastagens naturais. Obviamente, a definição destas práticas e tipos de auxílio financeiro constituem um tema bastante amplo. Por exemplo, a concessão de incentivos pela diminuição de impostos, que recaem sobre a propriedade da terra ou do gado que está sendo produzido em tais áreas, poderia ser uma medida de incentivo.

Nesse mesmo sentido, regimes agro-ambientais têm sido implementados na União Européia, destinados a compensar os agricultores financeiramente por qualquer perda de rendimento relacionada às políticas ambientais (Kleijn & Sutherland 2003). Responsabilização local e descentralização são importantes para ações de conservação, assim, sociedades e acordos colaborativos entre institutos federais, estaduais e municipais e sociedade civil são fundamentais. Essas medidas institucionais podem ser significativas para um país como o Brasil, onde é difícil para um serviço central ditar e reger as especificidades locais. Finalmente, informações medidas para acompanhar as tendências dos ecossistemas e iniciativas de conservação devem fornecer informações qualitativas e quantitativas de apoio à formulação de políticas públicas. O diálogo com todas as partes envolvidas em grupos de trabalho contínuos é necessário para uma reação às pressões do mercado e da utilização das terras. A educação ambiental e a formação das populações locais parecem ser uma questão crucial para um programa de longo prazo destinado a promover práticas de desenvolvimento rural sustentável. De qualquer forma, o entendimento dos processos relacionados ao equilíbrio dos ecossistemas (*e.g.*, interações pastejo *vs.* plantas) devem prover a base para o desenvolvimento de qualquer estratégia de ação em nível de paisagem, na busca do consenso entre produtividade e conservação.

O que diz a pesquisa recente: tipos funcionais de plantas, estrutura da vegetação e a interface planta-animal

Estratégias das plantas

O potencial edáfico do ambiente, em conjunto com a diversidade florística local e seu histórico coevolutivo como, por exemplo, o pastejo e o fogo, definem os tipos de vegetação que potencialmente são capazes de ocorrer num dado hábitat. Ainda que exista uma gama de estruturas que, potencialmente, possam existir, são as condições correntes no hábitat que definem, em última análise, a estrutura vigente da vegetação. O fato dos ecossistemas terem variabilidade na disponibilização de nutrientes, bem como na massa e tipo de predadores que ali habitam, faz com que existam meios com diferentes combinações de distúrbio e estresse, o que gera plantas com as mais diferentes estratégias. Este fator local determina os tipos de vegetação que podem se desenvolver nas condições ambientais prevalentes

(predominância de espécies estivais, hibernais, porte rasteiro, formadoras de touceiras, crescimento rápido, crescimento lento, etc.). Associa-se, a isto, o efeito do pastejo e outras intervenções antrópicas (*e.g.*, fertilização, suplementação mineral), e tem-se uma estrutura de vegetação que reflete, naquele momento, o resultado de um processo de “seleção local” (Carvalho *et al.* 2007a).

Recentemente, ganha espaço a proposição de uma abordagem funcional para a interpretação das estratégias das plantas e seus impactos na dinâmica dos ecossistemas (Diaz & Cabido 2001, Garnier *et al.* 2004). Nessa proposição, a descrição da vegetação baseada em sua composição florística e na identificação individual das espécies perde importância (Sosinski & Pillar 2004), frente ao agrupamento das mesmas em conjuntos que exercem funções similares no ecossistema (Duru *et al.* 2004). A hipótese de base é que as condições vigentes num ecossistema selecionarão os valores de um *pool* de marcadores (que no conjunto caracterizam tipos funcionais) mais correlacionados às funções vitais das espécies (mas, vide Wright *et al.* 2004). Os marcadores (ou atributos) são definidos como características mensuráveis de natureza morfológica, fisiológica ou de propagação. Eles são classificados em marcadores de resposta, quando sinalizam respostas das comunidades às mudanças do meio, ou marcadores de efeito, quando indicam o efeito das comunidades sobre o funcionamento do ecossistema (Lavorel & Garnier 2002).

Uma lista de marcadores de resposta e de efeito tem sido avaliada por diversos autores (*e.g.*, Pontes 2006) para analisar as comunidades vegetais em diferentes escalas (ecossistema, paisagem, bioma, continente). Eles variam em seu poder de predição, bem como na facilidade de sua quantificação. Uma vez que se identifiquem quais marcadores determinam as estratégias funcionais, eles se tornam indicadores importantes para o diagnóstico e manejo das pastagens (Cruz *et al.* 2002). Por exemplo, marcadores de resposta relacionados à alta fertilidade do meio são a área foliar específica (AFE) elevada, a concentração de nutrientes também elevada (particularmente de N), o teor de matéria seca (TMS) baixo, a baixa duração de vida das folhas (DVF) e elevadas taxas de fotossíntese e de respiração (Wright *et al.* 2005). São espécies que apresentam elevadas taxas de crescimento e renovação rápida de seus órgãos. Como consequência, as folhas têm uma duração de vida curta e elevada exigência de nutrientes. Inversamente, os marcadores relacionados a meios de baixa fertilidade são a menor AFE, o menor teor de nitrogênio, elevado TMS, alta proporção de fibra e elevada DVF (Westoby *et al.* 2002).

As estratégias adaptativas das espécies a altas intensidades de pastejo guardam similitudes àquelas desenvolvidas para habitar meios de elevada fertilidade (Cruz *et al.* 2002). De fato, as estratégias para meios de elevada fertilidade podem ser consideradas como mecanismos de tolerância ao pastejo, pois envolvem respostas que resultam em elevadas taxas de crescimento (Diaz *et al.* 2001). Inversamente, as características que favorecem a adaptação das plantas a meios de baixa fertilidade estão associadas a uma baixa qualidade de forragem e, conseqüentemente, a uma baixa palatabilidade. A AFE é negativamente correlacionada com a DVF (Westoby *et al.* 2002), que por sua vez é negativamente correlacionada com o valor nutritivo. Segundo Pontes (2006), a digestibilidade da MS se correlaciona negativamente com o TMS e positivamente com a AFE, suportando a proposição de Garnier *et al.* (2004), segundo a qual a AFE e o TMS constituem-se em marcadores centrais para diagnosticar a vegetação. A aplicação desses marcadores, em ambientes pastoris, permitiria a caracterização e o diagnóstico da vegetação em termos de sua produtividade e valor nutritivo potenciais (Cruz *et al.* 2002).

A proposta de diagnóstico da condição do pasto, por meio de seus tipos funcionais predominantes, foi testada por Quadros *et al.* (2006) em pastagem natural do sul do Brasil (veja Capítulo 15). A vegetação tinha sido submetida, ao longo de 17 anos, a diferentes intensidades de pastejo (Carvalho *et al.* 2007a), cuja interação com diferentes condições de fertilidade natural do solo originou quatro grandes grupos de tipos funcionais distinguidos pelo TMS e pela AFE das espécies constituintes (Tab. 16.1).

▼ Tabela 16.1 | Grupos de tipos funcionais das plantas baseados no teor de matéria seca da folha (TMS) e na área foliar específica (AFE) numa pastagem natural sujeita a intensidades de pastejo contrastantes durante 17 anos (Quadros *et al.* 2006).

Grupos	TMS (mg.g ⁻¹)	AFE (m ² .kg ⁻¹)	Espécies
A	230	24	<i>Axonopus affinis</i> , <i>Dicantellium sabulorum</i> , <i>Paspalum paucifolium</i>
B	310	16	<i>Andropogon lateralis</i> P*, <i>Coelorachis selloana</i> , <i>Paspalum paucifolium</i> , <i>Paspalum notatum</i>
C	380	8	<i>Andropogon lateralis</i> T*, <i>Piptochaetium montevidense</i> , <i>Sporobolus indicus</i>
D	500	6	<i>Aristida</i> spp. (<i>A. laevis</i> , <i>A. phyllifolia</i> , <i>A. venustula</i>)

* P= pastejado; T= touceira

Observou-se uma relação inversa entre o TMS e a AFE. Aquelas espécies com alta AFE e baixo TMS poderiam ser identificadas com uma estratégia de captura de recursos (grupos A e B), com habilidade para competir por nutrientes e com elevadas taxas de acúmulo de biomassa e reduzida DVF. De fato, os filocronos de *P. notatum* e *C. selloana* (tipo funcional B) são inferiores (Eggers *et al.* 2004) aos observados em *A. lateralis* (T) e *P. montevidense* (tipo funcional C). As plantas deste grupo caracterizam-se por apresentarem crescimento predominantemente decumbente.

Já os grupos C e D caracterizam-se por espécies com baixa AFE e alto TMS, que utilizam estratégias de conservação dos recursos capturados e que costumam apresentar menores taxas de acúmulo e maior DVF (Ansquer *et al.* 2004). São espécies que apresentam, em sua maioria, crescimento em forma de touceira, o que segundo Briske & Derner (1998), permite que capturem nutrientes em diâmetro maior do que os liberam, provocando acúmulo de carbono e nitrogênio justamente na projeção da touceira, ao que se denomina “monopolização de recursos”. Como pode ser observado, *A. lateralis* é uma espécie particular pela sua plasticidade e capacidade em se adaptar a diferentes ambientes e é reconhecidamente peculiar em se adaptar a uma ampla gama de intensidades de pastejo.

Quadros *et al.* (2006) demonstraram que os tipos ligados à estratégia de conservação eram decorrentes do emprego de baixas intensidade de pastejo. Contrariamente, os tipos associados à estratégia de captura predominavam em maiores intensidades de pastejo.

Halford *et al.* (2008) analisaram a mesma vegetação ao longo de 20 anos de manejo sob diferentes intensidades de pastejo e confirmaram que a alta intensidade de pastejo, a longo prazo, modificou significativamente a composição da pastagem, formando áreas de sobrepastejo homogêneas caracterizadas por um conjunto de específico de espécies. Essas áreas foram denominadas por Santos (2007) e Neves (2008) como “área efetivamente pastejável”, as quais contribuiriam com a grande maioria dos sítios alimentares explorados pelos animais (Stuth 1991). Por outro lado, a baixa intensidade de pastejo criou uma vegetação mais heterogênea, com áreas pastejadas (estrato inferior) e área pouco ou não-pastejadas (estrato superior), mas teve um pequeno impacto sobre a composição florística das áreas pastejadas. Intensidades de pastejo moderadas aumentaram a diversidade da vegetação pelo aumento da riqueza de espécies (Goret 2005). Ao se criar distintas áreas de estrato inferior e superior (Halford *et al.* 2008), a produtividade primária e secundária é favorecida, enquanto que intensidades de pastejo muito altas ou muito baixas reduzem a diversidade da vegetação (Soares *et al.* 2003).

As intensidades de pastejo moderadas proporcionam diversidade de espécies, de componentes morfológicos e estruturas. Essas respostas da vegetação à intensidade de pastejo, representada nos ensaios do sul do Brasil pelo manejo da oferta de forragem (veja Capítulo 14), também já foi encontrada em pastagens naturais da Argentina e Uruguai, com formação de estruturas de vegetação do tipo mosaico (Van Der Sluijs 1971, INTA 1977, Berreta & Nascimento Jr. 1991). Em outras pastagens naturais do mundo, como verificado na Escócia (UK), também se encontram tipos em mosaico de vegetação (Hester & Baillie 1998, Hester *et al.* 1999, Oom *et al.* 2008). A vegetação em mosaico, de dupla fase (*e.g.*, estratos inferior e superior), é um exemplo no qual uma comunidade de plantas (preferidas) cumpre uma funcionalidade nutricional frente aos animais, enquanto que outras (menos preferidas), são nutricionalmente marginais (McNaughton & Banyikwa 1995).

Deduz-se, por conseguinte, que o diagnóstico da tipologia funcional predominante num determinado ambiente pastoril possa ser utilizado na interpretação de quais forças estejam ali atuando e quais as suas intensidades de contribuição na composição da vegetação vigente. A partir disso, ações de manejo podem ser previstas no sentido de se conduzir a vegetação em direção a uma determinada estrutura condizente com os objetivos que se tenha para tal ambiente.

Estratégias dos animais

Em pastagens naturais, sujeitas as altas intensidades de pastejo, é comum a dominância de espécies de plantas que tenham estratégias de captura de recursos e mecanismos de escape. Dependendo da intensidade e do método de pastejo, bem como da composição florística, essa superfície dominada por vegetação rasteira é intermediada por touceiras, podendo-se observar, nestas últimas, grande variação em suas frequências, grau de agregação de manchas e localização topográfica (Carvalho *et al.* 2007b).

A influência da vegetação em duplo estrato no processo de pastejo foi abordada por Gordon (2000). O autor revisou relações planta-animal em comunidades dominadas por *Nardus stricta* e demonstrou como as características de cada estrato se inter-relacionavam para determinar o consumo e a seleção de dietas dos animais. De forma geral, a disponibilidade do estrato preferido afeta a sua própria intensidade de uso, bem como a do estrato menos preferido, indicando um alto nível da complexidade que limita, de forma geral, a experimentação e o conhecimento detalhado a respeito de tais ecossistemas.

Nesses ambientes heterogêneos tem-se observado que o processo de pastejo dos animais, nas menores escalas de decisão do pastejo, é essencialmente análogo àquele estudado em pastagens temperadas mono e bi-específicas. Por exemplo, Pinto *et al.* (2007) não encontraram correlação entre

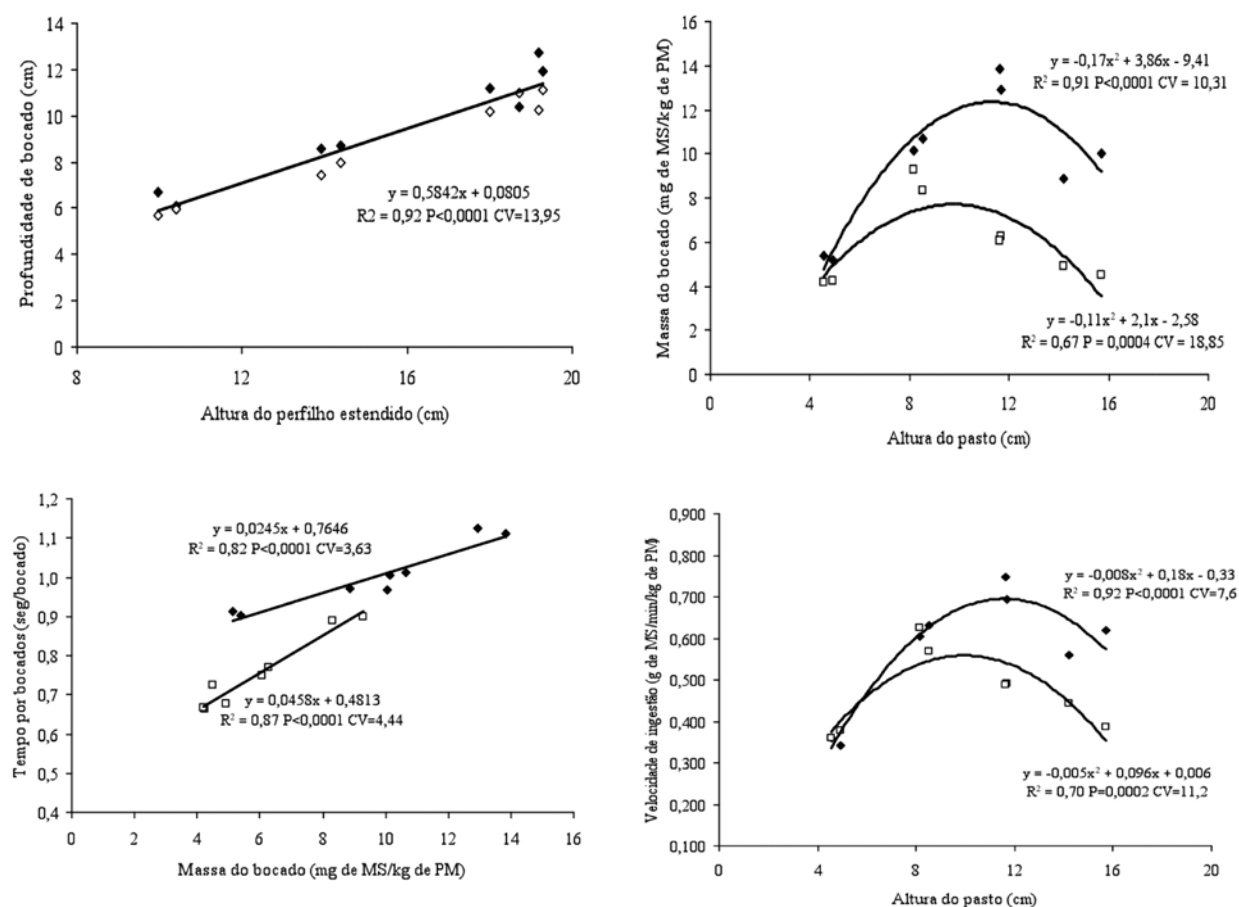


Figura 16.2 Comportamento ingestivo de terneiras (♦) e ovelhas (□) em pastagem natural (Gonçalves *et al.* no prelo-b).

o tempo de pastejo e a biomassa vegetal presente numa pastagem natural. No entanto, quando se considerou somente a biomassa do estrato inferior, o tempo de pastejo aumentava 67 minutos para cada centímetro de diminuição em sua altura.

Com enfoque no estrato preferido pelos animais, Gonçalves (2007) elaborou um protocolo reducionista e mimetizou as alturas do estrato inferior de pastagens naturais conduzidas em níveis decrescentes de intensidade de pastejo. A autora confirmou que a estrutura do pasto do estrato inferior afeta as dimensões do bocado e o processo de ingestão de forma análoga à reportada para pastos cultivados. Ao comparar ovelhas e novilhas, constatou-se que a profundidade do bocado foi independente da espécie animal, apresentando relação linear com a altura do pasto (Fig. 16.2).

Uma proporção constante de remoção de forragem foi observada, tal qual discutida por Hodgson *et al.* (1994). Na medida em que a altura do pasto é incrementada, a massa do bocado é afetada menos negativamente nos bovinos que nos ovinos, provavelmente pela maior capacidade dos primeiros em realizar movimentos mandibulares compostos em situações de elevada massa do bocado (Ungar *et al.* 2006), o que se reflete num aumento diferente do tempo por bocado quando se comparam bovinos e ovinos. Observa-se que a massa do bocado é a principal determinante da taxa de ingestão. A forte queda de ambos, a partir de uma determinada altura (em torno de 10 e 11,5 cm, respectivamente para ovinos e bovinos), reforça as observações de Silva & Carvalho (2005), segundo as quais as espécies C4 necessitam cuidadoso controle de sua estrutura.

Em ambientes pastoris dominados por espécies prostradas como estratégias de captura, os animais em pastejo alteram a dinâmica da aquisição de forragem, a forma de deslocamento e de exploração das estações alimentares. Mezzalana (2009) demonstrou que em tal situação os animais reagem aumentando o tempo total de pastejo por meio de uma diminuição no número de refeições e do aumento de sua duração. As modificações na estratégia de aquisição de forragem passam ainda pela diminuição do número de intervalos entre refeições e do ângulo do trajeto em pastejo. O aumento no tempo de pastejo é uma resposta clássica a situações de baixa oferta de forragem (Pinto *et al.* 2007), enquanto que com a diminuição do ângulo do trajeto os animais procuram abandonar mais rapidamente o sítio de pastejo limitante, na esperança de encontrar outro com mais alimento (Prache *et al.* 1998).

Gonçalves *et al.* (no prelo-a) também exploraram atributos de deslocamento e procura pela forragem comparando bovinos e ovinos. Ambos apresentaram o mesmo padrão de resposta, mas em magnitudes diferentes, como se observa na Tabela 16.2.

Em situação de estrutura de pasto limitante ao consumo, bovinos e ovinos visitam um número maior de estações alimentares, colhendo poucos bocados e permanecendo pouco tempo em cada estação, comportamento este que está de acordo com a teoria do forrageamento ótimo (Laca *et al.* 1993). Além disso, os animais se deslocam mais rapidamente, mas com menos passos entre estações alimentares, refletindo uma tentativa de aumento da taxa de encontro com estações alimentares potenciais. Este comportamento reflete, ainda, a baixa massa colhida no último bocado, anterior ao abandono da estação alimentar precedente, que não per-

▼ Tabela 16.2 | Utilização de estações alimentares por novilhas e ovelhas em pastagem natural (Gonçalves *et al.* no prelo-a).

Variáveis	Altura do pasto (cm)				Modelo*	P	R ²	CV
	04	08	12	16				
Estações alimentares por minuto								
Terneiras	13,7	9,5	7,0	8,7	Q	<0,0001	0,876	10,55
Ovelhas	19,0	7,5	9,7	11,2	Q	0,0001	0,791	18,58
Passos entre estações alimentares								
Terneiras	1,1	1,3	1,8	1,2	Q	0,0057	0,498	19,18
Ovelhas	1,1	2,4	1,6	1,2	Q	0,0009	0,620	22,15
Bocados por estação alimentar								
Terneiras	4,8	6,4	7,8	7,2	Q	0,0182	0,695	12,35
Ovelhas	4,6	8,9	8,4	7,8	Q	0,0008	0,712	13,21
Taxa de deslocamento (passos.min ⁻¹)								
Terneiras	14,5	13,0	12,0	10,5	L	0,0023	0,497	12,50
Ovelhas	20,5	17,7	15,7	14,2	L	0,0003	0,649	10,17
Tempo por estação alimentar (seg)								
Terneiras	4,3	6,4	8,7	6,9	Q	0,0006	0,788	12,92
Ovelhas	3,1	7,9	6,4	5,4	Q	0,0002	0,706	17,91

*L=Linear; Q=Quadrática

mite deslocamento eficiente (seleção de nova estação enquanto processa o último bocado da estação anterior). Essas respostas comportamentais se alteram, no sentido contrário, na medida em que as características do pasto disponível se tornam mais favoráveis, atingindo um platô que é diferente para cada espécie animal, mas cuja diferença em magnitude é muito menor do que se poderia esperar para uma vegetação com tal diversidade.

As conseqüências de um animal pastejar por mais ou menos tempo, abrangendo um maior ou menor número de sítios, é que uma estrutura horizontal se cria com o passar do tempo, onde alguns locais da pastagem apresentam uma freqüência de pastejo maior que outros (Laca 2000). Particularmente em pastejo com lotação contínua, os animais são atraídos por áreas com elevada concentração de nutrientes, e as memorizam para utilizá-las mais freqüentemente (Launchbaugh & Howery 2005). Com isto, áreas de menor atratividade são menos exploradas e uma condição de mosaico heterogêneo se estabelece na pastagem. Quando a lotação é excessiva em relação à forragem disponível nos sítios de pastejo preferenciais, um subrepastejo das espécies preferidas acaba ocorrendo em pastagens com flora complexa e algumas espécies de alto valor forrageiro podem correr risco de desaparecimento (Eggers *et al.* 2004).

Freqüentemente esse fenômeno é erroneamente interpretado como sendo uma restrição associada ao método de pastejo utilizado, gerando a impressão de que lotações contínuas sejam responsáveis pela baixa produtividade, uma interpretação equivocada que suporta paradigmas inconsistentes com relação à lotação rotacionada como sendo o melhor método de pastejo (ver discussão sobre percepção *vs.* evidência experimental em Briske *et al.* 2008).

Carvalho (2005) apresentou uma interpretação inversa à acima descrita, onde o excesso de pastejo em certas áreas da pastagem seria uma conseqüência da falta de oportunidade de seleção, e não do excesso dela. Enquanto em um primeiro momento do aparecimento da heterogeneidade, as áreas de maior visitação e aquelas de menor uso possam ser decorrência de uma elevada, mas momentânea, oferta de forragem, o uso freqüente das áreas preferidas e o aumento da rejeição das áreas não pastejadas cria, a médio e longo prazo, um cenário de elevada oferta de forragem na área total, mas oferta de forragem limitante nos sítios efetivamente utilizados. As áreas de rejeição se tornam de qualidade tão inferior, que os animais simplesmente não conseguem voltar a utilizá-las. Por não terem chance de explorarem outras áreas, como faria qualquer herbívoro em seu meio natural, os animais não encontram outra solução que não seja o pastejo permanente nas áreas possíveis de serem exploradas. Neste sentido, a afirmação de Bailey (2005) é desconcertante, pois informa que a maior parte dos problemas de manejo do pasto derivam de uma inadequada distribuição do pastejo, e não do uso de lotações animais incorretas.

Santos (2007) evidenciou que, na tentativa de aumentar a quantidade de pasto disponível aos animais, o manejador automaticamente pode promover uma considerável redução na superfície efetivamente pastoril total, pelo aumento da freqüência de espécies indesejáveis (Fig. 16.3), agregando mais um fator limitante da ingestão de forragem: a dificuldade na busca pelo alimento, discutida por (Carvalho *et al.* 2007b).

A diminuição da intensidade de pastejo nas comunidades vegetais dominadas por espécies de crescimento prostrado, com estratégias de captura, aumenta a participação de tais espécies, em termos de massa e de altura, até certo ponto, quando os padrões de desfolhação e a natureza do processo de competição muda tanto que a comunidade começa a dar lugar a outra, geralmente composta por espécies entouceiradas, com estratégias de conservação do recurso.

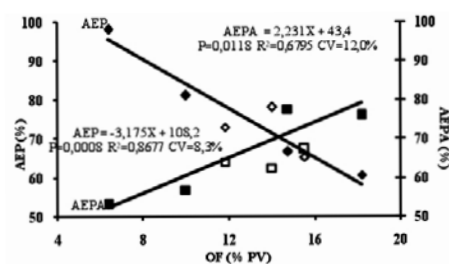


Figura 16.3 Área efetivamente pastejada (AEP, %) e área efetivamente pastejada por animal (AEPA, %) em pastagem natural manejada sob níveis fixos (■;♦) ou variáveis (□;◇) de oferta de forragem para novilhas de corte. (Santos 2007).

Esse fenômeno foi descrito por Carvalho *et al.* (2007a) como “colapso estrutural” da vegetação campestre. Quando confrontamos, por exemplo, os valores de altura do pasto que maximizam a taxa de ingestão de novilhas (Gonçalves 2007), ao redor de 12 cm, com aqueles observados por Santos (2007), é possível constatar que mesmo em situações de intensidades de pastejo baixas e moderadas, a altura do pasto não acompanha o aumento da massa de forragem no estrato efetivamente pastejado (provavelmente resultante de aumentos no teor de MS) e estabiliza aquém do ponto ótimo.

Isto indica que uma simples manipulação da intensidade de pastejo sob aquelas circunstâncias não seja suficiente para controlar o estrato inferior e gerar condições adequadas para o pastejo. Portanto, a construção de estruturas de pasto adequadas ao pastejo não é obtida unicamente via manejo da lotação animal, necessitando-se outras intervenções de manejo para criar ambientes pastoris cuja diversidade em tipos funcionais e estruturas seja compatível com metas de produção.

Assim, como assinalado previamente para as plantas, os animais também demonstram, no caso por meio de sinais comportamentais em pastejo, sinais que podem fornecer base para interpretar a riqueza de um ambiente pastoril particular e orientar ações de manejo. Neste sentido, tem sido proposta a possibilidade do incremento da produção animal em pastagens associada com a identificação e a manipulação das respostas comportamentais dos animais (Gordon & Benvenuti 2006), favorecendo a expressão de suas habilidades de pastejo, ao invés de inibi-las, pois esta é freqüentemente a consequência da maioria das intervenções antrópicas.

Considerações e perspectivas

As novas funções ambientais esperadas para as pastagens naturais devem ser levadas em conta pelas políticas públicas, revisando e adaptando legislações pertinentes. Este é um desafio para países em desenvolvimento, onde as pastagens naturais são vistas como sistemas extensivos, e a intensificação é o foco principal na pesquisa. A obtenção e manutenção de satisfatória rentabilidade no campo estão na dependência da correta utilização dos recursos naturais, e isso passa, invariavelmente, por um redirecionamento no meio científico.

Segundo Oom *et al.* (2002), o manejo de vegetações complexas como as pastagens naturais requer diferentes estratégias para diferentes objetivos de manejo. Produção animal sustentável requer o balanço entre comunidades de plantas preferidas e não-preferidas que sejam favoráveis aos herbívoros e outros animais (Archer 1996), enquanto que a conservação natural é o principal foco para manter ou aumentar a fauna e a flora nativas. Entretanto, o limitado conhecimento da complexidade destes ecossistemas pode levar as estratégias de manejo inapropriadas, determinando o surgimento de degradação, perda de biodiversidade e produtividade. Os problemas provenientes da exploração inadequada dos recursos naturais ocorrem mundialmente e podem apresentar impactos negativos nas decisões de consumo da sociedade.

Como exemplo, a fim de prevenir o declínio em biodiversidade causada pelo pastejo, a União Européia e o Governo do Reino Unido têm estimulado redução nas lotações de ovinos e a extensificação dos sistemas. Ainda no caso Europeu, grande

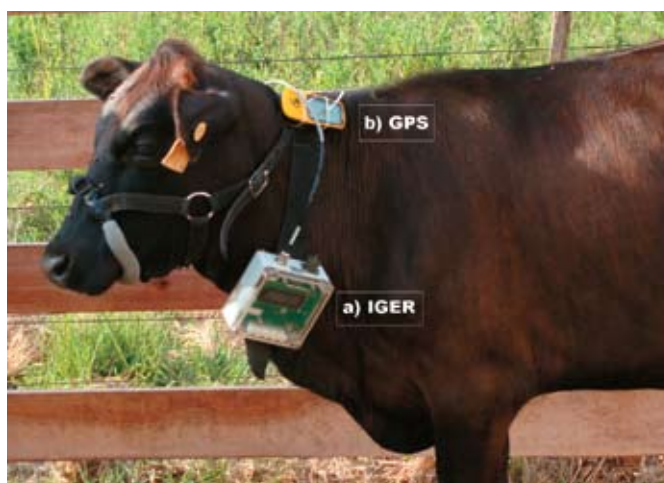


Figura 16.4 Novilha equipada com registrador de ações do comportamento ingestivo (a. *Iger Behaviour Recorder*) e com GPS acoplado ao buçal para monitorar o deslocamento (b. *Global Positioning System*). Grupo de Estudo em Ecologia do Pastejo, UFRGS, Eldorado do Sul, RS, Brasil, 2009.

Recorder (Fig. 16.4) – para monitorar ações de ingestão/ruminação; receptores de sinais de satélites – *Global Positioning System* (Fig. 16.4) – para mapeamento dos sítios de pastejo (Fig. 16.5) e de sua exploração pelos animais (Fig. 16.6), bem como o aprimoramento de metodologias de avaliação da estrutura espacial da vegetação (Fig. 16.7), têm permitido progressos relevantes que, num curto prazo, aportarão subsídios para inferências mais precisas acerca do manejo da lotação e utilização sustentável das pastagens naturais. Por último, a pesquisa científica tem cumprido sua função de manter-se na vanguarda dos acontecimentos, muito embora a riqueza de informações e de conhecimentos gerados seja, na maioria das vezes, pouco utilizada como alicerce a políticas públicas relacionadas ao dilema **preservação versus produtividade** em ecossistemas de pastagens naturais.

Referências

- Ansquer P., Theau J.P., Cruz P., Viegas J., Al Haj Khaled R. & Duru M. 2004. Characterization of the functional diversity in native grasslands. A step in the process of building tools to manage vegetations with high number of species. *Fourrages* 179: 353-368.
- Archer S. 1996. Assessing and interpreting grass-woody plant dynamics In: *The ecology and management of grazing systems* (eds. Hodgson J & Illius AW). CAB International, pp. 101-134.
- Bailey D.W. 2005. Identification and creation of optimum habitat conditions for livestock. *Rangeland Ecology and Management* 58: 109-118.
- Berreta E.J. & Nascimento Jr. D. 1991. *Glosario estructurado de términos sobre pasturas y producción animal IICA* (Inter-American Institute for Cooperation on Agriculture), Montevideo.
- Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre, Argentina, Buenos Aires.
- Briske D.D. & Heitschmidt R.K. 1991. An ecological perspective. In: *Grazing management, an ecological perspective* (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press, Portland Oregon, pp. 11-26.
- Carvalho P.C.F. 2005. O manejo da pastagem como gerador de ambientes pastoris adequados à produção animal. In: *Simpósio sobre manejo de pastagens* (Anais...). FEALQ, pp. 7-31.
- Carvalho P.C.F., Paruelo J. & Ayala W. 2008. Estado Actual y Perspectivas del Bioma Campos. In: *Bioma Campos: Innovando para Mantener su Sustentabilidad y Competitividad*. Tradinco, Montevideo, pp. 29-40.
- Carvalho P.C.F., Santos D.T. & Neves F.P. 2007a. Oferta de forragem como condicionadora da estrutura do pasto e do desempenho animal. In: *Sustentabilidade Produtiva do Bioma Pampa*. Gráfica Metrópole Ltda, Porto Alegre, pp. 23-60.
- Carvalho P.C.F., Trindade J.K., Macari S., Fischer V., Poli C.H.E.C. & Lang C.R. 2007b. Consumo de forragens por bovinos em pastejo. In: *Produção de Ruminantes em Pastagens* (eds. Pedreira CGS, Moura JCD, Silva SCd & Faria VPd). FEALQ, Piracicaba, pp. 177-218.
- Conner J.R. 1991. Social and economical influences on grazing management. In: *Grazing Management: an Ecological Perspective* (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press, Oregon, pp. 191-199.
- Costa F.P. & Rehman T. 1999. Exploring the link between farmers' objectives and the phenomenon of pasture degradation in the beef production systems of Central Brazil. *Agricultural Systems* 61: 135-146.
- Costa F.P. & Rehman T. 2005. Unravelling the rationale of "overgrazing" and stocking rates in beef production systems of Central Brazil using a bi-criteria compromise programming model. *Agricultural Systems* 83: 277-295.
- Cruz P., Duru M., Therond O. et al. 2002. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. *Fourrages* 172: 335-354.
- De Haan C. 1997. Balancing livestock and environment: the grazing system. In: (Eds.), *Living with the Environment: Finding the Balance* (eds. De Haan C, Steinfeld H & Blackburn H). Wrenmedia, United Kingdom.
- Diaz S. & Cabido M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem process. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 646-655.
- Diaz S., Noy-Meir I. & Cabido M. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal Applied Ecology* 38: 497-508.
- Dikman J. 1998. Carrying capacity: outdated concept or useful livestock management tool? Overseas Development Institute. <http://www.odi.org.uk/pdn/drought/dijkman.html>
- Duru M., Cruz P. & Magda D. 2004. Using plant traits to compare sward structure and composition of grass species across environmental gradients. *Applied Vegetation Science* 07: 11-18.
- Eggers L., Cadenazzi M. & Boldrini I.I. 2004. Phyllochron of *Paspalum notatum* FL AND *Coelorhachis selloana* (HACK.) CAMUS in natural pasture. *Scientia Agricola* 61: 353-357.
- Gärdenfors U. 2005. *Roödlstade arter i Sverige 2005 (The 2005 Red List of Swedish Species)*. ArtDatabanken, Uppsala.
- Garnier E., Cortez J., Billès G., Navas M.-L., Roumet C., Debussche M., Laurent G., Blanchard A., Aubry D., Bellmann A., Neill C. & Toussaint J.-P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630-2637.
- Gonçalves E.N. 2007. *Comportamento ingestivo de bovinos e ovinos em pastagem natural da Depressão Central do Rio Grande do Sul*. Doutorado Faculdade de Agronomia – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 127.
- Gonçalves E.N., Carvalho P.C.F., Kunrath T.R., Simon L., Carassai I.J., Bremm C. & Fisher V. no prelo-a. Relações planta-animal em ambiente pastoril heterogêneo: padrões de deslocamento e uso de estações alimentares. *Revista Brasileira de Zootecnia*. no prelo.
- Gonçalves E.N., Carvalho P.C.F., Kunrath T.R., Simon L., Carassai I.J., Bremm C. & Fischer V. no prelo-b. Relações planta-animal em ambiente pastoril heterogêneo: processo de ingestão de forragem. *Revista Brasileira de Zootecnia*. no prelo.
- Gordon I.J. 2000. Plant-animal interactions in complex plant communities: from mechanism to modelling. In: *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson J, Moraes Ad, Nabinger C & Carvalho PCdF). CAB International, pp. 191-207.
- Gordon I.J. & Benvenutti M. 2006. Food in 3D: how ruminant livestock interact with sown sward architecture at bite scale. In: *Feeding in domestic vertebrates: from structure to behavior* (ed. Bels V). CAB International, pp. 263-277.
- Goret T. 2005. *Influence de l'intensité de pâturage et de la richesse du sol sur la biodiversité des prairies naturelles du Campos au sud du Brésil*. Université Catholique de Louvain, 151 p.

- Halford M. et al. 2008. Long-term impact of cattle grazing on the botanical composition and the vegetation dynamic of the natural pastures of the Pampa biome (Southern Brazil). *Rangeland Ecology and Management*.
- Hanselka C.W. & Landers Jr. R.Q.J. 1993. Why stocking rate decisions are important – an overview. In: *Managing Livestock Stocking Rates on Rangeland* (eds. Cox JR & Cadenhead JF). Texas A&M University, Texas, pp. 2-9.
- Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 15-22.
- Heitschmidt R.K. & Taylor Jr. R.L. 1991. Livestock production. In: *Grazing Management: an Ecological Perspective* (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press, Oregon, pp. 161-177.
- Hester A.J. & Baillie G.J. 1998. Spatial and temporal patterns of heather use by sheep and red deer within natural heather/grass mosaics. *Journal Applied Ecology* 35: 772- 784.
- Hester A.J., Gordon I.J., Baillie G.J. & Tappin E. 1999. Foraging behaviour of sheep and red deer within natural heather/grass mosaics. *Journal Applied Ecology* 36: 133-146.
- Hodgson J., Clark D.A. & Mitchell R.J. 1994. Foraging behavior in grazing animals and its impact on plant communities. In: *Forage quality, evaluation and utilization – National Conference on Forage Quality* (ed. Fahey GC). American Society of Agronomy, Lincon, pp. 796-827.
- Holland J.P., Waterhouse A., Robertson D. & Pollock M.L. 2008. Effect of different grazing management systems on the herbage mass and pasture height of a *Nardus stricta* grassland in western Scotland, United Kingdom. *Grass and Forage Science* 63: 48-59
- IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE. <http://www.ibge.gov.br>
- IBGE 2006. Censo agropecuário 1995-1996. IBGE. <http://www.ibge.gov.br>
- Ihse M. 1995. Swedish agricultural landscapes: patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31: 21-37.
- INTA 1977. Tipos de pasturas naturales en el Centro-Sur de Corrientes. In: *Noticias y Comentarios*. INTA, Mercedes, Corrientes, pp. 1-5.
- Kawamura K., Akiyama T., Yokota H., Tsutsumi M., Yasuda T., Watanabe O. & Wang S. 2005. Quantifying grazing intensities using geographic information and satellite remote sensing in the Xilingol steppe region, Inner Mongolia, China. *Agriculture Ecosystem and Environment* 107: 83-93.
- Kleijn D. & Sutherland W.J. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *J Appl Ecology* 40: 947-969.
- Laca E.A. 2000. Modelling spatial aspects of plant-animal interactions. In: *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson J, Moraes Ad, Nabinger C & Carvalho PCdF). CAB International, pp. 209-231.
- Laca E.A., Demment M.W., Distel R.A. & al. e. 1993. A conceptual model to explain variation in ingestive behavior within a feeding patch. In: *International Grassland Congress*. Palmerston North, pp. 710-712.
- Launchbaugh K.L. & Howery L.D. 2005. Understanding landscape use patterns of livestock as a consequence of foraging behavior. *Rangeland Ecology and Management* 58: 99-108.
- Lavorel S. & Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem function from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Maraschin G.E. 2001. Production potential of South American grasslands. In: *International Grassland Congress* (eds. Gomide JA, Mattos WRS & Silva SCd). FEALQ, São Paulo, pp. 5-15.
- McNaughton S.J. & Banyikwa F.F. 1995. Plant communities and herbivory. In: *Serengeti II. Dynamics, management, and conservation of an ecosystem* (eds. Sinclair ARE & Arcese P). Univ. of Chicago Press, Chicago, pp. 49-70.
- Mezzalana J.C. 2009. *O manejo do pastejo em ambientes pastoris heterogêneos: comportamento ingestivo e produção animal em distintas ofertas de forragem*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia – PPG Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 159.
- MMA 2005. Lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. MMA, Brasília.
- Neves F.P. 2008. *Estratégias de manejo da oferta de forragem em pastagem natural: estrutura da vegetação e a recria de novilhas*. Mestrado em Zootecnia, Faculdade de Agronomia – PPG Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 179.
- Oom A.S.P., Hester A.J., Elston D.A. & Legg C.J. 2002. Spatial interaction models: from human geography to plant-herbivore interactions. *Oikos* 98: 65-74.
- Oom A.S.P., Sibbald M., Hester A.J., Miller D.R. & Legg C.J. 2008. Impacts of sheep grazing a complex vegetation mosaic: Relating behaviour to vegetation change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 219-228.
- Pärtel M. & Zobel M. 1999. Small-scale plant species richness in calcareous grasslands determined by the species pool, community age and shoot density. *Ecography* 2: 153-159.
- Pihlgren A. & Lennartsson T. 2008. Shrub effects on herbs and grasses in semi-natural grasslands: positive, negative or neutral relationships? *Grass and Forage Science* 63: 9-21.
- Pinto C.E., Carvalho P.F.C., Frizzo A., Fontoura Júnior J.A., Nabinger C. & Rocha R. 2007. Comportamento ingestivo de novilhas em pastagem nativa no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Zootecnia* 36: 319-327.
- Pontes L.S. 2006. *Diversité fonctionnelle des graminées prairiales: conséquences pour la productivité et pour la valeur nutritive*. PhD Thesis Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand.
- Prache S., Gordon I.J. & Rook A.J. 1998. Foraging behaviour and diet selection in domestic herbivores. *Annales de Zootechnie* 48: 1-11.
- Quadros F.L.F., Cruz P., Theu J.P., Duru M., Frizzo A., Carvalho P.C.F. & Trindade J.P.P. 2006. Uso de tipos funcionais de gramíneas como alternativa de diagnóstico da dinâmica e do manejo de campos naturais. In: *Reunião anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. Sociedade Brasileira de Zootecnia, João Pessoa, pp. 1-4.
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., Wallis De Vries M.F., Parente G. & Mills J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119: 137-150.
- Santos D.T. 2007. *Manipulação da oferta de forragem em pastagem natural: efeito sobre o ambiente de pastejo e o desenvolvimento de novilhas de corte*. Tese de Doutorado, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 259.
- SEBRAE/FARSUL/SENAR 2005. *Diagnóstico de sistemas de produção da bovinocultura de corte do Estado do Rio Grande do Sul*. Relatório de Pesquisa, IEPE/UFRGS, Porto Alegre, 265 p.
- Silva S.C.d. & Carvalho P.F.C. 2005. Foraging behaviour and intake in the favourable tropics/sub-tropics. In: *Grassland: a global resource* (ed. McGilloway DA). Academic Publishers: Wageningen, pp. 81-95.
- Soares A.B. 2003. Herbage allowance and species diversity on native pasture. *African Journal of Range and Forage Science* 20: 134.
- Sosinski E.E. & Pillar V.D. 2004. Respostas de tipos funcionais de plantas à intensidade de pastejo em vegetação campestre. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39: 1-9.
- Stanners D. & Bordeau P. 1995. *Europe's environment. The Dobris assessment*. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

- Stuth J.W. 1991. Foraging Behavior. In: *Grazing management: an ecological perspective*. (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press: Oregon, pp. 65-83.
- Tamminga S. 2003. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production. *Livestock Production Science* 84: 101-111.
- Ungar E.D. & al. e. 2006. The Implications of compound chew-bite jaw movements for bite rate in grazing cattle. *Applied Animal Behavior Science* 98: 183-195.
- Van Der Sluijs D.H. 1971. Native grasslands of the Mesopotâmia region of Argentina. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 19: 3-22.
- Weibull A.C.E. & Östman Ö. 2003. Species composition in agroecosystems: the effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4: 349-361.
- Westoby M., Falster D.S., Moles A.T., Vesk P.A. & Wright I.J. 2002. Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 125-159.
- Wright I.J. et al. 2005. Assessing the generality of global leaf traits relationships. *New Phytologist* 166: 485-496.
- Wright I.J., Reich P.B., Westoby M., Ackerly D.D., Baruch Z., Bongers F., Cavender-Bares J., Chapin T., Cornelissen J.H.C., Diemer M., Flexas J., Garnier E., Groom P.K., Gulias J., Hikosaka K., Lamont B.B., Lee T., Lee W., Lusk C., Midgley J.J., Navas M.-L., Niinemets U., Oleksyn J., Osada N., Poorter H., Poot P., Prior L., Pyankov V.I., Roumet C., Thomas S.C., Tjoelker M.G., Veneklaas E.J. & Villar R. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428.
- Ziller S.R. 2005. Brazil. In: *Invasive alien species in South America* (eds. Ziller SR, Reaser JK, Neville LE & Brand K). The Global Invasive Species Programme, pp. 43-49.
- Zorzetto R. 2008. Mais verde do que imaginávamos. FAPESP. (19/03/2008).



Paulo Carvalho. Vacas equipadas na EEA da UFRGS em Eldorado do Sul, RS.



Capítulo 17

Ovinocultura no bioma Pampa

César Henrique Espírito Candal Poli^{1,2}, Felipe Jochims³,
Alda Lucia Gomes Monteiro⁴ & Paulo César de Faccio Carvalho¹

A ovinocultura tem uma importante participação no sistema produtivo do Rio Grande do Sul, principalmente na região do bioma Pampa (classificação brasileira de biomas, IBGE 2004). Se compararmos com outros Estados da Federação, a produção de ovinos é um diferencial importante na economia e na atividade agropecuária do Estado, que atualmente, apresenta a maior população de ovinos do Brasil, contando com um rebanho de aproximadamente 3,8 milhões de cabeças (IBGE 2004). Essa população representa ao redor de 28% do rebanho nacional. Entretanto, dados do Departamento de Produção Animal/ Serviço de Epidemiologia e Estatística do RS (SAA-RS 2005) estima a população de ovinos em 3.319.902 animais, sendo 1.790.904 ovelhas em 40.589 propriedades, gerando um rebanho médio de 82 animais por propriedade, com média de 44 matrizes. Conforme comunicação pessoal da SAA-RS, aproximadamente metade dos criadores são produtores direcionados para a produção de carne e a outra metade são produtores preferenciais de lã.

Grande parte dessa população de ovinos encontra-se no bioma Pampa (aproximadamente 70% - IBGE 2006, Comunicação pessoal SAA-RS), localizado na região do Centro-Sul do Rio Grande do Sul. As cidades com maior concentração de animais estão próximas da fronteira com o Uruguai e Argentina (conforme SAA-RS, 2005) e são: Livramento, Alegrete e Uruguaiana (Tab. 17.1).

O Rio Grande do Sul tem tradição na atividade, entretanto grande parte das propriedades de ovinos apresentam animais de baixo padrão zootécnico e baixíssimo nível tecnológico, subestimando o campo natural como fonte de nutrientes, favorecendo a ocorrência de infecções parasitárias, ou como atividade secundária à exploração de outras atividades.

Apesar de algumas propriedades atingirem bons índices de produtividade, os índices médios do Estado são baixos. O RS apresenta índice médio de desmame de 60-65%, de taxa de natalidade abaixo de 80% e de mortalidade de cordeiros de 20%, (Pereira Neto 2004).

Foto de abertura: Carlos Nabinger. Ovelhas e ovelheiro.

¹ Professor Adjunto Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

² Endereço para correspondência: Cx Postal 15.100 – Depto de Zootecnia CEP 91540-000 Porto Alegre – RS. E-mail: cesar.poli@ufrgs.br

³ Aluno Doutorado Programa de Pós-Graduação em Zootecnia UFRGS

⁴ Professora Adjunta Universidade Federal do Paraná

Diversos fatores favorecem os baixos índices produtivos da ovinocultura em campo nativo, entre eles a baixa qualidade genética dos animais, a sanidade do rebanho, manejos inadequados e principalmente a baixa produtividade forrageira. Essa baixa produção líquida do campo natural se dá, principalmente, devido a problemas associados ao manejo da desfolha, por meio de cargas muito elevadas.

Dentro desta realidade, Ribeiro (2003) caracteriza os ovinocultores da região ecológica do Sul do Rio Grande do Sul (região do bioma Pampa) em dois grandes grupos: produtores patronais, que têm na ovinocultura uma atividade que compõe o sistema de produção em conjunto com os bovinos de corte e alguma agricultura, e os produtores familiares, que se dedicam à ovinocultura como uma atividade importante do seu sistema de produção como fonte de proteína animal. Conforme Ribeiro (2003), no grupo de pecuaristas patronais, a ovinocultura tem diminuído significativamente sua importância econômica, passando a ser uma atividade secundária. Nesse caso, os ovinos servem para a alimentação das pessoas que residem na propriedade rural. No entanto, existem variações importantes dentro da classificação feita por Ribeiro (2003), com a presença de grandes produtores onde a ovinocultura é uma importante fonte de renda do produtor, mas são em número bem menor que nas décadas de 60 a 80. Por outro lado, Ribeiro (2003) estima um número aproximado de 10.000 pecuaristas familiares na Região da Campanha e Fronteira Oeste do RS (região do bioma Pampa), abrangendo a maioria dos rebanhos do Estado.

▼ Tabela 17.1 | Municípios do Rio Grande do Sul com maior população de ovinos (todos os municípios estão localizados no bioma Pampa)

Município	Total Ovinos	Nº de Propriedades
Santana do Livramento	381991	1305
Alegrete	255570	3271
Uruguaiana	170159	558
Quarai	164937	622
São Gabriel	154906	846
Dom Pedrito	137425	755
Lavras do Sul	125854	460
Herval	110391	786
Pinheiro Machado	110182	697
Rosário do Sul	88275	931
Piratini	87420	1271
Bagé	77890	515
São Borja	70874	530
Caçapava do Sul	62839	1014
Encruzilhada do Sul	62212	1104
Jaguarão	60655	284
Total do Estado	3.319.902	40.589

Fonte: Serviço de Epidemiologia e Estatística/Departamento de Produção Animal/ Secretaria da Agricultura e Abastecimento do RS, Dados 2005 (SAA-RS 2005).

Produção de ovinos em Campo nativo do bioma Pampa

Vários trabalhos de pesquisa realizados no Rio Grande do Sul demonstram o potencial de produção animal em pastagem natural (Barcellos *et al.* 1980, Moojen & Maraschin 2002, Rizo *et al.* 2004) por meio da utilização de diferentes formas de manejo como distintos níveis de oferta de forragem, melhoramento por meio de adubações e introdução de espécies de estação fria. Entretanto, esses trabalhos foram conduzidos em sua maioria com bovinos, e são escassos os trabalhos realizados com ovinos, visando avaliar o potencial de produção animal em pastagens naturais.

Dos poucos trabalhos realizados com ovinos em campo nativo, uma boa parte deles utilizou cordeiros “ao pé da mãe”. Siqueira *et al.* (1984), por exemplo, estudaram o desempenho de cordeiros da raça Ideal e cruzas Texel x Ideal, criados em pastagem nativa com suas respectivas mães e observaram nos cordeiros machos valores de ganho médio diário de peso (GMD) de 89g nos animais puros e 76g nos animais cruzados. Selaive-Villaroel *et al.* (1997), por sua vez, avaliaram o desenvolvimento e a produção de cordeiros da raça Corriedale ao pé da mãe, fazendo uma comparação entre a pastagem nativa e uma pastagem cultivada de azevém e trevo branco e observaram GMD de 146g na pastagem cultivada e 122g na pastagem nativa.

Quando os cordeiros ainda são lactantes, o seu desempenho depende principalmente da nutrição adequada da ovelha. Os valores encontrados pelos autores citados são relativamente baixos para esta fase do animal, o que pode estar demonstrando que a pastagem nativa não supriu as necessidades das ovelhas na fase de lactação, o que ocorre normalmente quando o animal não consegue atingir o consumo mínimo de nutrientes durante o dia. Estes valores possivelmente podem ser aumentados

somente com um ajuste da carga animal, disponibilizando mais forragem a ovelha, para que esta possa exercer uma maior seletividade frente ao campo nativo. Neste contexto, se torna relevante os aspectos relacionados com a quantidade de pasto ofertado, assim como a forma que essa forragem é apresentada aos animais (altura, massa de forragem), pois são esses fatores, que em última análise, determinam a velocidade de obtenção de nutrientes (Carvalho *et al.* 2001).

Muitos trabalhos têm demonstrado que ofertas de forragem moderadas são mais vantajosas, tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. Com oferta de forragem moderada, obtêm-se expressivos ganhos de peso por animal e por área, e ainda a diversidade de espécies vegetais desejáveis ao pastejo é aumentada. Dados obtidos de experimentos de longo tempo tem demonstrado que a produção de peso vivo pode até ser triplicada, em relação a média do estado, tão somente pelo ajuste de carga animal em épocas estratégicas (Nabinger *et al.* 2006).

Nesse sentido, o ajuste de carga tem um efeito importante na estrutura da pastagem, e essa no consumo dos animais. Gonçalves (2007) recentemente desenvolveu uma tese esclarecedora em relação ao efeito da estrutura do campo natural na taxa de consumo de forragem. Gonçalves (2007) trabalhou em pequena escala, utilizando campo nativo previamente roçado, com predominância de *Paspalum notatum* e *Axonopus affinis*. Verificou, então, que ovelhas pastejando áreas de campo nativo com mais de 10 cm de altura reduziram a sua velocidade de ingestão. Essa redução da velocidade de ingestão é explicada pela redução do tamanho do bocado em função da baixa densidade do pasto. Então, além da redução do consumo devido à profundidade do bocado, como descrito em diversos trabalhos (Chacon & Stobbs 1976, Carvalho 1997, Roman 2006), a densidade da pastagem no campo natural é um importante determinante da área do bocado de ovinos. A baixa densidade de folhas em uma pastagem com baixa relação folha/colmo pode, portanto, reduzir a velocidade de ingestão e, conseqüentemente, o consumo dos animais.

É necessário um maior conhecimento das interações entre plantas e animais na pastagem nativa. Os ovinos são animais extremamente seletivos e quando a procura pelo alimento de sua preferência se torna muito custosa, os animais geralmente selecionam menos e ingerem o que está mais perto e a uma maior velocidade (Roguet *et al.* 1998), não ingerindo os nutrientes necessários. Cortes *et al.* (2005) citam que ao aumentar a possibilidade de seleção da dieta, os ovinos aumentam significativamente a ingestão de matéria seca em até 17%. Além disso, o simples ajuste de lotação possibilita um aumento das espécies de bom valor forrageiro, o que vai refletir diretamente no desempenho dos animais.

São muito escassos os trabalhos onde foram utilizados cordeiros desmamados em campo nativo. Almeida (2004) avaliou o desempenho de cordeiros desmamados da raça Ideal e cruza Ideal x Border Leicester em pastagem natural + suplemento, e em pastagem cultivada azevém + trevo vermelho + cornichão com e sem suplementação. Ele observou valores de GMD de 211g para os animais em pastagem nativa com suplementação, e 273g e 243g para os animais mantidos em pastagem cultivada com suplemento e sem suplemento respectivamente. Um outro trabalho de avaliação de cordeiro desmamado foi desenvolvido no Uruguai. Montossi *et al.* (2003), trabalhando em dois tipos de melhoramento de campo nativo com trevo branco + cornichão e somente cornichão obteve GMD de 196g no melhoramento com TB + C e GMD de 212g no campo melhorado somente com cornichão.

Mais recentemente, David (2009) desenvolveu uma dissertação de mestrado avaliando o desempenho e o comportamento ingestivo de borregas em campo nativo da Depressão Central do RS, recebendo níveis de suplementação, em relação ao seu requerimento alimentar, durante o inverno. Obteve-se ganho lineares a medida que aumentava a suplementação. Os GMDs variaram de 20g/dia a 168g/dia, sem e com 100% do requerimento de energia e proteína metabolizável atendida via suplementação concentrada, respectivamente. Concluiu-se que a suplementação com concentrado em campo nativo de baixa qualidade tem pouca influência no comportamento seletivo dos animais, mas tem um importante papel no tempo de pastejo, o que provavelmente esteja ligado à quantidade

de forragem ingerida. Os animais menos suplementados gastaram muito mais tempo pastejando que animais não suplementados. Torna-se claro, então, a necessidade de serem realizados mais experimentos com ovinos em pastagens naturais para desvendar os diferentes efeitos do manejo tanto no animal como na vegetação.

Alguns programas de incentivo do Governo do RS têm sido anunciados nesta fase de retomada da ovinocultura no Estado do RS. Em junho de 2003, foi instalada a Câmara Setorial da Ovinocultura, tendo como uma das missões de organizar e promover o desenvolvimento da cadeia produtiva. Em julho de 2004, foi lançado o Programa de Desenvolvimento da Ovinocultura do RS (Silveira 2005). Um outro projeto importante que beneficia também a ovinocaprinocultura é o projeto “Juntos para Competir” que é uma iniciativa do SEBRAE-RS, junto com a Federação de Agricultura do Rio Grande do Sul (FARSUL) e Serviço Nacional de Aprendizagem Rural do Estado (SENAR-RS). Mais recentemente está se implantando na região do bioma Pampa (Fronteira Oeste do RS), através de demanda levantada pelos Conselhos Regionais de Desenvolvimento, um projeto de Arranjo Produtivo Local (APL) da Ovinocultura de corte. Além disso, a Universidade Federal do Rio Grande do Sul e a FEPAGRO inauguraram em junho de 2009 um Centro de Pesquisa, Ensino e Desenvolvimento da Ovinocultura, em Viamão, com o objetivo de desenvolver pesquisa e treinamento de alunos e produtores vinculados à ovinocultura.

Diante disto, é necessário enfatizar que a condição atual demonstra a existência de vários desafios a serem suplantados na produção de ovinos no Pampa, ressaltando entre eles: a falta de pesquisa nesse ambiente; a ineficiente organização e gestão da cadeia produtiva; a postura não empresarial por parte do ovinocultor; a reduzida disponibilidade de mão de obra qualificada, além da necessidade de treinamento de técnicos e especialistas para atuarem no setor.

Esses vários desafios a serem suplantados devem-se, em grande parte, ao fato da mudança no objetivo de produção da ovinocultura de lã para a ovinocultura de carne não ser acompanhada pela mudança de mentalidade do produtor da região do bioma Pampa. Existe uma forte influência da cultura e tradição no desempenho da cadeia. Conforme Silveira (2005), esse fato limita a percepção dos agentes da cadeia em relação às inovações tecnológicas, às tendências de gestão e ao mercado. O que ocorre nessa região é que os produtores ficam limitados a uma visão restrita da sua atividade ou apenas da cadeia na sua região, sem vislumbrar as oportunidades existentes de mudanças necessárias para aproveitá-las (Silveira 2005). Para melhor compreensão da realidade serão caracterizadas, a seguir, a ovinocultura para lã e para carne na região do bioma Pampa.

Ovinocultura para lã no bioma Pampa

Durante o século passado, a ovinocultura passou por períodos de progressos e crises. As décadas de 40, 50 e 60 ficaram marcadas pela ascensão da atividade onde a lã era considerada o “Ouro Branco” do Estado, tornando-se a maior riqueza existente nos campos gaúchos e sustentando todas as despesas das propriedades. Os períodos de crise vieram a partir dos anos 70 com o apoio maciço do governo para a agricultura. Nas décadas subseqüentes, a atividade sofreu com o fechamento das cooperativas, o fim do crédito subsidiado e a crise da lã no mercado internacional devido, principalmente, aos grandes estoques de lã na Austrália (Bofill 1996).

Nocchi (2001) ressalta que outros fatores durante a década de 90 também influenciaram na desvalorização da lã, como o colapso da URSS e a crise econômica na Europa Ocidental e na Ásia, que reduziram a demanda de lã no mercado internacional. O público consumidor de tecidos começou a mudar seus hábitos, deslocando seu consumo para confecções de algodão, sintéticos e misturas de fibras, instalando dessa forma, a crise mundial no setor. Esse cenário fez com que muitos produtores deixassem a atividade, causando a redução drástica no rebanho ovino (Bofill 1996).

No Brasil, a trajetória do setor ovino iniciou-se principalmente pelo Estado do RS, formado fortemente pelas raças laneiras Merino e Ideal, e especialmente pela raça Corriedale, de produção

mista carne-lã. A ARCO, hoje Associação Brasileira de Criadores de Ovinos, fundada em 1942 no RS, exerceu forte influência na ovinocultura nacional nos anos 70. Nesse período realizou-se trabalhos de seleção que, aliados a esclarecimentos sobre nutrição e sanidade, elevaram a produção média de lã de 1,5 kg nos anos 40 a 3,0 kg na década de 90. Assim, o primeiro programa nacional de melhoramento de ovinos, o PROMOVI (Programa de Melhoramento Genético dos Ovinos) teve alcance simplesmente regional, mas proporcionou um importante impacto na região do bioma Pampa. Conforme Moraes (2000), o PROMOVI avaliou dentro de fazendas, mais de 30 mil reprodutores para lã e carne entre os anos de 1977 e 1995.

Com a grave crise mundial da lã, nos anos 80 e 90, muitos produtores tentaram se prevenir mantendo seus rebanhos (Corriedale, principalmente) num misto entre a volta da produção laneira e a mudança para a carne. A crise foi seguida de uma ligeira recuperação, e logo depois, forte agravamento, com o fechamento de grandes e tradicionais cooperativas de produtores de lã. Verificou-se, entre 1990 e 1998, queda de 50% da produção de lã nacional, marcada principalmente pela redução da produção no Estado Gaúcho (IBGE 2001). Na década de 80, havia 24 cooperativas de lã associadas à Federação das Cooperativas de Lã (FECOLÃ) no RS e atualmente apenas três cooperativas de lã estão em atuação, entre elas a Cooperativa Mauá, em Jaguarão, a Cooperativa Tejupá, em São Gabriel, e a Cooperativa de Lãs de Quaraí. Essas três cooperativas estão instaladas e englobam basicamente produtores da região do bioma Pampa. Além dessas cooperativas, existem várias barracas (mercado que compra e vende lã) na fronteira sudoeste do RS. Na Tabela 17.2, apresenta-se informações do IBGE (2001) sobre a produção de lã nos municípios do Estado.

▼ Tabela 17.2 | Produção anual de lã e produtividade por ovino tosquiado, nos principais municípios produtores, no Rio Grande do Sul e no Brasil.

Municípios	Ovinos Tosquiados (cab)	Lã (kg)	Lã (%RS)	Lã (%BR)	Produtividade (kg lã/ovino)
Santana do Livramento	480.000	1.536.000	13,8	12,71	3,20
Alegrete	243.676	799.257	7,18	6,62	3,28
Uruguaiana	200.910	699.166	6,28	5,79	3,48
Quaraí	181.766	579.833	5,21	4,8	3,19
Dom Pedrito	176.600	529.800	4,76	4,39	3,00
Rosário do Sul	148.361	459.900	4,13	3,81	3,09
São Gabriel	150.450	406.215	3,65	3,36	2,70
Herval	97.782	316.036	2,84	2,62	3,23
Piratini	109.642	314.181	2,82	2,60	2,86
Lavras do Sul	97.374	294.783	2,65	2,44	3,02
Sub-total	1.886.561	5.935.171	53,32	49,13	3,14
Rio Grande do Sul	3.748.367	11.131.374	100,0	92,14	2,96
Brasil	4.188.805	12.080.553		100,0	2,88

Fonte: IBGE/Produção Pecuária Municipal, 2001. Elaborado por SAA/CEPA/RS.

A lã da raça Corriedale tem grande importância nesse mercado. Ainda hoje é a raça mais numerosa do Estado, responsável por 65% da lã processada pela Paramount Lansul (Revista-Globo-Rural 2006). O RS comercializa, conforme comunicação pessoal da Fecolã, em torno de 9.000 toneladas de lã por ano.

O mercado sulino ainda utiliza critérios tradicionais de classificação para a lã. Raras vezes se utilizam medidas objetivas de diâmetro da fibra; utiliza-se muitas vezes o número de ondulações na mechas de lã, ou ainda, negocia-se o preço conforme a raça do rebanho esquilado (Oliveira & Alves 2003). A falta de medidas objetivas de avaliação certamente tem limitado o incremento da qualidade do produto pelo produtor.

Ovinocultura para carne no bioma Pampa

Devido à crise da lã (descrito acima), ocorreram mudanças nos objetivos de produção ovina no RS. As raças especializadas em produção de carne começaram a ser introduzidas e a estabilização econômica do Plano Real e suas consequências no mercado interno trouxeram consigo o aumento no

consumo de carne ovina. Dessa forma, com melhores remunerações que a lã, a produção ovina de corte passou a ser uma boa alternativa aos produtores (Viana & Souza 2007).

No sistema de produção atual, a eficiência reprodutiva torna-se um fator preponderante. O aspecto econômico está baseado na produção de cordeiros, pois a quantidade e a qualidade da lã produzida pelas raças de carne são de baixo valor comercial (Ribeiro *et al.* 2002). Entretanto, dados sobre os índices reprodutivos dos rebanhos comerciais do Rio Grande do Sul são muito pouco mencionados na literatura. Em revisão sobre o assunto, foi encontrado que os índices de fertilidade são de 60% e um percentual de mortalidade perinatal de cordeiros de 25% (Oliveira 1978). Mais recentemente, Cow (1991) examinou oito mil ovelhas de rebanhos criados no município de Santana do Livramento – RS, encontrando percentagens de ovelhas vazias variando entre 5 a 40%, com o valor médio de 15%.

Em trabalho realizado por Ribeiro *et al.* (2002), foram observados 45 rebanhos comerciais, criados em 23 municípios, onde o manejo dos animais era de forma extensiva em campo natural. Os rebanhos estudados continham animais das raças Corriedale, Ideal, Merino Australiano, Suffolk, Texel e Hampshire Down. Na totalidade foram examinadas 27.089 ovelhas e a percentagem de prenhez encontrada variou de 77,3 a 89,9%, onde a média encontrada foi de 81,6%. A taxa média de ovelhas vazias foi de 18 a 20%. Esses baixos valores de taxa de prenhez são preocupantes para o atual sistema de produção, pois reflete diretamente no número de cordeiros produzidos. Neste mesmo trabalho, Ribeiro *et al.* (2002) citam que rebanhos bem manejados, mesmo que em campo nativo, podem apresentar taxas de parição elevadas. Esses dados são semelhantes a valores observados por Alves *et al.* (1991) que encontraram valores médios de 79% em estudo realizado com as raças Corriedale, Romney Marsh, Suffolk e Ile de France, todos mantidos em campo nativo do bioma Pampa.

Em revisão sobre as causas das perdas reprodutivas, Silva (1992) menciona três fatores principais que são: (a) manejo nutricional e reprodutivo deficientes; (b) mortalidade perinatal de cordeiros e; (c) enfermidades. Dentro desses, Oliveira & Moraes (1991) mencionam que a nutrição é o mais importante.

Rebanhos de raças especializadas para carne necessitam de uma maior atenção em seu manejo nutricional e, quando bem manejados, podem evidenciar altos índices de fertilidade. No sistema atual de produção, as ovelhas de raças produtoras de carne, que foram geneticamente selecionadas para a produção de cordeiros, muitas vezes não encontram nas condições extensivas o suporte nutricional adequado para manifestação de suas habilidades reprodutivas (Ribeiro *et al.* 2002), devido a manejos mal executados e ao elevado requerimento alimentar dos animais. Muitos criadores de Corriedale começaram a importar reprodutores das raças Hampshire Down, Suffolk, Ile de France e Texel, especializadas em produção de carne, e começaram a produzir cordeiros “meio sangue” para o abate. Outros ainda, iniciaram cruzamentos absorventes com essas raças, na intenção de atender ao mercado já propício para animais de corte. Moraes (2000) cita que 2267 animais de raças especializadas para carne foram importados, correspondendo a 96,55% do total de ovinos importados no período.

Vale ressaltar, que o rebanho ovino do RS é criado basicamente em pastagens nativas, apresentando estacionalidade de produção de forragem e variações no valor nutritivo ao longo do ano. Essas características são agravadas, muitas vezes, pelo manejo inadequado das pastagens, principalmente com a utilização de carga animal excessiva em épocas de baixa disponibilidade de forragem. Na criação de ovinos, isto reflete nos índices de produtividade das propriedades, gerando uma baixa rentabilidade por área (Oliveira *et al.* 1998).

Um ponto importante a ser considerado na cadeia produtiva da ovinocultura gaúcha é que os elos fortes de comercialização que existiam para a lã, ainda não existem para a carne. Observa-se que atualmente, em todo o Brasil, existem apenas dois ou três frigoríficos com plantas exclusivas para o abate de cordeiros (Revista O Berro 2005). No Rio Grande do Sul grande parte dos frigoríficos registrados no Serviço de Inspeção Federal para o abate de ovinos (MARA-RS, comunicação pessoal, 2006), não possuem planta exclusiva para esse fim, o que não difere das demais regiões do Brasil. Segundo Moraes

(2000) e Silva (2002), os donos de frigoríficos, em vários Estados brasileiros, têm alegado trabalhar com apenas 30% de sua capacidade, e em contrapartida, os produtores muitas vezes desconhecem a existência ou a localização destes estabelecimentos. Donos de curtumes na Região Centro-Oeste brasileira afirmaram estar importando peles da África por falta de

matéria prima, enquanto que em muitos abates clandestinos as peles são jogadas fora ou vendidas a preços irrisórios. Ainda, segundo o Banco do Nordeste (1999), nesta região, a capacidade instalada para abate é da ordem de 3000 animais por dia e o abate clandestino dos caprinos e ovinos é de mais de 95%, (o chamado “Frigomato”, segundo Silva, 2002). No caso do Estado gaúcho, segundo Souza (2003), a possibilidade de abate em planta frigorífica com fiscalização federal (SIF), na maior parte das situações, é inviável pela escala extremamente reduzida de cordeiros abatidos, como pode ser confirmado pelas informações apresentadas na Tabela 17.3. Para que um frigorífico exclusivo para ovinos se sustentasse no RS, o mesmo deveria abater por dia cerca de 300 cordeiros (Revista Ovinos 2005).

Um dos grandes entraves da cadeia produtiva da ovinocultura de corte nas regiões do bioma Pampa está ligado, além da baixa produtividade e renda, à falta de constância de entrega e qualidade dos produtos ao consumidor final. O Serviço de Epidemiologia e Estatística da SAA-RS (Tab. 17.3) mostra que grande parte dos abates de ovinos ocorre em Dezembro, próximos do Natal. Conforme Silveira (2005), a baixa eficiência reprodutiva do rebanho, juntamente com a alta mortalidade dos cordeiros e a reduzida produção de carne e lã, resultam na pequena oferta de animais de qualidade para abate. Esse fato está de acordo com o trabalho de mestrado de De Bortoli (2008) onde conclui que um dos maiores problemas da ovinocultura no RS é a falta de escala de produção. Além disso, o abigeato e a morte de cordeiros por ataque de cachorros e animais carnívoros silvestres é um dos responsáveis pela diminuição do rebanho ovino gaúcho.

Segundo Souza (2003), o Pampa está profundamente identificado com a ovinocultura, região onde a ovelha está a mais de 150 anos. Isso significa que a adaptabilidade da espécie à região esta definitivamente comprovada, sendo uma questão organizacional transformar este potencial em realidade, retomando a “nova ovinocultura”, voltada a atender a crescente demanda de carne de qualidade, gerando subprodutos de importância econômica relevante: a lã e a pele ovinas.

Frente às oportunidades de mercado para carne ovina e às dificuldades da cadeia produtiva, produtores rurais da região da Serra do Sudeste do RS buscaram uma forma de atuação diferenciada, através da integração dos agentes. Esta proposta de atuação originou o Conselho Regulador do Cordeiro Herval Premium. Esse Conselho Regulador atua como uma associação de produtores com objetivo de coordenar a oferta de cordeiros, oriundos de distintos estabelecimentos na região da Serra do Sudeste (RS), através de um programa que garante padrão de qualidade e a origem dos produtos, agregando valor à carne (Silveira 2005). Conforme descreve Silveira (2005), o Conselho coordena a cadeia de suprimentos de carne ovina, na medida em que organiza o abate de cordeiros e fornece o produto de acordo com as exigências dos consumidores, visando atender a demanda do mercado. Esta iniciativa de coordenação trouxe benefícios importantes para a ovinocultura, através da conquista de maior integração e cooperação entre produtores, e destes com distribuidores.

▼ Tabela 17.3 | Número de ovinos abatidos no Rio Grande do Sul, entre janeiro e dezembro de 2005.

Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho
2.436	2.024	3.848	2.697	3.578	2.528
Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
2.666	3.501	2.936	3.277	4.026	20.600

Fonte: Serviço de Epidemiologia e Estatística/Departamento de Produção Animal/Secretaria da Agricultura e Abastecimento do RS, Dados 2005 (SAA-RS 2005).

Referências

Almeida H.S.L. 2004. *Produção de carne de cordeiros da raça Ideal e cruzas Ideal x Border Leicester terminados em campo natural suplementado ou pastagem cultivada com ou sem suplementação*. Zootecnia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, p. 90.

Alves L.C., Neves J.P. & Luz S.L.N. 1991. Avaliação da ultra-sonografia abdominal para diagnóstico de gestação em ovelhas. In: *Congresso Brasileiro de Reprodução Animal* (Anais...). Belo Horizonte, Minas Gerais, p. 398.

- Banco do Nordeste 1999. *Programa para o desenvolvimento sustentável da ovinocaprinocultura na região Nordeste*, Fortaleza, 53 p.
- Barcellos J.M., Severo H.C., Acevedo A.S. & Macedo W. 1980. Influência da adubação e sistemas de pastejo na produção de pastagens naturais. In: *Pastagens e Adubação e Fertilidade do Solo* UEPAE/Embrapa, Bagé, p. 123.
- Bofill F.J. 1996. *A reestruturação da ovinocultura gaúcha* Agropecuária, Guaíba, 137 p.
- Carvalho P.C.F. et al. 2001. Importância da estrutura da pastagem na ingestão e seleção da dieta pelo animal em pastejo. In: *A produção animal na visão dos brasileiros* (eds. Pedreira CGS & Silva SC). FEALQ: Piracicaba, pp. 853 – 871.
- Cortes C. et al. 2005. Elasticity of ingestive behavior and intake in sheep associated with food diversity on plurispesific swards. In: *XX International Grassland Congress: Grasslands – A Global Resource* Dublin.
- Cow A. 1991. *Observações da produção ovina na região da fronteira do Rio grande do Sul*. Edigraf, Santana do Livramento, 79 p.
- David D.B. 2009. *Recria de cordeiras suplementadas em campo nativo: níveis de atendimento das exigências nutricionais e suas relações com a resposta animal*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 145.
- De Bortoli E.C. 2008. *O mercado de carne ovina no Rio Grande do Sul sob a ótica de diversos agentes.*, Programa de Pós-graduação em Agronegócios, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 140.
- Gonçalves E.N. 2007. *Relações planta-animal em pastagem natural do Bioma Campos*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p.152.
- IBGE 2001. Produção da Pecuária Municipal. (31 de maio de 2006).
- IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE. <http://www.ibge.gov.br>
- IBGE 2006. Censo agropecuário 1995-1996. IBGE. (acessado em janeiro de 2009).
- Montossi F. et al. 2003. Utilização de pastagens em sistemas pecuários (utilización e mejoramientos de campo em pastoreo mixto para engorde de novillos y corderos em Uruguay). In: *Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. Sociedade Brasileira de Zootecnia, Santa Maria, RS.
- Moojen E.L. & Maraschin G.E. 2002. Potencial produtivo de uma pastagem nativa do Rio Grande do Sul submetida a níveis de oferta de forragem. *Ciência Rural* 32: 127-132.
- Morais O. 2000. O melhoramento genético dos ovinos no Brasil: situação atual e perspectivas para o futuro. In: *III Simpósio Nacional de Melhoramento Animal* (eds. Nunes IJ, Madalena FE & Silva MA). SBMA, Belo Horizonte, MG, pp. 266-272.
- Nabinger C., Santos D.T. & Sant'ana D.M. 2006. Produção de bovinos de corte com base na pastagem natural do RS: da tradição à sustentabilidade econômica. In: *Pecuária Competitiva* (eds. Cachapuz JM et al.). FEDERACITE: Porto Alegre, pp. 37-77.
- Nocchi E.D. 2001. *Os efeitos da crise da lã no mercado internacional e os impactos sócio-econômicos no município de Santana do Livramento, RS, Brasil*. PPG em Integração e Cooperação Internacional, Universidad Nacional de Rosário, Rosário, p. 71.
- Oliveira A.C. 1978. *Mortalidade perinatal de ovinos no Rio Grande do Sul referência especial ao diagnóstico*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Veterinária, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, p. 74.
- Oliveira N.M. & Alves S.R.S. 2003. Sistemas de criação de ovinos nos ambientes ecológicos do sul do Rio Grande do Sul. In: *Sistemas de criação de ovinos nos ambientes ecológicos do sul do Rio Grande do Sul* (ed. Oliveira NM). Embrapa Pecuária Sul, Bagé, pp. 13-19.
- Oliveira N.M. & Moraes J.C.F. 1991. Age and flock structure on the reproductive performance of Corriedale ewes in southern Brazil. *Revista Brasileira de Reprodução Animal* 15: 133-143.
- Oliveira N.M., Silveira V.C.P. & Borba M.F.S. 1998. *A idade do desmame, o desenvolvimento dos cordeiros e a eficiência reprodutiva de ovelhas corriedale em pastagem natural*. EMBRAPA-CPPSUL, Bagé, 25 p.
- Pereira Neto O. (ed.) 2004. *Práticas em ovinocultura: ferramentas para o sucesso*. SENAR – RS, Porto Alegre.
- Revista Globo Rural 2006. Agronegócios: Temporada Quente. Revista Globo Rural. <http://revistagloborural.globo.com/> (06/07/2006).
- Revista O Berro 2005. n. 72: Mar/Ab.
- Revista Ovinos 2005. Mercado em Baixa. *Revista Ovinos* 1 (Dezembro): 20-22.
- Ribeiro C. 2003. Importância sócio-econômica da ovinocultura. In: *Sistemas de criação de ovinos nos ambientes ecológicos do sul do Rio Grande do Sul* (ed. Oliveira NM). Embrapa Pecuária Sul: Bagé, pp. 21-24.
- Ribeiro L.A.O., Gregory R.M. & Mattos R.C. 2002. Prenhez em rebanhos ovinos do Rio Grande do Sul-Brasil. *Ciência Rural* 32: 637-641.
- Rizo L.M., Moojen E.L., Quadros F.L.F., Côrrea F.L. & Fontoura Júnior J.A. 2004. Desempenho de pastagem nativa e pastagem sobre-semeada com forrageiras hibernais com e sem glifosato. *Ciência Rural* 34: 1921-1926.
- SAA-RS 2005. Serviço de Epidemiologia e Estatística. Departamento de Produção Animal/ Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Rio Grande do Sul.
- Selaive-Villaroel A.B., Silveira V.C.P. & Oliveira N.M. 1997. Desenvolvimento e produção de carne de ovinos Corriedale abatidos com diferentes idades sobre pastagem natural ou artificial. *Revista Brasileira de Agrociência* 3: 111-118.
- Silva C.A.M. 1992. *Reproductive wastage in sheep*. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 45 p.
- Silva R.R. 2002. *O agronegócio brasileiro da carne caprina e ovina*. Editora Salvador, 111 p.
- Silveira H.S. 2005. *Coordenação na cadeia produtiva de ovinocultura: o caso do Conselho Regulador Herval Premium*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia – PPG Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 107.
- Siqueira E.R., Osório J.C.S. & Guerreiro J.L.V. et al. 1984. Desempenho de cordeiros machos e fêmeas da raça Ideal e cruzas Texel x Ideal, criados em pastagem nativa. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 19: 1523-1528.
- Souza F.A. 2003. Cordeiro Herval Premium – Organizando a oferta. In: *III Sincorte*. EMEPA, João Pessoa.
- Viana J.G.A. & Souza R.S. 2007. Comportamento dos preços dos produtos derivados da Ovinocultura no Rio Grande do Sul no período de 1973 a 2005. *Ciência Agrotécnica*, pp. 191-199.



Ilis lob Boldrini. Ovelhas na sombra da cina-cina.



Capítulo 18

Aspectos do manejo e melhoramento da pastagem nativa

Aino Victor Ávila Jacques¹, Ingrid Heringer² & Simone M. Scheffer-Basso³

Introdução

É possível produzir sem danos ao ambiente natural, desde que sejam respeitados os princípios que devem orientar as aplicações da ciência. No caso do manejo e melhoramento de pastagens, esta afirmação se aplica de forma semelhante tanto para espécies nativas como para espécies exóticas. São os conhecimentos básicos, entre outros, sobre condições climáticas, condições de solo, identificação das espécies vegetais, associações entre espécies, comunidades vegetais, caracteres morfo-fisiológicos e relações entre espécies vegetais e o ambiente natural que devem subsidiar a produção em pastagem nativa. Além disso, é imprescindível uma idéia clara dos objetivos a serem alcançados, as limitações físicas e o potencial biológico que devem determinar práticas de manejo e melhoramento sustentáveis no plano ecológico, social e econômico.

Os processos de crescimento e desenvolvimento vegetais são regidos pelas condições climáticas, que influem direta e indiretamente na produção, qualidade e persistência das espécies forrageiras. Por sua vez, as condições de solo – reunindo as características físicas, químicas e biológicas – são determinantes para estabelecer o nível de eficiência biológica de plantas e animais de um sistema de produção. Clima e solo interagem com o manejo das plantas e dos animais, num processo dinâmico e integrado. Com relação às condições de clima, nossa ingerência é relativamente pequena, limitando-se ao manejo da água e ao controle do vento em algumas situações. Entretanto, com relação ao solo, com algumas exceções, temos amplas possibilidades de manipulação das propriedades físicas, químicas e biológicas. E o solo, como já foi mencionado, é a base da produção vegetal e da produção animal. Isto significa que nosso primeiro e maior cuidado deve ser com o solo que estamos trabalhando.

Foto de abertura: Gerson Buss. Campos de Cima da Serra em Vacaria, RS.

¹ Professor, Dr., Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). E-mail: aino@ufrgs.br

² Professora, Dra., Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC)

³ Professora, Dra., Universidade de Passo Fundo (UPF), Rio Grande do Sul

Manejo

No manejo de forrageiras, dois aspectos, entre outros, devem ser considerados: 1) as práticas de manejo devem ser determinadas em função das características morfológicas e fisiológicas das plantas forrageiras; 2) a forragem produzida

deve ser de alta qualidade como alimento para os animais. Fotossíntese é o processo de síntese de carboidratos cuja fonte de energia é a luz solar (radiação). Do ponto de vista da fisiologia vegetal, e de uma forma simplificada, podemos considerar a fotossíntese e a respiração como reações opostas (Fig. 18.1).

A fotossíntese como uma reação que vai na direção da síntese de compostos energéticos (carboidratos) e a respiração como a reação que libera energia para os processos de crescimento e desenvolvimento das plantas a partir do desdobramento dos carboidratos. Assim, o balanço entre fotossíntese e respiração pode ser visto como uma condição que nos permite prever o desenvolvimento de uma pastagem em termos de acúmulo de matéria seca e persistência da mesma. Pois, o resíduo ou material remanescente que permanece após a utilização da pastagem (corte ou pastejo) enquadra-se numa das três situações seguintes (Fig. 18.2): 1) resíduo alto – quantidade de CO_2 absorvido pela fotossíntese é maior que a quantidade de CO_2 desprendido na respiração – situação de “superavit”; 2) resíduo baixo – a quantidade de CO_2 absorvido pela fotossíntese é menor que a quantidade de CO_2 desprendido na respiração – situação de “déficit”; 3) resíduo intermediário – a quantidade de CO_2 absorvido pela fotossíntese está em equilíbrio com a quantidade de CO_2 desprendido na respiração – equilíbrio dinâmico.

Vamos examinar as conseqüências das três situações. No primeiro caso, a rebrota das plantas acontece às expensas do produto corrente da fotossíntese, isto é, não há necessidade de utilização de reservas para que ocorra o novo crescimento (rebrota). No segundo caso, as plantas precisam utilizar suas reservas para que ocorra o novo crescimento. É uma situação na qual a pastagem encontra-se numa situação mais desfavorável; as plantas têm crescimento menos vigoroso e maior dificuldade para competir com espécies indesejáveis. No terceiro caso, o equilíbrio dinâmico pode ser rompido na direção do primeiro caso ou na direção do segundo caso, dependendo das condições que prevalecerem no momento. Estas questões nos remetem para uma análise do que acontece quando as pastagens estão submetidas ao pastejo de animais, em condições de pecuária extensiva. Podemos deduzir que a primeira condição (primeiro caso) é uma condição favorável e desejável e que deve ser mantida sempre que possível. A segunda condição deve ser evitada; é a condição de campo rapado, com pouca oferta de forragem e com conseqüências negativas do ponto de vista do solo e da vegetação. Não serve para as plantas e não serve para os animais. A terceira condição é de algum risco, pois poderá evoluir para uma condição favorável ou para uma condição desfavorável.

Vamos considerar alguns aspectos do manejo do sistema de produção de forragem. Para isso, precisamos reforçar algumas idéias básicas. As pastagens ditas de estação fria e também chamadas de pastagens de inverno têm, nas suas regiões de origem, no hemisfério norte, um período de crescimento ativo que vai da primavera ao outono. Nessas regiões, essas espécies produzem durante o período quente, pois este é o único período de crescimento possível (primavera-verão-outono). Transportadas para regiões de menores latitudes – tanto no hemisfério norte como no hemisfério sul – estas espécies conseguem produzir no período frio (estação fria) graças aos invernos

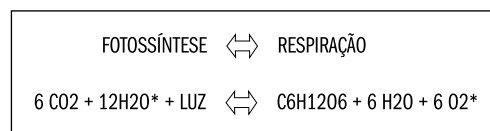
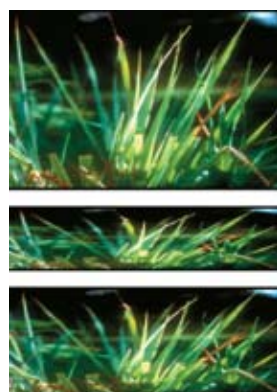


Figura 18.1 Relação entre fotossíntese e respiração.



$\text{CO}_2 \text{ FS} > \text{CO}_2 \text{ RESP}$ – SUPERAVIT

$\text{CO}_2 \text{ FS} < \text{CO}_2 \text{ RESP}$ – DÉFICIT

$\text{CO}_2 \text{ FS} \rightleftharpoons \text{CO}_2 \text{ RESP}$ – P.C.

Figura 18.2 Relação entre fotossíntese (FS) e respiração (RESP) com diferentes quantidades de resíduos (alto, baixo e médio) de massa de forragem, mostrando as situações de superávit, déficit e ponto de compensação (P.C.).

amenos que ocorrem em tais regiões. Com raras exceções, acabam dando a “ilusão” de que produzem no inverno. É sabido que as espécies de estação fria (gramíneas e leguminosas) crescem muito pouco com temperaturas inferiores a 10°C. Daí a dificuldade de se obter crescimento vigoroso nos meses de junho e julho no sul do Brasil (Fig. 18.3), pois são, em geral, os mais frios. E, quando estabelecemos espécies de estação fria, com preparo do solo convencional ou superficial, cedo no outono, poderemos ter algum crescimento e produção antes do período crítico de junho-julho. Mas, se esta disponibilidade de forragem for consumida antes de junho-julho, o rebrote será muito lento e teremos pastagens em condições de uso somente em agosto-setembro, a não ser em condições de microclimas ou em anos excepcionais, quando as temperaturas são mais amenas.

Aqui surge então a necessidade de um “manejo estratégico”. É quando o diferimento resulta numa prática de manejo muito importante e necessária para lidarmos com a sazonalidade das pastagens. Com o diferimento de meados de verão e início de outono, conseguimos tirar proveito das condições de radiação e temperatura nesse período para que ocorra crescimento satisfatório. Nessa época, deve-se roçar, se necessário, e adubar as pastagens nativas e melhoradas para estimular a produção de forragem que será diferida para o período frio do ano. Dessa forma, uma boa prática com pastagem nativa ou pastagem nativa melhorada é o preparo (pastejo e/ou roçada) e adubação de manutenção no início de fevereiro, para que a radiação e temperaturas favoráveis de fevereiro e março sejam aproveitadas para o crescimento das espécies forrageiras nativas e introduzidas, encaminhando para o diferimento já mencionado. O uso da roçadeira, em época oportuna, é muito importante por diversas razões: para o controle da vegetação e instrumento de manejo, para permitir maior incidência de luz nas comunidades de espécies desejáveis e que ocupam o estrato inferior da pastagem e, ainda muito importante, porque roçar campo é, num certo sentido, adubar o campo. Pois o material picado pela roçadeira se decompõe mais facilmente e é tanto adubo orgânico quanto as dejeções dos animais. Mas deve ser lembrado que a prática da roçada deve ser feita em época que não venha a prejudicar a disponibilidade de pasto antes do inverno e início de primavera. Isto quer dizer que devemos evitar, de um modo geral, a roçada da pastagem nativa entre início de fevereiro e início de novembro de cada ano. Entretanto, também deve ser levado em conta que espécies desejáveis, como a macega-ponta-de-lança ou macega-putinga (*Sorghastrum* spp.), têm baixa tolerância ao corte com roçadeira, que elimina grande número de perfilhos. Assim, o uso da roçadeira em áreas com alta frequência dessas forrageiras, deve ser feito com muito cuidado e até evitar o uso da roçadeira em tal situação.

Uma planta forrageira, à semelhança de outras plantas superiores, passa por diversos estádios de crescimento desde a germinação/emergência até a maturação da semente no final do ciclo de vida (Fig. 18.4).

Vamos examinar o crescimento e desenvolvimento de uma planta forrageira. A alfafa (*Medicago sativa*), por exemplo, por tratar-se de uma espécie padrão, bastante conhecida e estudada. Assim, a semente colocada no solo a uma certa profundidade, na época apropriada, recebendo suprimento de oxigênio, luz, água e nutrientes (sinais externos) e depois de algumas

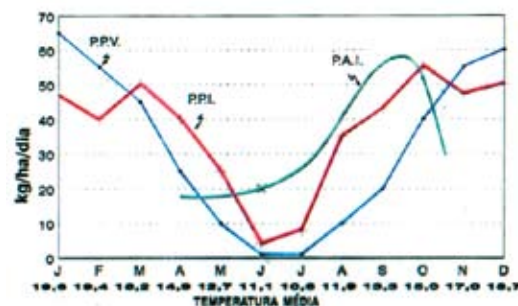


Figura 18.3 Estimativa de disponibilidade de matéria seca (kg/ha/dia) durante o ano, numa região fria do Estado (Vacaria), de pastagem perene de inverno, perene de verão e anual de inverno. E. E. VACARIA. Adaptado - Jacques, 1998.

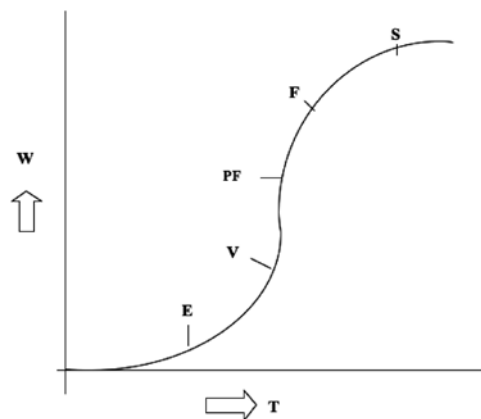


Figura 18.4 Curva de crescimento de uma planta forrageira. T - tempo; W - peso da forragem disponível; E - emergência; V - vegetativo; PF - pré-florescimento; F - florescimento; S - semente.

reações bioquímicas (sinais internos), inicia-se a germinação e em seguida a emergência da plântula. Após a emergência, a planta passa por diversas fases de crescimento ou estádios de crescimento que, simplificando, são os seguintes: estágio vegetativo (produção de folhas e afilhos), estágio de alongamento dos entrenós (quando a planta mostra crescimento em altura), estágio de pré-florescimento (no final do alongamento dos entrenós e antes de qualquer manifestação reprodutiva), florescimento (quando as flores são visíveis), formação da semente e semente madura (final do ciclo), conforme a Figura 18.4. Esses estádios, por sua vez, podem ser subdivididos. Por exemplo, podemos referir ao início do estágio vegetativo, início da formação de afilhos ou hastes, fim do estágio vegetativo, início do alongamento dos entrenós, fim do alongamento dos entrenós, início dos botões florais (gemmas reprodutivas), início do florescimento (aparecimento das primeiras flores), 50% de florescimento, florescimento pleno (fim do florescimento), semente verde, semente madura, etc. Esses estádios são importantes de serem caracterizados e identificados, por que funcionam como “marcas fisiológicas” à semelhança do que fazemos com o milho (*Zea mays*), quando os diferentes estádios são bem conhecidos e facilmente identificados pelos produtores. Dessa forma, quando avaliamos uma forrageira, é importante precisar o estágio de crescimento em que a mesma foi colhida. Para exemplificar, a forragem de alfafa, apesar de seu excelente valor nutritivo, se colhida no estágio de semente madura pode ter menos qualidade que uma forragem de grama-forquilha (*Paspalum notatum*) colhida no início do estágio vegetativo. Conseqüentemente, não podemos comparar duas forrageiras colhidas em estádios de crescimento bem diferentes. Devemos admitir que a qualidade de uma forragem varia com o tempo e o espaço. À medida que uma planta envelhece, diminui sua qualidade. Também, à medida que atinge uma altura maior, diminuem os seus componentes solúveis e aumentam os elementos estruturais, pois há maior crescimento relativo dos caules. Tais mudanças são acompanhadas por alterações na relação folha/caule. É comum avaliarmos de maneira simplificada a qualidade de uma forrageira pela proporção de folhas que a mesma apresenta. Isto porque a lâmina foliar é, sem dúvida, a parte da planta que melhor representa a qualidade de uma forrageira.

No que diz respeito ao animal, existem vários fatores que influem no aproveitamento de uma forrageira e refletem a qualidade da mesma. Devemos lembrar que existem diferenças genéticas, da parte do animal, que determinam uma maior ou menor eficiência de uso de uma forrageira ou de uma pastagem. Em conseqüência disso, uma forrageira de alta qualidade pode não produzir o resultado esperado se o animal que a consome não possui potencial genético para transformar forragem em produto animal. Além das condições genéticas, as diferenças ocorrem por conta da espécie animal, tamanho, raça, função, idade, sexo, tratamento prévio e capacidade de adaptação do animal à condição de ambiente a qual está submetido.

O que foi dito para a alfafa, como referência de planta forrageira, vale também para as espécies nativas, isto é, para a pastagem nativa. Plantas jovens consumidas em estádios vegetativos, com grande oferta de folhas, são mais apetecidas pelos animais e tem maior valor forrageiro ou maior qualidade. Entretanto, precisamos exercer um certo controle da vegetação existente para que os aspectos de produção e persistência (no caso de perenes) sejam também considerados. Assim, quando determinada categoria animal ou determinada função (leite, carne, lã, etc.) exige mais qualidade da forragem, precisamos “puxar” mais para este aspecto, muitas vezes em prejuízo de maior produção de matéria seca. Todavia, a ênfase para qualidade não pode comprometer a persistência de espécies perenes. Caso contrário, ganhamos por um lado e perdemos pelo outro. Esse denominador comum ou esse equilíbrio entre produção e qualidade precisa ser buscado freqüentemente. É nisso que reside o fundamento do manejo. Para determinadas categorias, por exemplo animais jovens em crescimento, precisamos dar mais atenção para a qualidade. Para outras categorias, possivelmente, ganho menor ou mesmo só a manutenção já seria suficiente. Neste caso, podemos valorizar mais a produção de matéria seca. Mas, as perguntas que faz o produtor são: quando deve utilizar a pastagem? quanto da pastagem deve ser consumida? Normalmente, no caso de pastejo rotativo, o produtor deve decidir o momento da entrada e da saída dos animais. Ao contrário do que muitos apregoam, essas ocasiões não devem ser fixadas

pelo calendário humano, mas sim pela observação da condição da pastagem, pois o clima é o principal determinante do crescimento das plantas, se não houver restrição nutricional. Assim, a primeira questão tem a ver com o estágio de crescimento da planta, que por sua vez determina a quantidade de forragem disponível e a qualidade da mesma. Diríamos que tem a ver mais com a exigência do animal. A segunda diz respeito mais ao solo e à planta. Diz respeito à quantidade de resíduo (peso ou altura do material remanescente após o corte ou pastejo). Esse resíduo ou área foliar residual, composto por gemas, afilhos e folhas, tem implicações com a conservação do solo (cobertura e proteção), interceptação da luz (radiação), preservação de pontos de crescimento (gemas), quantidade de reservas na base dos caules (gramíneas), etc. Por tudo isso, é necessário que deixemos certa quantidade de resíduo de forragem após a utilização por corte ou pastejo. Pois esta parte inferior da planta é muito importante para a mesma e, do ponto de vista qualitativo, menos importante para o animal. A conclusão é a de que, em princípio, **as pastagens não devem ser rapadas**.

Até aqui foi abordado o efeito do desfolhamento, seja por corte ou pastejo, sobre a planta forrageira, em termos de produção, qualidade e persistência. A seguir são mencionados trabalhos mostrando o melhor desempenho animal quando são respeitadas as relações entre oferta de forragem (disponibilidade de forragem) e carga animal. No final do texto, são listadas algumas referências complementares que poderão ajudar no entendimento do ecossistema pastagens naturais.

É preciso reconhecer que nas últimas décadas tem sido dado maior ênfase ao estudo das nossas pastagens naturais, com dados que, em algumas regiões, permitem avaliar a capacidade de suporte de pastagens nativas. Entendendo por capacidade de suporte “a quantidade de forragem ofertada capaz de resultar num máximo de produto animal (carne, leite ou lã) sem induzir danos à vegetação ou recursos relacionados”. Também podemos defini-la como “a carga animal máxima que uma pastagem pode tolerar para que se obtenha rendimento máximo, sem danos ao ambiente natural”. Como consequência de tais estudos, Maraschin *et al.* (1997), na Depressão Central, RS, obtiveram 500 g/animal/dia e 145 kg de PV/ha, na primavera, verão e início do outono, na melhor pressão de pastejo (oferta de forragem em kg de matéria seca/animal/dia para cada 100 kg de peso vivo), sem adição de insumos. Oferta de forragem (OF) entre 11 e 13% foi a que resultou no melhor ganho médio diário por animal e também no melhor ganho médio por hectare (Fig. 18.5).

Essa faixa ótima de oferta representa uma condição de campo nativo bastante folgado. Examinando a Figura 18.5, percebemos que não só a oferta ótima de forragem resulta em maiores ganhos diários por animal e ganhos de peso vivo por hectare, mas existe também uma relação estreita entre oferta ótima e resíduo de forragem (área foliar residual) que assegura maior eficiência fotossintética, maior taxa de crescimento das espécies forrageiras, maior acúmulo de massa de forragem e, em consequência, maior eficiência do sistema planta-animal. O resíduo ou área foliar residual tem também outras implicações que já foram mencionadas anteriormente. Ainda, relatam os autores que com a correção e adubação do solo, foi possível duplicar a produção de forragem seca das mesmas pastagens. Na região dos Campos de Cima da Serra, RS, Jacques (1997) obteve um ganho diário por animal de 583 gramas no período de 16 de junho a 28 de fevereiro, suplementando a pastagem nativa durante o período frio (16/06 a 30/09), com acesso dos animais a uma pastagem nativa melhorada com trevo-branco (*Trifolium repens*) e trevo-vermelho (*Trifolium pratense*) durante 30 minutos diários.

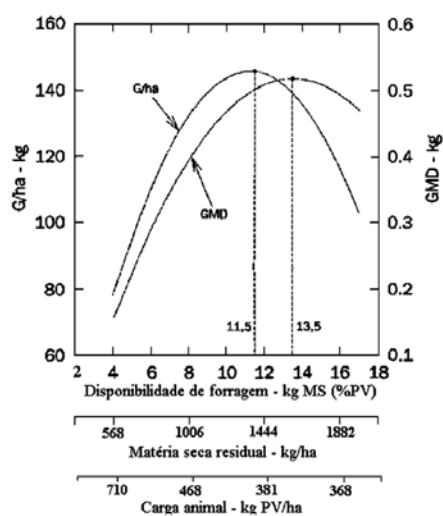


Figura 18.5 Relação entre ganho médio diário (GMD) e ganho por hectare (G/ha) e matéria seca ofertada (%PV) em pastagem nativa. Adaptado de Maraschin *et al.* (1997).

Salienta-se que o ganho médio de 583 gramas, durante 257 dias, resultou num ganho total, no período mencionado, de 150 kg/animal, incluindo o inverno (Tab. 18.1).

Mais recentemente, Soares *et al.* (2005) estudaram na Estação Experimental da UFRGS, Depressão Central, a variação de oferta de forragem ao longo do ano sobre parâmetros da pastagem e do animal. Esses autores obtiveram 236,2 kg/ha/ano de peso vivo aliado a um ótimo padrão de ganho médio diário ao longo das estações (com 8% de OF na primavera e 12% no restante do ano), o que, na opinião dos autores, representa uma nova forma de manejo do campo nativo na busca de patamares cada vez mais altos de produção, com baixo uso de insumos. O ganho/ha/ano de 236,2 kg de peso vivo é mais que três vezes a média do Rio Grande do Sul e o que é também importante a um custo próximo de zero. Num trabalho ainda em andamento, na FEPAGRO/Hulha Negra, Castilhos *et al.* (2007) obtiveram resultados muito acima da média do Estado, tanto em ganho médio diário como em ganho por hectare, somente com ajuste de carga animal sobre pastagem nativa (Tab. 18.2 e 18.3).

Heringer & Jacques (2002a, b, c) avaliaram pastagem nativa e pastagem nativa melhorada, na região dos Campos de Cima da Serra, RS. As áreas de estudo eram pastejadas de acordo com os critérios de manejo estabelecidos pelos dois produtores envolvidos. Os estudos compreendiam os efeitos dos seguintes tratamentos: 1) sem queima e sem roçada; 2) sem queima e roçado; 3) melhorado há 24 anos; 4) melhorado há 7 anos, e 5) queima (bienal) há mais de 100 anos. Principais resultados: 1) A queima resultou em maiores teores e saturação de alumínio, e maior acidez potencial do solo, bem como menores teores de magnésio na camada superficial do solo. O cálcio mostrou a mesma tendência verificada com o magnésio, porém com menos significância. A prática da roçada reduziu a acidez potencial e aumentou a saturação de bases na superfície do solo. Isto quer dizer que diminuiu a acidez e aumentou a fertilidade do solo; 2) A correção e adubação do solo e a roçada favoreceram as espécies nativas de estação quente, de maior valor forrageiro, como a grama-forquilha (comum e biotipo André da Rocha), grama-missioneira e jesuítia (*Axonopus* spp.), pasto-mole (*Paspalum paniculatum*), capim-das-roças (*Paspalum urvillei*), capim-melador (*Paspalum dilatatum*), capim-coqueirinho (*Paspalum plicatulum*), macega-ponta-de-lança (*Sorghastrum setosum*), com alta tolerância ao frio, *Paspalum intermedium* (também tolerante ao frio), pega-pega (*Desmodium* spp.), *Macroptilium prostratum* e *Aeschynomene* sp.. Também espécies de estação fria (inverno) como trevo-riograndense (*Trifolium riograndense*), *Briza* spp., *Calamagrostis viridiflavescens*, cevadilha-vacariana (*Bromus auleticus*), capim-pelo-de-porco (*Piptochaetium montevidense*), *Piptochaetium stypoides*, capim-treme-treme (*Melica braziliensis*), ervilhacas nativas (*Vicia* spp.) e outras espécies; 3) A queima favoreceu as andropogônias

▼ Tabela 18.1 | Desempenho de 10 novilhos de sobreano, durante 257 dias (16/06/96 a 28/02/97), mantidos em campo nativo e suplementados 30 minutos/dia (de 16/06/96 a 30/09/96), 583 gramas, em pastagem nativa melhorada com trevo branco e trevo vermelho. Este ganho médio/animal inclui o período de inverno. Houve seca do início de março/97 a 10/05/97, quando ocorreu perda de peso dos animais. (Jacques 1997).

Peso médio (kg P.V.)			
16/06/96	28/02/97	31/03/97	07/05/97
230	380	369	364

▼ Tabela 18.2 | Produtividade líquida (kg de MSVF/ha) da pastagem nativa em diferentes intensidades de pastejo, nas quatro estações do ano e total anual. Média de três anos (2004, 2005 e 2006). (Castilhos *et al.* 2007).

Intensidade de pastejo	Estação do ano (kg de MSVF/ha)				Total anual
	Verão	Outono	Inverno	Primavera	
Alta	1.290	766	853	1.135	4.044
Média	1.351	867	890	1.213	4.321
Baixa	1.582	1.092	934	1.267	4.875
Muito baixa	1.625	981	1.192	1.320	5.118

▼ Tabela 18.3 | Ganho médio diário (kg/animal/dia), ganho/ha (kg PV/ha), carga animal (kg/ha), taxa de lotação (unidade animal, UA (1 UA = 450 kg)) e resíduo (kg de MSVF/ha) anual, em pastagem nativa com quatro intensidades de pastejo. Média de três anos (2004, 2005 e 2006). (Castilhos *et al.* 2007).

Parâmetros	Intensidade de pastejo			
	Alta	Média	Baixa	Muito baixa
GMD (kg/animal/dia)	0,182	0,272	0,350	0,421
Ganho/ha (kg PV/ha)	119	116	113	109
Carga animal (kg/ha)	435	289	259	223
Taxa lotação (UA)	0,97	0,64	0,58	0,50
Resíduo (kg de MSVF/ha)	361	488	662	788

e o capim-pelo-de-porco, que é uma espécie “oportunista” e tende a ocupar espaços vazios (sem competição com outras espécies) ou áreas de solos descobertos, em detrimento de gramíneas e leguminosas de hábitos rasteiros e de ciperáceas, reduzindo a riqueza florística; 4) A queima reduziu a produção de forragem (matéria seca da forragem verde) a quase um terço da produção de área não queimada (Tab. 18.4).

Houve a redução da quantidade de mantillo ou material morto depositado sobre a superfície do solo, cuja presença influi nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Ainda, a queima reduziu a quantidade volumétrica de água no solo e, pelo fato de resultar em solo descoberto, diminuiu a infiltração de água no solo, o que, sabe-se, agrava os efeitos da compactação; 5) Houve maior ciclagem de nutrientes através da forragem e mantillo das áreas sem queima; 6) A qualidade da forragem da vegetação queimada há mais de 100 anos tendeu a ser inferior à sem queima e sem roçada e só pastejada, e se equivaleu nas áreas roçadas e melhoradas, onde foi maior (Tabelas 18.5a, 18.5b, 18.6a e 18.6b); 7) O tratamento sem queima e sem roçada há 32 anos, e só pastejado, tendeu a ser superior ao tratamento queimado há mais de 100 anos em todos os parâmetros estudados.

Os autores observaram também que, em geral, proteína bruta e digestibilidade foram maiores nas áreas sem queima e sem roçada, em comparação com a prática da queima bialenal há mais de 100 anos. Somente em quatro situações, a queima superou valores de proteína bruta e digestibilidade obtidos sem queima e sem roçada. A conclusão geral é que a queima das pastagens naturais, na região dos campos de altitude sul-brasileiros, deve ser evitada como prática de manejo rotineira, pois deteriora as características do solo e reduz o potencial produtivo da vegetação nativa.

Melhoramento

De uma maneira simplificada, podemos entender como melhoramento de uma pastagem nativa toda a prática que resulte em aumento de produtividade e produção da mesma sem danos ao ambiente natural. Também podemos entender que práticas de manejo podem ser consideradas práticas de melhoramento e vice-versa. Existem várias práticas de manejo e melhoramento de pastagens naturais – as de baixo custo e que, até certo ponto, estariam ao alcance dos produtores em geral, como ajuste de carga, roçada, diferimento, sobressemeadura de espécies de estação fria, suplementação protéica/nitrogenada, “banco de proteína” e outras. E existem aquelas mais sofisticadas e mais onerosas que

▼ Tabela 18.4 | Acúmulo de forragem (MSFV kg/ha) nos cortes realizados a cada 45 dias. (Heringer & Jacques 2002a).

Tratamento	ESTAÇÃO (kg de MSFV/ha)				Total
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	
S. queima - ES	1960	1951	754	675	5340
- EI	988	1727	626	215	3556
ES + EI	2948	3678	1380	890	8896
Roçada	2514	3840	914	695	7963
24 melhorado	3472	4555	655	1235	9917
7 melhorado	3217	5035	1013	849	10114
100 a queima	1578	1513	452	294	3837

MSFV= matéria seca de forragem verde

ES= estrato superior; EI= estrato inferior

S. queima= sem queima e sem roçada

24 melhorado= 24 anos de melhoramento; 7 melhorado= 7 anos de melhoramento; 100 a queima= mais de 100 anos de queima (bialenal)

▼ Tabela 18.5a | Teor de proteína bruta (%) da forragem verde, média de duas repetições, nos cortes realizados a cada 45 dias. André da Rocha, RS. (Heringer & Jacques 2002b).

MANEJO	Primavera (%)	Verão (%)	Outono (%)	Inverno (%)	Média (%)
Sem queima e sem roçada	11,9	9,5	11,7	11,7	11,2
Sem queima e roçada	12,5	10,1	14,9	19,0	14,1
24 anos melhorado	15,4	12,1	16,4	18,0	15,5
7 anos melhorado	14,3	11,5	16,5	19,2	15,4
Queima há mais 100 anos	11,3	8,5	11,9	12,9	11,1
Média	13,1	10,3	14,3	16,1	

▼ Tabela 18.5b | Teor de digestibilidade “in vitro” da matéria orgânica (%) da forragem verde, média de duas repetições, nos cortes realizados a cada 45 dias. André da Rocha-RS. (Heringer & Jacques 2002b).

MANEJO	Primavera (%)	Verão (%)	Outono (%)	Inverno (%)	Média (%)
Sem queima e sem roçada	54,2	45,9	44,0	50,4	48,6
Sem queima e roçada	56,0	52,2	58,7	63,7	57,6
24 anos melhorado	54,3	52,6	56,8	62,8	56,6
7 anos melhorado	55,7	51,0	64,1	67,8	59,6
Queima há mais 100 anos	47,7	42,3	39,6	49,2	44,7
Média	53,5	48,8	52,6	58,7	

utilizam tecnologias modernas, como introdução de espécies cultivadas de estação fria com uso de máquinas apropriadas e até mesmo aviação agrícola.

Com relação à técnica de introdução de espécies de estação fria com preparo superficial do solo ou sem preparo (possível em algumas regiões do Rio Grande do Sul e Santa Catarina), vamos considerar inicialmente a questão do solo. Sem uma boa base de correção e fertilidade em solos deficientes não é possível um bom estabelecimento de pastagens. Tudo começa com a correção e adubação do solo. No caso do preparo superficial ou preparo mínimo – seja com grade ou com renovadora – a primeira questão é a correção do

solo. Como estamos lidando com a camada superficial, a necessidade de calcário determinada pela análise fica reduzida a um terço. Pois, ao invés de uma camada de 20 cm de profundidade, estamos trabalhando com 5-6 cm de profundidade, para efeito de correção e adubação num primeiro momento. Para que o calcário tenha tempo para reagir com a solução do solo, é importante que seja aplicado 4 a 5 meses antes da introdução das espécies de estação fria. O preparo superficial com grade deve resultar num mínimo de mobilização do solo para facilitar o contato da semente, entretanto deve conservar a quase totalidade da pastagem nativa que seria pouco perturbada com o trabalho da máquina. Ultimamente, temos observado que a simples sobressemeadura de espécies de estação fria (azevém e trevos), sem mobilização do solo, resulta numa boa condição de estabelecimento de tais forrageiras. Além disso, para o campo nativo, quanto menos perturbação ou mobilização do solo, tanto melhor, mesmo que o processo de estabelecimento seja um pouco mais lento. Quando for necessária uma pequena mobilização do solo, entendemos que é preferível fazer essa gradagem para em seguida aplicar o calcário, de forma a evitar a perda por escorrimento e para maior contato do calcário com o solo. Se a gradagem respeitar as curvas de nível do terreno, os sulcos funcionarão como microterraços, aumentando a infiltração da água. Após a aplicação do calcário (4-5 meses antes da sementeira), é conveniente que a área, onde será feita a introdução de espécies de estação fria, seja utilizada sob pastejo para concentrar dejeções que aumentam a fertilidade. No início ou meados de outono, conforme a região, deverá ser feita a sementeira e a adubação. Para que a sementeira tenha maior êxito, em algumas situações, poderá ser conveniente mais do que uma gradagem, no caso de introdução com grade. Depois da sementeira e adubação, recomenda-se passar um rolo compactador ou uma parca (utilizando certo número de animais por algumas horas para cobrir a semente). No caso de introdução com renovadora, essa máquina abre o sulco, semeia e aduba numa única operação, dispensando a gradagem. Trata-se de equipamento que faz um trabalho mais completo, com a vantagem da adubação em linha que favorece especificamente as espécies introduzidas. Devemos levar em conta que o uso de máquinas e equipamentos não deve ser freqüente ao ponto de causar danos às espécies nativas. Vale lembrar que o objetivo é melhorar o campo nativo e não substituí-lo.

Duas questões precisam ser levadas em conta na prática da introdução. A época varia de uma região para outra. Nas regiões mais frias pode ser mais cedo no outono, nas regiões mais quentes deve ser mais tarde. O momento próprio é quando diminui a competição da pastagem nativa pelo efeito de temperaturas mais baixas. Outra questão é a quantidade de sementes a ser utilizada. Tratando-se de preparo superficial, que mantém a pastagem natural, é recomendável aumentar um pouco a quantidade

▼ Tabela 18.6a | Teor de proteína bruta (%) da forragem verde, média de duas repetições, nos cortes realizados a cada 90 dias. André da Rocha, RS. (Heringer & Jacques 2002b).

MANEJO	Primavera (%)	Verão (%)	Outono (%)	Inverno (%)	Média (%)
Sem queima e sem roçada	9,3	8,5	9,5	11,2	9,6
Sem queima e roçado	10,8	9,4	13,8	16,0	12,5
24 anos melhorado	10,2	8,6	15,8	17,6	13,1
7 anos melhorado	12,7	9,7	13,1	18,2	13,4
Queima há mais 100 anos	8,6	6,9	9,8	9,6	8,7
Média	10,3	8,6	12,4	14,5	

▼ Tabela 18.6b | Teor de digestibilidade “in vitro” da matéria orgânica (%) da forragem verde, média de duas repetições, nos cortes realizados a cada 90 dias. André da Rocha-RS. (Heringer & Jacques 2002b).

MANEJO	Primavera (%)	Verão (%)	Outono (%)	Inverno (%)	Média (%)
Sem queima e sem roçada	50,4	40,3	32,5	45,7	42,2
Sem queima e roçado	59,1	45,9	60,6	61,1	56,7
24 anos melhorado	55,1	38,4	54,8	60,6	52,2
7 anos melhorado	52,7	46,6	56,5	60,8	54,2
Queima há mais 100 anos	46,9	24,5	42,1	45,7	39,8
Média	52,8	39,1	49,3	54,8	

de semente (que deve ser de boa qualidade) – 1 ½ a 2 vezes a quantidade recomendada, considerando que as novas plantas que estão sendo introduzidas terão que competir com as espécies nativas estabelecidas e bem adaptadas. Esta maior quantidade de sementes é para aumentar a capacidade de competição das espécies introduzidas com as espécies nativas. Tal recomendação diz respeito, principalmente, à introdução com preparo mínimo do solo e posterior compactação com rolo ou parcaagem.

Finalmente, quais as espécies seriam mais recomendadas para introdução sobre pastagem natural? Depende da região, do estado e das condições de fertilidade. Entre as gramíneas, são as anuais de estação fria que têm maior sucesso, desde as mais precoces, como o centeio e a aveia, às mais tardias, como o azevém e o capim-lanudo (*Holcus lanatus*). A aveia, por suas características morfológicas, se presta muito bem para introdução com preparo superficial do solo. O azevém também se estabelece com relativa facilidade. As gramíneas perenes de estação fria, como a festuca (*Festuca elatior*) e falaris (*Phalaris aquática*) são muito lentas no estabelecimento para este tipo de situação. Precisamos ainda mais estudos e experimentações com essas espécies.

As leguminosas oferecem um número razoável de espécies que podem ser escolhidas de acordo com o interesse e situação de cada região. Trevo-branco, trevo-vermelho, trevo-vesiculososo (*Trifolium vesiculosum*) cv. Yuchi, cornichão (*Lotus corniculatus*), trevo-encarnado (*T. incarnatum*), trevo-de-carretilha (*Medicago polymorpha*), trevo-subterrâneo (*T. subterraneum*) e cornichão (*Lotus corniculatus*) são as leguminosas forrageiras mais utilizadas. O trevo-branco é o mais persistente, de excelente qualidade, e tem boa distribuição de produção durante o ano. Com boas condições de umidade e fertilidade, essa espécie persiste por muitos anos, desde que haja adequado manejo para ressemeadura. O trevo-vermelho, além de ser produtivo, tem um crescimento inicial rápido, o que é desejável para introdução sobre campo nativo. Essa forrageira consegue competir com o campo nativo no outono. O trevo-vesiculososo tem aumentado a área de cultivo no Estado. É produtivo e, apesar de ser anual, consegue se manter com bom manejo para ressemeadura. É tardio no primeiro ano, mas, graças ao alto percentual de sementes duras, oferece boa disponibilidade de forragem relativamente cedo no segundo ano. O trevo encarnado tem um ciclo bastante curto e é mais utilizado na Região da Serra. O trevo-carretilha também tem ciclo de produção curto, mas deveríamos insistir com a seleção deste material para a região da Campanha e Fronteira Oeste, pois adapta-se muito bem em solos relativamente rasos. O trevo-subterrâneo deve ser preferido para os solos arenosos, mas não tem tido muita utilização nos últimos anos, uma vez que os outros trevos têm produzido melhores resultados.

O cornichão produz bem no fim do inverno e primavera. Tem excelente adaptação às regiões da Campanha, Depressão Central e Planalto Médio. É relativamente lento no estabelecimento, mas tem a vantagem de não provocar timpanismo e oferecer forragem de muito boa qualidade. Além disso, é mais tolerante à acidez e à menor disponibilidade de fósforo em relação aos trevos. Trata-se de espécie pouco agressiva, daí a importância da ressemeadura natural para manutenção do estande ao longo do tempo. Outras espécies de *Lotus* L. tem sido introduzidas em pastagens naturais, principalmente no Uruguai, com boas chances de sucesso no Rio Grande do Sul, como o *Lotus uliginosus*, de boa adaptação a solos úmidos. A EPAGRI-Lages selecionou um material a partir da cv. Maku que possui florescimento e formação consistente de sementes, o que facilitaria sua introdução em campo nativo.

A introdução de leguminosas de estação fria sobre a pastagem natural, além do incremento na qualidade da forragem (proteína bruta, minerais e digestibilidade), proporciona a fixação do nitrogênio simbiótico. Alguns trevos podem fixar o equivalente a 200 kg de nitrogênio/ha/ano ou até mais que isso, desde que a semente da leguminosa tenha sido inoculada e peletizada. É desnecessário lembrar que o nitrogênio é um adubo caro e que pode ser conseguido quase de graça via fixação simbiótica. A melhoria da fertilidade e a conservação do solo podem ser creditadas também às práticas de melhoramento das pastagens nativas, utilizando gramíneas ou leguminosas ou suas consorciações. Entre outras vantagens das pastagens nativas melhoradas, existe a possibilidade de serem utilizadas durante os períodos chuvosos

sem os danos devido ao pisoteio, que ocorrem com preparos convencionais do solo, pois, sem a eliminação da pastagem nativa, permanece uma base firme que evita os efeitos prejudiciais do pisoteio (Jacques 1993).

Os resultados com a prática da introdução de espécies de estação fria têm sido excelentes. É claro que não podemos esperar o mesmo resultado obtido com o preparo convencional no primeiro ano. Mas, a partir do segundo ano a tendência é produzir resultados semelhantes aos do preparo convencional, chegando a atingir oito vezes a média do Estado, em termos de ganho de peso vivo/ha/ano. E o que é também importante, a um custo de aproximadamente 50% do custo com preparo convencional.

Comentários finais

O que já é conhecido há muito tempo é que, para o período quente (primavera e verão), nossas pastagens nativas são de muito boa qualidade, o que pode ser medido em termos de produto animal. Porém, o que estamos conhecendo nos últimos tempos é que o potencial dessas pastagens é muito maior do que imaginávamos e que o manejo correto, amparado cientificamente, pode produzir resultados ainda melhores – tanto no período quente como no período frio. Mesmo considerando as limitações das espécies forrageiras nativas no período frio, é possível suplementá-las de forma a atender às necessidades biológicas dos animais e expectativas econômicas dos produtores. Paradoxalmente, embora exista um bom acervo de informações a respeito do manejo, melhoramento e formas de utilização de nossas pastagens nativas, não temos tido sucesso na transferência de tais tecnologias para os produtores gaúchos. Podemos contar sempre com as pastagens nativas de maneira segura e sustentável, desde que bem manejadas, para enfrentarmos tanto os tempos normais como os tempos de adversidades climáticas.

Referências e leituras complementares

- Barreto I.L. 1999. Pastagens Naturais: passado, presente e futuro. In: *Seminário do Curso de Pós-Graduação em Zootecnia – Forrageiras*. DPFA, Faculdade de Agronomia/UFRGS, Porto Alegre.
- Boldrini I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional *Boletim do Instituto de Biociências UFRGS* 56: 1-39.
- Carvalho P.C.F., Fischer V., Santos D.T., Ribeiro A.M.L., Quadros F.L.F., Castilhos Z., Poli C.H.E.C., Monteiro A.L.G., Nabinger C., Genro T.C.M. & Jacques A.V.A. 2006. Produção animal no bioma Campos Sulinos. *Revista Brasileira de Zootecnia* 35 156-202.
- Carvalho P.C.F., Soares A.B., Garcia E.N. et al. 2003. Herbage allowance and species diversity in native pastures. In: *VII International Rangeland Congress (Proceedings...)*. Document Transformation Technology Congress, Durban, South Africa, pp. 858-859.
- Castilhos Z.M.S., Machado M.D., Gomes M.A.F., Nabinger C. et al. 2007. Material impresso distribuído em “dia de campo”. In: FEPAGRO, Hulha Negra, RS, pp. 1-4.
- Dall’Agnol M., Steiner M.G., Baréa K. & Scheffer-Basso S.M. 2006. Perspectivas de lançamento de cultivares de espécies forrageiras nativas: o gênero *Paspalum*. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal (Anais...)*. Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 149-162.
- Girardi-Deiro A.M. & Gonçalves J.O.N. 1987. Estrutura da vegetação de um campo natural submetido a três cargas animais na região sudoeste do RS. In: *Coletânea das pesquisas: forrageiras*. EMBRAPA-CNPO: Bagé, pp. 33-62.
- Heringer I. & Jacques A.V.A. 2002a. Acumulação de forragem e material morto em pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo em relação às queimadas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31: 599-604.
- Heringer I. & Jacques A.V.A. 2002b. Qualidade da forragem de pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 37: 399-406.
- Heringer I., Jacques A.V.A., Bissani C.A. & Tedesco M. 2002. Características de um latossolo vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo. *Ciência Rural* 32: 309-314.
- Jacques A.V.A. 1993. Melhoramento de pastagens naturais; introdução de espécies de estação fria. In: *Federação dos Clubes de Integração e Troca de Experiências. Campo nativo*. FEDERACITE. Caramuru, Porto Alegre, pp. 24-31.
- Jacques A.V.A. 1997. Material impresso distribuído no “dia de campo” do Cite n.100 (Morro da Vigia). Sítio Pinheirino. André da Rocha, RS.
- Jacques A.V.A. 2001. Aspectos do manejo e melhoramento de pastagens naturais. In: *Práticas para aumentar a eficiência dos campos naturais do Planalto Catarinense (2. Curso sobre melhoramento de campo nativo para técnicos)*. EPAGRI, Lages, SC.
- Jacques A.V.A., Nabinger C., Boldrini I.I., Schlick F. et al. 2003. Estudo da vegetação campestre e de alternativas sustentáveis para a prática das queimadas de pastagens nativas na região dos Campos de Cima da Serra, RS. In: *As Pastagens Nativas Gaúchas*. FEDRACITE XI: Porto Alegre, pp. 55-83.
- Lobato J.F.P. & Vaz R.Z. 2006. O manejo do gado de cria no campo nativo. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal (Anais...)*. Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 77-114.
- Marachin G.E. & Jacques A.V.A. 1993. Grassland opportunities in the subtropical region of South America. In: *17 International Grassland Congress (Proceedings...)*. Keeling & Mundi, Palmerston North, New Zealand, pp. 1977-1981.
- Maraschin G.E., Moojen E.L., Escosteguy C.M.D., Correa F.L., Apezteguia E.S., Boldrini I.I. & Riboldi J. 1997. Native pasture, forage on offer and animal response. In: *XVIII International Grassland Congress*, Winnipeg y Saskatoon, Canada, pp. 26-27.

- Messias L.G. 1999. Melhoramento do campo nativo no município de São Francisco de Paula, RS. In: *III Simpósio sobre Melhoramento do Campo Nativo* (Anais...), Lajeado Grande, São Francisco de Paula, RS.
- Nabinger C. 2006a. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtropical brasileiro. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). UFRGS, Porto Alegre, pp. 25-76.
- Nabinger C. 2006b. O pampa e o desenvolvimento: considerações sobre seu potencial produtivo e econômico. In: *4 Simpósio Cotrisal da Carne Bovina: Gestão e Produtividade* (Anais...). Cotrisal, São Borja, pp. CD-ROM.
- Quadros F.L.F.d. 2001. Conceitos fundamentais: origem e ecologia histórica da flora, importância ecológica, econômica e potencial de produção dos campos naturais. In: *2º Curso sobre melhoramento de campo nativo para técnicos: "Práticas para aumentar a eficiência dos campos naturais do Planalto Catarinense"*. Senar, Lages.
- Rocha M.G.d. 1997. *Desenvolvimento e características de produção e reprodução de novilhas de corte primíparas aos dois anos de idade*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 247.
- Scheffer-Basso S.M., Jacques A.V.A., Riboldi J. & Castro S. 1998. Qualidade da forragem de espécies de *Adesmia* DC. e *Lotus* L. 1 – Proteína bruta e digestibilidade *in vitro* da matéria orgânica. In: *XVII Reunião do Grupo Técnico do Cone Sul – Zona Campos*. EPAGRI, Lages, SC, p. 116.
- Soares A.B., Carvalho P.C.F., Nabinger C., Semmelmann C., Trindade J.K., Guerra E., Freitas T.S., Pinto C.E., Júnior J.A.F. & Frizzo A. 2005. Produção animal e de forragem em pastagem nativa submetida a distintas ofertas de forragem. *Ciência Rural* 35: 1148-1154.
- Souza F.A.L. 1999. Melhoramento do campo nativo na região de Lavras, RS. In: *III Simpósio sobre melhoramento do campo nativo* (Anais...), Lajeado Grande, São Francisco de Paula, RS.



José Luiz Ballvé. Campos de Cima da Serra, RS.



Capítulo 19

Manejo do campo nativo, produtividade animal, dinâmica da vegetação e adubação de pastagens nativas do sul do Brasil

Gerzy Ernesto Maraschin¹

Introdução

As pastagens nativas do sul do Brasil englobam áreas de formações de mata e de vegetação herbácea, tanto em campo limpo como em associação com espécies subarbustivas, moldando um mosaico e evidenciando características de savana. Esta vegetação é fortemente influenciada pelas temperaturas reinantes, apresentando variações em produtividade em função das estações do ano. Na flora herbácea predominam as gramíneas que convivem com um número menos expressivo de leguminosas (veja Capítulo 4). O desenvolvimento desta flora ocorreu sob os efeitos associados de latitude, altitude e fertilidade de solo, apresentando características peculiares refletidas na associação de espécies C3, de crescimento no inverno, com a predominância de espécies C4, de crescimento durante a estação quente do ano. A dominância relativa destas espécies nas comunidades vegetais é que determina a sua capacidade de crescimento nas estações do ano, definindo o equilíbrio da produção anual de forragem. E no conjunto encontram-se cerca de 800 espécies de gramíneas, e as leguminosas contribuem com mais de 200 espécies conhecidas. Estas duas famílias associadas com outros exemplares campestres, como as compostas e as ciperáceas, além de espécies subarbustivas, enriquecem a biodiversidade da flora, determinando grandes variações na composição botânica e substanciais diferenças de produtividade em função da dominância de certas espécies. Sobre este substrato desenvolveu-se uma pecuária extensiva e extrativista, quando da colonização da região.

O entendimento ecológico dos processos que envolvem produtividade, preservação da cobertura vegetal, valor forrageiro, limitações do ambiente e das suas aceitações, bem como o processo natural de sucessão, é a base para o manejo. Pois a ecologia de pastagens está intimamente associada à

Foto de abertura: Carlos Nabinger. EEA da UFRGS, Eldorado do Sul, RS.

¹ Prof. Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
E-mail: gerzy@terra.com.br

atividade humana e ao manejo empregado com os herbívoros domésticos. Os herbívoros são elementos determinantes da estrutura da vegetação, especialmente onde a taxa de herbivoria pode alcançar 50% da produção primária líquida da aérea, e até 25% da produtividade subterrânea (Sala 1988). Some-se a isto o fato das plantas diferirem em suas respostas às desfolhações aos ritmos diferenciais no crescimento estacional, e porque os herbívoros selecionam e consomem espécies e partes de plantas em desproporção a sua abundância na pastagem (Boldrini 1993). Como este recurso natural é utilizado por herbívoros, o pastejo exerce influência sobre espécies, formas de vida, e no crescimento desta vegetação, com a vantagem de que ele pode ser manejado para satisfazer demandas econômicas. Diferentes espécies animais ampliam a colheita da forragem daquele ambiente e podem direcionar as sucessões para vegetações ecológicas e economicamente atraentes (Araujo Filho *et al.* 1995).

As imprecisas estimativas de 8 - 10 milhões de hectares de pastagens nativas do Sul do Brasil foram espoliadas com a expansão da atividade agrícola e pela urbanização, mas a força das sucessões secundárias continua expandindo sua proteção e contribuição. Suas formas de vida ressurgem nas áreas de cultivos abandonadas, e também se apresentam como novas áreas com contribuições eficazes em sistemas de produção mais qualificados. Por desconhecimento da sua realidade e potencial, as pastagens nativas foram rotuladas de improdutivas, de baixa qualidade, e que mereciam serem substituídas por espécies cultivadas. As estimativas atuais, baseadas em estudos mais detalhados (Hasenack *et al.* 2007), indicam uma existência de cerca de 6,5 milhões de hectares de campos com vegetação natural. E isto ainda representa um enorme patrimônio.

Os conhecimentos das décadas dos anos 60 e 70 permitiam confusão sobre matéria seca de pastagens e a forragem obtida pelo animal em pastejo. Isto estava associado ao conceito mal adquirido sobre o pastejo seletivo e as vantagens para o animal em pastejo, agravado pelo desconhecimento das suas vantagens produtivas na promoção de um rebrote mais rápido após pastejo. Para esta resposta, o tipo de animal, sua genética e aptidões, exercem um condicionamento marcante na expressão do uso das pastagens nativas. Também a evolução cultural da sociedade está propiciando oportunidades para a manutenção de ecossistemas naturais manejados para produção de carne de novilhos produzidos sobre a pastagem nativa; a manutenção destes ecossistemas naturais dentro de áreas de conservação e/ou lazer: em parques nacionais, reservas ecológicas e hotéis fazenda, onde o herbívoro será sempre um elemento moldador da paisagem. As mensagens técnicas para estas situações já estão disponíveis, e com resultados seguros.

Produtividade da pastagem nativa do Sul do Brasil

O produto matéria seca (MS) da parte aérea das pastagens nativas tem pouco valor comercial. Com a participação dos herbívoros de interesse econômico, a forragem colhida daquela MS adquire valor pela sua capitalização na forma de produto animal, e pode ser comercializada. Desde longa data, e ainda nos dias atuais, a filosofia reinante na exploração e uso das pastagens nativas continua atrelada ao pastoralismo (Tothill *et al.* 1989). A característica deste pastejo tribal é o rendimento por unidade de área, já que o número de animais é que forma o valor econômico da atividade para aquela sociedade. E esta prática ainda continua em uso nas sociedades menos desenvolvidas. Por outro lado, na filosofia dos ecossistemas manejáveis (*ranching*) o rendimento por animal e o valor comercial do produto animal é que formam a expressão econômica da sua utilização. Esta nova filosofia de uso da produção de forragem é conduzida com base no manejo de pastagens e rebanhos em áreas delimitadas, e com possibilidade da adição de insumos externos. No entanto, ainda se encontram muitas explorações de pastagens nativas com a filosofia e rendimento do pastoralismo, mas alimentando as expectativas de rendimento dos ecossistemas manejáveis.

Até pouco tempo, a cultura técnica dominante no Sul do Brasil desconhecia práticas simples de manejo de campo que lhe restaurasse a vegetação, e que pudessem embasar decisões futuras e

contribuintes de longo alcance. No entanto, adquiriu-se a consciência de que era necessário compreender e conhecer a capacidade de produção da pastagem nativa, e saber que nível de disponibilidade de forragem não limitava o consumo de forragem, para se obter altos rendimentos por animal, e como esta condição de pastagem determina o ganho de produto animal por hectare.

Taxa de acúmulo de matéria seca da pastagem nativa

A cobertura vegetal condicionada pelo ambiente físico elabora diariamente, através da fotossíntese, a matéria seca que serve de alimento e compõe a dieta do animal em pastejo. A massa de MS que a pastagem produz ao longo da estação de crescimento é o produto da ação integrada da altitude, do tipo de solo, das condições climáticas da região e da flora reagente. Deve-se destacar que a faixa de transição climática dominante no sul do Brasil favorece mais as espécies de crescimento estival, daí as curvas estacionais de produção de forragem para pastagem nativa de Depressão Central (Apezteguia 1994, Correa & Maraschin 1994, Maraschin *et al.* 1997). Na estação fria, que cobre em torno de 90 a 120 dias, há menor crescimento devido às temperaturas, à ocorrência de geadas e à irregularidade das chuvas, além da rejeição da forragem a campo, que ampliam os erros experimentais associados com as avaliações na pastagem, daí a inconsistência dos resultados estacionais (Moojen 1991). Apesar disto, as espécies nativas de inverno contribuem com 18% da MS anual no RS (Gomes 1996), e com 17% no Uruguai (Berreta & Bemhaja 1991). Mas é a estação quente do ano a grande responsável pela produção de forragem, pois cobre aproximadamente 240 a 270 dias do ano (Maraschin *et al.* 1997).

O crescimento diário da massa de forragem é denominado de taxa de acúmulo de matéria seca da pastagem nativa e representa, efetivamente, os kg de MS que se dispõe no campo para ser colhido e consumido pelo animal em pastejo. A Tabela 19.1 mostra o acúmulo de MS/ha/dia numa pastagem nativa da Depressão Central do Rio Grande do Sul, influenciada pelos níveis de oferta de forragem (OF), definidos como kg de MS total oferecida por 100 kg de peso vivo (% PV) de animal e por dia, com a MS residual correspondente (Moojen 1991, Correa & Maraschin 1994). Observa-se que a taxa de acúmulo de MS/ha/dia aumenta com os níveis crescentes de OF além de 12% PV e tende a diminuir com 16% PV. As avaliações realizadas mostraram estimativas de 16,3 kg de MS/ha/dia, como a máxima taxa média de acúmulo com a OF de 13,5% PV, o que correspondeu a manter uma massa de MS total no campo em torno de 1400 - 1500 kg de MS/ha a qualquer momento.

Quanto à produção de MS na estação quente do ano, observou-se de 2075 até 3393 kg de MS/ha nesta pastagem nativa, sendo considerada como a forragem disponível e a responsável pelo número de animais que aquela pastagem nativa pode alimentar. Com a evolução da planta e o acúmulo de material envelhecido na base das plantas, parece haver redução na taxa de acúmulo de MS e também uma inibição ao ganho de peso individual dos animais, conforme indicado pelas respostas no nível 16% PV (Fig. 19.1). No entanto, ambas apresentam curvas de desenvolvimento paralelas, o que parece indicar que o ganho médio diário por animal tem relação com a taxa de acúmulo de MS/ha/dia, pois ambas apresentaram otimização de resposta com a OF de 13,5% PV.

Pode-se perfeitamente avaliar a influência da intensidade de pastejo em função dos níveis de ofertas de forragem no fluxo de ener-

▼ Tabela 19.1 | Parâmetros da pastagem e eficiência de transformação da energia radiante numa pastagem nativa da Depressão Central do RS, com predominância de *P. notatum* submetida a níveis de oferta de forragem. Média de 5 anos, EEA-UFRGS. (21.600.000 MJ/ha de RFA incidente).

Parâmetros	MS OFERECIDA - % PV			
	4	8	12	16
Taxa de Acúmulo (kg MS/ha/dia)	11,88	15,52	16,28	15,44
Produção de MS (kg/ha)	2075	3488	3723	3393
Prod. Primária Aérea (MJ/ha)	40.877	68.714	73.343	66.842
PAR/Prod. Prim. Aérea (Ef. %)	0,20	0,34	0,36	0,33
Ganho Médio Diário (kg/An.)	0,150	0,350	0,450	0,480
Animais-dia/ha	572	351	286	276
Carga Animal (kg PV/ha/dia)	710	468	381	368
MS Residual (kg/ha)	568	1006	1444	1882
Ganho de Peso Vivo (kg/ha)	80	120	140	135
Prod. Secundária (MJ/ha)	1.880	2820	3290	3173
PAR/Prod. Secundária (Ef. %)	0,009	0,015	0,017	0,013
Prod. Prim./Prod. Secund. (MJ/MJ)	4,48	4,53	4,66	4,10

Adaptado de Maraschin *et al.* (1997) e de Nabinger (1998).

gia do sistema. Os valores de MS/ha e ganho de peso vivo/ha são multiplicados por 19,7 e 23,5 MJ/Kg, respectivamente (Briske & Heitschmidt 1991). Em função da radiação global e da radiação fotossinteticamente ativa (RFA = PAR) normais para o período, Nabinger (1998) determinou as eficiências de conversão que representam o quociente entre os valores energéticos considerados, multiplicados por 100 (Tab. 19.1). Com a OF de 4% PV, teve-se uma conversão da PAR em produção de MS de 0,20%. A conversão aumentou para 0,34% com a OF de 8% PV, chegou a 0,36% com a OF de 12% PV, sofrendo redução para 0,33% com a OF de 16% PV, conseqüência da idade e do acúmulo natural de material senescente nas plantas da pastagem nativa, influenciada pelos níveis de OF. Observa-se, nitidamente, que ocorreu uma elevação da produção primária da pastagem nativa, com 80% de aumento para a OF de 12% PV.

A entrada do animal em pastejo com sua capacidade de discriminação, preferindo o verde ao seco, e do verde as folhas em relação aos colmos, e destas consumindo não mais do que a metade superior das folhas novas, mostra de forma clara, o que é forragem e o que deve permanecer no campo como estrutura de planta, para continuar produzindo aquela forragem. Portanto, é necessário que se faça distinção entre o que é biomassa aérea das plantas, o que é MS, o que é MS disponível, o que é forragem ao alcance do animal em pastejo, o que é forragem da qual o animal obtém sua dieta, e o que é resíduo após pastejo para manter uma condição de rebrote permanente da pastagem (Maraschin 1993). Entendendo esta situação, adquire-se o conhecimento necessário para compreender como o animal trata a forragem em relação à condição do perfil da pastagem.

Observando-se os dados da Tabela 19.1, verifica-se que os maiores GMD por animal atingem valores mais altos quando os números de animais-dia/ha são menores. E o G/ha atinge um máximo, muito próximo da máxima taxa de acúmulo de MS/ha/dia da pastagem, cuja maior eficiência de captação da PAR está próximo da obtida com a OF de 12% PV. Da mesma forma, observando a eficiência da produção secundária em função da energia fixada pela produção primária, o fluxo de energia no sistema mostrou que a relação da PAR com o G/ha foi de 0,009% na OF de 4% PV, atingiu 0,015% na OF de 8% PV, e alcançando 0,017% no nível de OF de 12% PV, já além do ponto de máximo G/ha, que mostrou redução para o nível de OF de 16% PV. Além disto há o material morto (MM) no perfil da pastagem que aumenta com os níveis de OF, e que é, inadvertidamente, considerado como forragem consumível da MS daquela pastagem (Maraschin 1996, 1999). Este é um aspecto importante para ser melhor entendido na relação planta-animal, pois tem a ver com a expressão da qualidade da forragem e do rendimento global das pastagens. Num primeiro momento, este MM é um importante contribuinte à reciclagem de nutrientes nos ecossistemas naturais ecologicamente manejados, promovendo a retenção de água nos solos, e a conservação do solo, flora e fauna. Há suspeitas de que a sua presença na base do perfil das pastagens seja um bom indicador ecológico.

Otimização da produção animal do ecossistema pastagem nativa

A quantificação e a composição da forragem disponível aos animais é que determina uma produção animal sustentável (Moraes *et al.* 1995), a qual depende da oferta de forragem para aquela categoria animal (Maraschin 1996). Inicialmente precisa-se conhecer o quanto se tem de forragem para que se possa bem alimentar uma carga animal, mantendo aquele tipo de animal desempenhando suas funções biológicas de maneira adequada. O conhecimento gerado e desenvolvido no Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, aliado ao entendimento da transformação e capitalização da MS da forragem em produto animal, permitiu **resgatar o patrimônio pastagem nativa**, e elevá-lo a um patamar que nunca fora considerado, por falta do entendimento embutido dentro da relação solo-planta-animal. O ecossistema natural que receberá os novos acréscimos tecnológicos atuará como um receptáculo de braços abertos às ofertas adequadas a sua potencialidade, mas que recusa o atendimento às demandas excessivas impostas pela ambição humana (Maraschin 2004).

A estacionalidade da produção de forragem inclui as ações de um ambiente favorável, pois há precipitações satisfatórias ao longo do ano, determinando uma carga animal diferente para a estação fria (40 - 30% do ano) e para a estação quente (60 - 70% do ano) (Moojen 1991). Em função destas flutuações estacionais, lotações ou cargas animal fixas podem contribuir para a perda de rendimento animal, comprometer o ecossistema pastagem nativa e vulnerabilizar o produtor. Como a produção verdadeira do campo nativo ocorre na estação quente do ano, é particularmente na primavera que os animais conseguem ganhar mais peso e moldar a curva de ganho ao longo da estação do ano (Correa & Maraschin 1994). Os resultados mostram que a mesma é dependente da curva de crescimento da pastagem (Tab. 19.1) e da oferta de forragem (Apezteguia 1994, Maraschin *et al.* 1997). Isto significa que se o produtor deixar de aproveitar bem o crescimento da forragem da primavera, sem capitalizá-la em produto animal, ele não a recuperará mais ao longo do verão.

Para melhor compreender a relação solo-planta-animal da pastagem nativa, foi obtida uma gama de informações que permitem levar avante a tarefa de produzir bem e melhor, e a baixo custo (Tab. 19.1). Ao longo de seis anos consecutivos manteve-se as ofertas de matéria seca (OF) de 4; 8; 12 e 16% PV, sob pastejo com novilhos. As estimativas de acúmulo e produção de MS eram realizadas a cada 28 dias ao longo da estação quente, com técnicas seguras, e os ajustes de carga eram feitos sempre que necessário. No inverno, mantinha-se animais nas pastagens, com carga ajustada para a estação fria, e acompanhava-se o peso dos mesmos. Todos os animais eram pesados a cada 28 dias, com enxugo no início e final do período experimental.

Os níveis de oferta moldaram perfis de pastagens diferenciados no campo. Com baixa oferta de forragem (4% PV = a pressão de pastejo bem alta) a pastagem mostra-se uniforme, semelhante a um gramado baixo, e a forragem de folhas novas apresenta um teor de 8,0% de proteína bruta. Há predominância de espécies prostradas de verão, eliminação quase total das espécies de inverno, e uma pequena contribuição das leguminosas nativas, diminuição do capim-caninha (*Andropogon lateralis*), da barba-de-bode (*Aristida* spp.), do gravatá (*Eryngium* spp.), e a ocorrência de maior proporção de solo descoberto. Aquela impressão de atividade de rebrote não se traduz em produção de forragem, pois falta massa de MS, e os GMD por animal são bem baixos. Com o aumento para 8% PV os animais se apresentam numa melhor condição corporal, mas a pastagem mostra-se vulnerável, e sem proteção no perfil para as espécies mais sensíveis ao pastejo. No entanto, é uma intensidade de uso que pode merecer atenção em determinadas situações de fazenda.

Por outro lado, nas OF de 12% e 16% PV (nas pressões de pastejo baixa e bem baixa), com maior massa de forragem em oferta, o campo apresenta-se mais alto e com a presença de touceiras que variam em diâmetro. Nesta condição de pastagem, encontra-se com maior frequência espécies que vegetam nos invernos e conferem mais qualidade ao campo nativo, como a flexilha (*Stipa* spp.), o cabelo-de-porco (*Piptochaetium* spp.) e a cola-de-lagarto (*Coelorachis selloana*), além de leguminosas nativas estivais, com destaque para o pega-pega (*Desmodium incanum*). A observação freqüente das pastagens permitiu ver que somente após 8 – 10 anos deste pastejo mais folgado se começou a encontrar, a campo, as leguminosas nativas produzindo forragem, florescendo e produzindo sementes. Com estas imagens acreditou-se que estava iniciando um patamar de estabilidade de espécies naquela pastagem nativa, desenvolvendo uma visão panorâmica da pastagem (Stuth & Maraschin 2000).

Nesta nova condição de campo mais folgado o animal exerce um pastejo mais seletivo e colhe porções de mais qualidade da MS presente, deixando maior proporção das plantas sem serem pastejadas. Isto parece que também estava acontecendo com as plantas das leguminosas. Paralelamente, também contribuía para a manutenção de maior área foliar e as plantas reiniciavam os seus rebrotes com mais vigor após cada desfolha sob pastejo com lotação contínua. Com a oportunidade de **algum pastejo seletivo**, fruto de um campo mais folgado, parece haver maior taxa de acúmulo de MS, as plantas crescem mais e produzem mais forragem, permitindo que o animal também pasteje à boca cheia,

obtendo uma dieta que lhe permita melhor expressar a qualidade da forragem desta pastagem nativa (Fig. 19.1). Este GMD próximo a 0,500 kg por animal, atualmente é um referencial qualitativo de pastagens até para a recomendação de semeadura e uso de uma espécie cultivada. Aparentemente, isto não seria possível em função dos níveis de proteína bruta da forragem. Mas ao se oferecer mais forragem ao animal, ele seleciona uma dieta que lhe fornece mais nutrientes daquela pastagem. E se o animal está colhendo mais, é porque está colhendo melhor naquele ambiente.

Com o aumento gradual da oferta de MS, há aumento na cobertura do campo, uma presença maior de folhas, uma maior produção e disponibilidade de forragem e maior oportunidade para a produção animal. Vale observar que a relação da PAR sobre o ganho por hectare (PAR/Produção Secundária) quase dobra ao passar da OF de 4% PV para a OF de 12% PV. O máximo G/ha coincide com as cargas menores, que são exatamente aquelas que propiciam altos GMD, fruto de maior taxa de acúmulo de MS/ha/dia e pastejo folgado. A relação Produção Primária/Produção Secundária mostra 4,48% de eficiência para a OF de 4%, chegando a 4,66% para a OF de 12%, consequência do aumento no GMD. Na faixa ótima de ganhos explora-se melhor o momento mais produtivo dos grupos de espécies da pastagem nativa, e permite-se que as espécies de interesse também produzam sementes, pois encontram proteção dentro da comunidade de plantas. Um aspecto importante observado, diz respeito à contribuição de espécies do banhado para a qualificação da dieta do animal nestas maiores ofertas de forragem, além de oferecer proteção para a fauna silvestre. Observando o perfil deste tipo de pastagem, viceja a satisfação de ver e sentir a materialização da imagem de um campo que se ajudou a construir. Este bem feito esboça segurança e sorrisos.

Com a resposta **curvilinear** obtida pode-se determinar a faixa ótima de utilização da forragem da pastagem nativa, promovendo sua produtividade e assegurando a sua sustentabilidade, que é indicada pela maior eficiência de utilização da PAR incidente (Tab. 19.1 e Fig. 19.1). A faixa da ótima utilização da forragem situa-se entre 13,5% PV para o máximo GMD por animal ($GMD = -0,212 + 0,108 OF - 0,004 OF^2$), e 11,5% PV para o máximo G/ha ($G/Ha = -17,9 + 29,2 OF - 1,3 OF^2$), onde pode-se conciliar ganho por animal com ganho por hectare. Como o animal que pasta e colhe a forragem é definido pela imagem da categoria animal (vaca-terneiro; ovelha-cordeiro; vaquilhona; novilho; touros; eqüinos, etc.), cada categoria apresenta um peso característico, e a pastagem deve ser manejada de acordo com a demanda biológica daquela categoria animal. Portanto, a carga animal na capacidade de suporte da pastagem só poderá ser definida em função do produto animal envolvido, e não é fixa, já que depende do meio ambiente em que se situa.

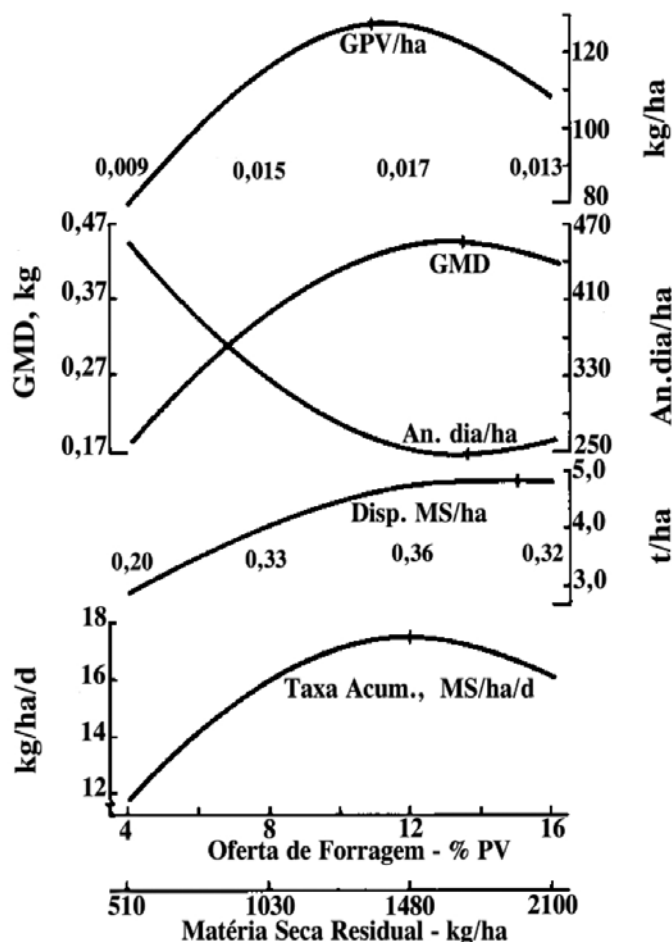


Figura 19.1 Parâmetros da pastagem nativa em função de ofertas de forragem e eficiências de captação e transformação da radiação.

▼ Tabela 19.2 | Desempenho da pastagem nativa na faixa ótima de utilização e o rendimento animal.

PARÂMETROS	RESPOSTAS
MS / ha / dia	16,30 (avaliado)
Animais.dia/ha	282 (contados)
Ganho Médio Diário (kg)	0,517 (avaliado)
Ganho / hectare (kg)	146 (calculado)
Capacidade de Suporte	1,17 nov. 2 anos (calculado)
Carga Animal (kg/ha)	370 (observado)

Em função da determinação da amplitude ótima de utilização da pastagem pode-se construir a Tabela 19.2, que reflete a otimização do uso da pastagem nativa e a carga animal que ela pode bem alimentar na sua capacidade de suporte ótima. Na estação quente do ano, num período com 220 a 240 dias de pastejo do campo nativo, vê-se que o ajuste destes resultados se encaixam adequadamente na equação do rendimento de produto animal em pastagens da seguinte forma:

$$\begin{aligned}\text{RENDIMENTO} &= \text{QUALIDADE} \times \text{QUANTIDADE} \\ \text{GANHO / Ha} &= \text{GMD} \times \text{Animais.dia/ha} \\ 146 \text{ kg} &= 0,517 \text{ kg} \times 282\end{aligned}$$

Saliente-se que há oportunidade de boa colheita da MS do campo nativo, cujo montante representa um acréscimo anual de 600.000 t de peso vivo, a baixo custo, só no Rio Grande do Sul. Isto pode ser obtido com a estratégia de permitir maior OF ao animal em pastejo, e com isto otimizar a taxa de acúmulo de MS da pastagem. E estas oportunidades estão disponíveis para aplicação imediata, e com segurança, na região sul do Brasil.

Dinâmica da pastagem nativa

As pastagens nativas do sul do Brasil evoluíram sem a presença dos grandes herbívoros (veja Capítulos 1 e 2), mas foram alteradas com a introdução dos animais domésticos pastadores no início da colonização do continente. A partir de então, passaram de uma condição clímax, para um disclímax produtivo, apresentando plantas com hábitos de crescimento e formas de vida distintas. O reconhecimento do valor das pastagens nativas, incluindo a necessidade de reverter o processo de degradação pelo excesso de pastejo, e a conseqüente baixa produtividade, tornou importante o conhecimento sobre a ecologia deste recurso natural. Boldrini (1993) usou a cobertura vegetal como critério para medidas de modificações na vegetação, estendendo para 4 a 5 anos o tempo de coleta de informações para descrições da comunidade, aumentando assim, o numero de observações. Como resultado, verificou que tipo de solo exerce uma influência maior que níveis de oferta de forragem sobre a composição da vegetação. Constatou que as plantas de hábito ereto são mais sensíveis ao desfolhamento do que as de hábito prostrado, porque os seus tecidos folhares e pontos de crescimento estão mais expostos à desfolhação pelos animais. Numa condição de menor intensidade de utilização estas espécies conseguem sobressair na pastagem, sombreando e ameaçando as de hábito prostrado.

Na avaliação da dinâmica da vegetação com base na cobertura vegetal, verificou que *Paspalum notatum* foi a espécie mais presente e contribuinte, sendo considerada uma espécie importante desta pastagem nativa. Junto com *P. paucifolium*, ambas rizomatosas, exercem seu pioneirismo nas áreas mais erodidas e lixiviadas, e com maior cobertura na OF 4% e 12% PV. A espécie *Andropogon lateralis*, é beneficiada pelos maiores teores de umidade no solo, e muito sensível aos aumentos de pressão de pastejo, sofrendo redução drástica (de 24,4% para 4,5%) com baixas OF. No entanto, é versátil na resposta ao manejo e se mantém estável na capacidade de suporte ótima da pastagem, e oferece proteção a outras espécies avidamente pastejadas, permitindo a ressemeadura das mesmas. Ela modifica seu hábito de crescimento sob pastejo mais intenso no início da primavera, e adquire uma forma rosulada de crescimento, parecendo perder o estímulo ao florescimento e mantém um desejável hábito vegetativo que os animais apreciam. Assim ela passa a ser uma efetiva contribuinte a produção de forragem. A espécie *Axonopus affinis* com longos estolões também avança em áreas com bom teor de umidade mas com menor fertilidade de solo, e é beneficiada pelo pastejo pesado das baixas OF. A espécie *Aristida filifolia*, é bem adaptada a solos mais secos, e beneficiada pelas pressões de pastejo mais leves, onde se mantém estável. *P. plicatulum* apresenta lignificação na base da lâmina folhar, o que poderia dificultar a remoção total das folhas, mas é muito bem aceita e consumida pelos

animais, e é prejudicada pelo pastejo pesado das baixas OF. Parece ser uma espécie que se beneficia com o pastejo mais folgado, pois mostrou incrementos importantes no número de indivíduos e na sua cobertura, após dois a três anos de pastejo leve. A vegetação herbácea mais vigorosa lhe dá proteção, e assim, consegue produzir sementes e aumentar o número de indivíduos na pastagem. A espécie *Piptochaetium montevidense* é importante por crescer mais no inverno-primavera. Apresenta mais cobertura nas encostas das coxilhas, e parece que sofre com a competição de outras espécies em nichos mais bem providos de umidade, mas tende a se manter em vegetações menos densas. Outra espécie bem importante é a leguminosa *Desmodium incanum* (o popular pega-pega), que apresenta picos de cobertura mais evidentes nas maiores OF (pressões de pastejo mais leves) na primavera, mantém taxa de acúmulo de MS no verão, e com o auxílio das espécies protetoras tende a completar o ciclo com a maturação das sementes. Mostra versatilidade ecológica para superar a competição, floresce e produz sementes, gerando plantas hábeis para aumentar a população e a contribuição à MS das pastagens.

Como o estudo de Gomes (1996) associava níveis de oferta de forragem com fertilidade de solos e diferimentos, as espécies prostradas (*P. notatum*) mostraram maior presença nos pastejos mais pesados, enquanto as cespitosas (*Andropogon selloanus*, *Elyonurus candidus*) estiveram mais presentes nos pastejos leves a bem leves, fruto das maiores OF. Grupos de plantas independente de hábito de crescimento, como *P. paucifolium*, *Eragrostis neesii*, *Eryngium ciliatum*, ocorrendo nos locais mais secos, enquanto *Andropogon lateralis*, *Eryngium horridum*, *Schizachyrium microstachyum*, *Eryngium elegans*, *Baccharis trimera* ocorriam em locais com maior disponibilidade de água no solo, e também sensíveis ao pastejo pesado. Aspecto interessante foi mostrado por *Coelorachis selloana* e *Piptochaetium montevidense*, ambos de pequeno porte e que mantêm as gemas junto ao solo, tolerando pastejo intenso. Mas ao se elevar as OF elas acompanham a altura do perfil da pastagem, não são excessivamente sombreadas e se mantêm contribuintes em função da versatilidade ecológica. Também mereceu destaque a leguminosa nativa *Desmodium incanum* com a sua capacidade de mudança de hábito, mantendo-se prostrado com pastejo pesado, e elevando os seus ramos na altura da comunidade quando o pastejo é interrompido, mantendo também uma ramificação vigorosa. Por outro lado, as leguminosas *Aeschynomene falcata*, *Chamaecrista repens*, *Stylosanthes leiocarpa*, *Trifolium polymorphum* e *Zornia reticulata*, estão associadas à maior utilização da pastagem, mas necessitam de períodos de descanso. Novamente o aumento da OF entra em cena para permitir um período de descanso maior para espécies bem aceitas pelo animal. Manejar o campo nativo com OF que não limitem a ingestão de forragem pelo animal em pastejo parece ser o procedimento ecológico eficiente para restaurar e manter sua produtividade com sustentabilidade.

Resposta da pastagem nativa à adubação

As pastagens nativas sempre foram consideradas limitadas em qualidade e em potencial de produção. Não havia muita segurança nas suas respostas embora Scholl *et al.* (1976) mostrassem aumentos na produção de MS da PN com aplicação de N para o verão, e também Barcellos *et al.* (1980) obtivessem resposta significativa da pastagem nativa à aplicação de altos níveis de adubação fosfatada. Após os resultados de Rosito & Maraschin (1985) com a sucessão secundária de uma área adubada, descortinou-se um novo cenário para a pastagem nativa no sul do Brasil, onde os resultados em produção animal na Depressão Central (Perin & Maraschin 1995) equiparam-se aos obtidos nos campos da Campanha (Barcellos *et al.* 1980). Nos campos pobres da Depressão Central do RS (30° S), as aplicações superficiais de calcário e adubos mostraram respostas favoráveis (Moojen 1991). E na avaliação de (Gomes 1996), revelaram elevação do pH e redução do Al⁺⁺⁺, e ao mesmo tempo, elevaram os níveis de cálcio, magnésio e fósforo até 7,5 cm de profundidade do solo. A matéria orgânica também aumentou nesta camada do solo com o aumento das adubações, semelhante ao diferimento na estação de crescimento, que também promoveu maior acúmulo de material morto na pastagem. Desde o início da pesquisa foi observada a pronta resposta de *Desmodium incanum* aos níveis de adubação,

mostrando uma participação de 12,5% (Moojen 1991), chegando aos robustos valores de 24, 4% de contribuição à MS da pastagem nativa, cinco anos após (Gomes 1996, Gomes *et al.* 2001).

A duração do tempo de ação dos tratamentos de adubação alterou o número das 137 espécies encontradas por Moojen (1991) em relação às 122 encontradas por Gomes (1996), o que foi atribuído às melhores condições proporcionadas a algumas espécies, antes limitadas pela baixa fertilidade do solo, que viessem a dominar, modificando a flora. Merecem destaque a presença e contribuição de *Paspalum dilatatum*, *P. maculosum*, *P. pauciciliatum* e *P. urvillei*, gramíneas desejáveis e de boa qualidade mas que não haviam sido relacionadas por Moojen (1991), além do desenvolvimento da leguminosa *Trifolium polymorphum*. Outra importante observação relatada por Gomes (1996) foi o aumento na frequência de *D. incanum*, *Agrostis montevidensis*, *Coelorachis selleana*, *P. notatum*, *Sporobolus indicus* e *Stipa* sp., quando foi aplicado mais de 250 kg/ha de P_2O_5 , sendo também, as espécies que mais aumentaram a participação na produção de MS das pastagens, enquanto *Elyonurus candidus*, *Aristida* spp. e material morto diminuíram suas participações. Com as aplicações abaixo do nível de 250 kg/ha de P_2O_5 as espécies *P. plicatulum*, *P. montevidense* e *A. affinis* aumentaram suas presenças no campo com alguma contribuição a produção de MS, enquanto as espécies *A. lateralis*, *E. candidus* e *P. montevidense* eram contribuintes intermediários.

Com estas imagens de pastagens nativas adubadas, Moojen (1991) e Gomes (1996) obtiveram 7,0 t/ha de MS com adubação NPK aplicado superficialmente. Partindo destas mensagens e acrescentando mais N, além de evitar o estresse hídrico, Costa (1997) conseguiu 12,0 t/ha de MS e desenvolveu um modelo de produção de MS por m² por dia para a espécie *P. notatum*, com a seguinte equação: **MSV = 0,44 . Rs (1 - exp (-0,0031. ST) + R**; onde **Rs** é a radiação solar global, **ST** é a soma térmica e **R** é a MS verde residual. Seguindo estas indicações, Boggiano (2000) evoluiu os estudos sobre uma melhor condição de pastagem e obteve 18,0 t/ha de MS total numa pastagem nativa dominada por *P. notatum*, incluindo estolões e raízes até 8 cm de profundidade, alcançando 700 kg de ganho de peso vivo por hectare em 200 dias de pastejo, sob lotação contínua. Estas respostas removeram as suspeitas sobre as limitações da pastagem nativa e criaram novas expectativas sobre este recurso natural.

Mudanças na estrutura da pastagem nativa adubada

Com a evolução do programa de pesquisas, ampliou-se o estudo da pastagem nativa adubada, submetida a níveis de OF e de N, num delineamento experimental Composto Central Rotacional com Precisão Uniforme, utilizando três dias de pastejo, num ciclo de pastejo de 38 dias. O estudo evidenciou o desconhecimento das respostas da adubação da pastagem nativa e sugere aquisição de maior entendimento sobre os efeitos deste insumo nestas pastagens. A ação positiva do nitrogênio sobre algumas espécies importantes da pastagem nativa, como *P. notatum*, mostra confiabilidade nos rendimentos de pastagens produtivas. Segundo Lemaire (1997), a produção de MS das pastagens no estágio vegetativo depende fundamentalmente de três variáveis morfogênicas: taxa de aparecimento de folhas (TAF), taxa de expansão de folhas (TEF) e duração de vida das folhas (*Leaf Life Span* – LLS). Estas variáveis são definidas geneticamente, mas a ação dos fatores ambientais como temperatura, água e nutrição nitrogenada as modificam. As combinações dessas variáveis estabelecem as características estruturais das pastagens, como densidade de filhinhos, tamanho de folha e número de folhas por filhinho, cuja dinâmica de conjunto compõe o índice de área foliar (IAF) que significa m² de superfície de folhas por m² de solo. Boggiano (2000) verificou que número e tamanho de folhas e de filhinhos, bem como a TEF são muito sensíveis ao efeito do N e manejo de desfolha, determinando diferentes velocidades de recuperação de *P. notatum* após pastejo. A TAF flutuou entre 5,5 - 7,0 dias influenciada por N e OF, sendo que pastejos mais leves, com maiores OF, aumentam o comprimento das bainhas, e conseqüentemente o período de expansão e o tamanho da nova folha. Com baixa aplicação de N há aumento no número de folhas de menor tamanho e com maior duração de vida. Com aumento na aplicação de N há menor

número de folhas de maior tamanho e com menor duração de vida. A vida média das folhas variou de 21 a 31 dias, aumentando com as OF e com a redução do N. Ficou bem evidenciado que TAF e densidade de afilhos aumentam com a intensificação da desfolha.

A densidade de afilhos é dependente da TAF e aumenta com menores OF que provocam maior frequência de pastejos (aumento no número de desfolhas). Por outro lado, o N aumenta as inovações e estabelece a densidade de afilhos nas OF menores e contribui para redução no número de afilhos nas OF mais altas, onde as desfolhas são menos frequentes. A interação N x OF altera as relações de compensação, com tendência a maior densidade de afilhos para alto N e baixas OF. Reduzindo N diminui a densidade de afilhos, mas aumentando N, eleva-se o peso dos afilhos. Isto permite visualizar uma área coberta com *P. notatum* e moldar um gramado compacto com baixa produção de MS, diferenciando-o de uma pastagem para produção animal em pastejo, com menores densidades de afilhos maiores, num perfil mais elevado, que asseguram altas taxas de produção de MS e mais favorável ao pastejo de animais produtivos.

O comprimento médio final das lâminas inteiras é mais dependente da intensidade de desfolha anterior (IAF residual) do que do nitrogênio. Os afilhos de maior tamanho são os que apresentam maiores taxas de expansão de folhas (Tab. 19.3). E parece ser vantajoso promover manejo que assegure maior tamanho de afilhos. O índice de área folhar (IAF) é o principal fator resultante que determina a interceptação da energia radiante incidente, a qual tem efeito direto nas taxas de acúmulo de MS das pastagens (Brougham 1959, Parsons *et al.* 2000). Para *P. notatum* foi observada uma resposta ao N e às OF, chegando a um valor de IAF igual a 9,4 e que é alto para este tipo de planta.

Com baixo N a pastagem se apresenta mais prostrada e menos exposta à ação de desfolha pelo animal. Com aumento da OF há maior pastejo seletivo com maiores resíduos após pastejo, favorecendo o rebrote. Com o pastejo frequente e baixo N há folhas menores com baixos valores de IAF, menor interceptação de luz e menor produção de MS. A rápida reposição de IAF após pastejo pode ser conseguida com aumento no nível de N, que nas OF maiores promove um início de rebrote com mais velocidade, e com IAFs mais altos ao final do período de rebrote. Este aumento na interceptação da radiação seqüestra mais carbono, produz mais forragem, e aumenta a eficiência de uso do nitrogênio aplicado.

A MS verde da pastagem é construída a partir da massa residual pós-pastejo acrescida da taxa de acúmulo líquido do período de rebrote, que é crescente pela ação do N. No entanto, o efeito de manejo ficou bem evidenciado, pois Boggiano (2000) observou aumentos na MS disponível de 1000 kg/ha para cada 35 dias de rebrote ao passar de 4% de OF para 14% de OF. E isto é pura resposta a pastejo mais folgado sobre pastagens adubadas. A gama de duração de vida das folhas torna difícil manter um alto IAF. No entanto, são consistentes as relações das menores OF com menores IAF, com menor comprimento médio de folhas e com menor comprimento final das mesmas. Esta maior intensidade de pastejo conduz à menor produção de forragem, menor acessibilidade para o animal em pastejo e, em consequência, propiciando menor consumo.

Em termos de planta e pastagem, com baixos níveis de OF (maior frequência de desfolhas) e de N, há a priorização em alocar mais MS em estolões e raízes, mantendo meristemas e aumentando a proporção de estolões na MS da parte aérea, como uma forma de suprir as demandas para o próximo crescimento. Nas OF intermediárias a massa de estolões é máxima e a de raízes é mínima. Esta é uma área que demanda mais estudos, pois há aspectos importantes de manejo ainda desconhecidos para espécies das pastagens nativas. Como essas estruturas estão fora do alcance da boca do animal,

▼ Tabela 19.3 | Valores estimados de IAF de *P. notatum* em função de modelos de superfície de resposta para IAF residual e após 33 dias de rebrote. (adaptado de Boggiano 2000).

OF - % PV	N - kg/ha	IAFr - Pós Pastejo	IAF - 33 dias de Rebrote
4	0	1,992	3,956
4	100	1,555	4,093
4	200	0,644	4,144
9	0	0,962	2,536
9	100	1,462	3,675
9	200	1,614	5,924
14	0	1,480	2,816
14	100	3,045	6,153
14	200	4,130	9,404

pode-se compreender porque *P. notatum* e suas formas biológicas apresentam maior cobertura nos campos mais pastejados do Cone Sul da América do Sul. As desfolhas e sombreamento provocam alterações no suprimento de carbono para as plantas e aumentam a proporção usada para a produção de folhas, enquanto que aqueles fatores que reduzem a atividade meristemática (N, água) promovem maior acúmulo de carbono nas raízes (Lemaire 1997). O uso criterioso do N eleva a capacidade da pastagem nativa em seqüestrar **Carbono** da atmosfera, armazenando-o nas estruturas permanentes da planta para crescimento, desenvolvimento de órgãos e tecidos e para a produção de MS para alimentação de rebanhos, cujo maior desempenho por animal tende a reduzir as emissões de metano, e o material morto, junto com as dejeções, constituem fonte insubstituível de renovação e acréscimo de matéria orgânica no solo (Bertol *et al.* 1998). Este enriquecimento do meio promove condições para o desenvolvimento de uma microfauna que forma parte da cadeia alimentar da fauna predadora, mas contribuinte à saúde do ambiente, à reciclagem de nutrientes, e ao fortalecimento das expressões de vida nos campos.

Referências

- Apezteguia E.S. 1994. *Potencial Produtivo de uma Pastagem Nativa do Rio Grande do Sul Submetida a Distintas Ofertas de Forragem*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul., Porto Alegre, p. 120.
- Araujo Filho A.C., Sousa F.B.d. & Carvalho F.C. 1995. Pastagens no Semi-Árido: Pesquisa para o Desenvolvimento Sustentável. In: *Simpósio Sobre Pastagens Nos Ecossistemas Brasileiros* (eds. Andrade RP, Barcellos AO & Rocha CMC), Brasília, pp. 63-75.
- Barcellos J.M., Severo H.C., Acevedo A.S. & Macedo W. 1980. Influência da adubação e sistemas de pastejo na produção de pastagens naturais. In: *Pastagens e Adubação e Fertilidade do Solo* UEPAE/Embrapa, Bagé, p. 123.
- Berreta E.J. & Bemhaja M. 1991. Produccion de Pasturas Naturales en el Basalto. B. Produccion estacional de forraje de tres comunidades nativas sobre suelo de basalto. In: *Pasturas y Produccion Animal en Areas de Ganaderia Extensiva* (ed. INIA). INIA: Montevideo, pp. 19-21.
- Bertol I., Gomes K.E., Denardin R.B.N., Machado L.A.Z. & Maraschin G.E. 1998. Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem numa pastagem natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33: 779-786.
- Boggiano P.R. 2000. *Dinâmica da produção primária da pastagem nativa sob efeito da adubação nitrogenada e de ofertas de forragem*. Tese do Doutorado, Programa de Pós Graduação em Zootecnia, UFRGS, Porto Alegre, p. 166.
- Boldrini I.I. 1993. *Dinâmica de Vegetação de uma Pastagem Natural sob Diferentes Níveis de Oferta de Forragem e Tipos de Solos, Depressão Central, Rio Grande do Sul*. Tese de doutorado, Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 262.
- Briske D.D. & Heitschmidt R.K. 1991. An ecological perspective. In: *Grazing management, an ecological perspective* (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press: Portland Oregon, pp. 11-26.
- Brougham R.W. 1959. The effects of frequency and intensity of grazing on the productivity of pasture of short-rotation ryegrass, red and white clover. *New Zealand Journal Agriculture Research* 2: 1232-1248.
- Correa F.L. & Maraschin G.E. 1994. Crescimento e desaparecimento de uma pastagem nativa sob diferentes níveis de oferta de forragem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 29: 1617-1623.
- Costa J.A.A. 1997. *Caracterização ecológica de ecotipos de Paspalum nutatum Flüggé var. notatum naturais do Rio Grande do Sul e ajuste de um modelo de estimação do rendimento potencial*. Dissertação de Mestrado Faculdade de Agronomia – PPGAG, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 98.
- Gomes K.E. 1996. *Dinâmica e produtividade de uma pastagem natural do Rio Grande do Sul após seis anos de aplicação de adubos, diferimentos e níveis de oferta de forragem*. Tese de Doutorado Faculdade de Agronomia, PPGAG Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 225.
- Gomes K.E., Marachin G.E. & Riboldi J. 2001. Dynamic of native pasture influenced by deferment of grazing and fertilization. In: *XIX International Grassland Congress* (eds. Gomide JA, Mattos WRS & Silva SC). FEALQ, Piracicaba.
- Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 15-22.
- Lemaire G. 1997. The physiology of grass growth under grazing. Tissue Turnover. In: *Simpósio Internacional sobre Produção Animal em Pastejo* (ed. Gomide JA), Viçosa, MG, pp. 117-144.
- Maraschin G.E. 1993. Perdas de Forragem sob Pastejo. In: *2 Simpósio sobre Ecossistema de Pastagens* (eds. Favoretto V, Rodrigues LRA & Reis RA). FAPESP-FCAV, Jaboticabal, SP, pp. 166-190.
- Maraschin G.E. 1996. Produção de Carne a Pasto. In: *13º Simpósio sobre Manejo da Pastagem. Produção de Bovinos a Pasto* (eds. Peixoto AM, Moura JC & Faria VP). FEALQ, Piracicaba, SP, pp. 243-274.
- Maraschin G.E. 1999. Novas Perspectivas da Avaliação de Pastagens. In: *XXXVI Reun. Anual da Soc. Bras. Zoot.* (eds. Penz AMJ, Afonso LOB & Wassermann EGJ). Sociedade Brasileira de Zootecnia, Porto Alegre, RS, pp. 321-332.
- Maraschin G.E. 2004. Estratégias para valorizar sistemas pastoris sob a ótica de políticas de segurança alimentar, bem estar animal e social. In: (Ed).. 2004. P. In: *Sustentabilidad, Desarrollo y conservacion de los ecosistemas. XX Reunion del Grupo Técnico Regional del Cono Sur en Mejoramiento y Utilización de los Recursos Forrajeros del Área Tropical y Subtropical – Grupo Campos* (eds. Saldanha S, Bemhaja M, Moliterno E & Olmos F), Salto, Uruguay, pp. 67-84.
- Maraschin G.E., Moojen E.L., Escosteguy C.M.D., Correa F.L., Apezteguia E.S., Boldrini I.I. & Riboldi J. 1997. Native pasture, forage on offer and animal response. In: *XVIII International Grassland Congress*, Winnipeg y Saskatoon, Canada, pp. 26-27.
- Moojen E.L. 1991. *Dinâmica e Potencial Produtivo de uma Pastagem Nativa do Rio Grande do Sul Submetida a Pressões de Pastejo, Épocas de Diferimento e Níveis de Adubação*. Doutorado em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, p. 172.

- Moraes A., Marachin G.E. & Nabinger C. 1995. Pastagens nos Ecossistemas de Clima subtropical.- Pesquisas para o Desenvolvimento sustentável. In: *Simpósio sobre Pastagens nos Ecossistemas Brasileiros. XXXII Reunião Anual da SBZ*, Brasília, DF, pp. 147-200.
- Nabinger C. 1998. Princípios de manejo e produtividade de pastagens: manejo e utilização sustentável de pastagens. In: *III Ciclo de Palestras em Produção e Manejo de Bovinos de Corte (Anais...)*. ULBRA, Porto Alegre, pp. 54-107.
- Parsons A.J., Carrère P. & Schwinning S. 2000. Dynamics of heterogeneity in a grazed sward. In: *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson J, Moraes A, Nabinger C & Carvalho PCF). CAB International: Oxon, pp. 289-316.
- Perin R. & Maraschin G.E. 1995. Desempenho animal em pastagem nativa melhorada sob pastejo contínuo e rotativo. In: *XXXII Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia* Brasília, DF, pp. 67-69.
- Rosito J. & Maraschin G.E. 1985. Efeito de sistemas de manejo sobre a flora de uma pastagem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 19: 311-316.
- Sala O.E. 1988. Efecto del pastoreo sobre la estructura de la vegetación a distintas escalas de tiempo y espacio *Rev. Arg. Prod. Anim.* 8: 6-7.
- Scholl J.M., Lobato J.F.P. & Barreto I.L. 1976. Improvement of pasture by direct seeding intonative grass in Southern Brazil with oats, and with nitrogen supplied by fertilizer or arrowleaf clover. *Turrialba* 26: 144-149.
- Stuth J. & Maraschin J.E. 2000. Sustainable management of pasture and rangelands. In: *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson J, Moraes A, Nabinger C & Carvalho PCF). CAB International, pp. 339-354.
- Tothill J.C., Dzwola B.D. & Diallo A.K. 1989. Present and future role of grasslands in Inter-tropical countries with special references to ecological and sociological constraint. In: *XVI International Grasslands Congress*, Nice, France, pp. 1719-1724.



Carlos Nabinger. EEA da UFRGS, Eldorado do Sul, RS.



Capítulo 20

A integração da silvicultura com pastagens e pecuária no Rio Grande do Sul

João Carlos de Saibro¹, Zélia Maria de Souza Castilhos², Jamir Luís Silva da Silva³, Alexandre Costa Varella⁴, Neide Maria Lucas⁵ & José Flores Savian⁶

Introdução

O constante aumento na demanda mundial de alimentos, madeira, fibras, energia, etc., de origem animal e vegetal, tem levado o setor primário a adotar processos produtivos mais intensivos no uso dos recursos do ambiente, com a finalidade de atender tanto o mercado interno quanto a exportação aos mercados internacionais, particularmente ao Mercosul. O setor produtivo agropecuário sulbrasileiro de uma maneira geral, e do Rio Grande do Sul em particular, tem respondido satisfatoriamente a este desafio, haja visto, por exemplo, os crescentes índices de produção e produtividade apresentados pelo setor florestal, pelas lavouras de soja, arroz, milho e pela produção de carne e leite, nas últimas duas décadas. Entretanto, na atualidade, em virtude da vigência de novas e mais estritas normas de preservação ambiental, é legalmente exigido que os sistemas de uso da terra sejam cada vez mais sustentáveis. Isto significa basicamente que os recursos naturais do ambiente devem ser usados de maneira integrada e equilibrada, para a formação de sistemas de produção capazes de manter alta produtividade primária e, ao mesmo tempo, minimizar a degradação ambiental. Neste particular, ao integrar os componentes arbóreo, a pastagem e o animal doméstico sob condições edafoclimáticas em um dado local, e com um manejo planejado das atividades, os sistemas silvipastoris podem se constituir em opções disponíveis para alcançar os objetivos de produtividade e sustentabilidade ambiental, social e econômica. No contexto da conservação e do uso de habitats campestres, os sistemas silvipastoris

Foto de abertura: Carolina Blanco da Rosa. Livramento, RS.

¹ Eng. Agr., Ph.D., Colaborador-Convocado, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia (DPFA), Faculdade de Agronomia UFRGS, Porto Alegre, RS. joao.saibro@ufrgs.br

² Eng. Agr., D.Sc., Pesquisadora, FEPAGRO RS, Porto Alegre, RS. zelia.voy@terra.com.br

³ Eng. Agr., D.Sc., Pesquisador, EMBRAPA-Clima Temperado, Pelotas, RS. jamir@cpact.embrapa.br

⁴ Eng. Agr., Ph.D., Pesquisador, EMBRAPA- CPPSUL, Bagé, RS. avarella@cppsul.embrapa.br

⁵ Eng. Agr., D.Sc., Profª Adjunta, Univ. Federal Roraima, Boa Vista, RR. neide.lucas@terra.com.br

⁶ Zootecnista, FEPAGRO RS, Tupanciretã, RS. jsavian@provenews.com.br

serão sustentáveis se forem capazes de manter ou elevar a capacidade de regeneração dos ecossistemas campestres naturais onde se assentam.

O território do Rio Grande do Sul apresenta excelentes condições edafoclimáticas para obtenção de altos níveis de produtividade primária vegetal dos componentes arbóreo e forrageiro, quando considerados individualmente. Para integrar estes dois componentes na presença do animal em pastejo, o nosso principal desafio é elucidar a dinâmica completa do sistema, ou seja, a intensidade com que ocorrem as diferentes interações entre seus principais componentes e os respectivos resultados sobre a produção arbórea, forrageira e animal decorrentes. Somente o conhecimento detalhado da dinâmica destas interações, tanto na dimensão espacial quanto temporal, poderá fornecer dados relevantes para entender a complexidade biofísica do sistema e permitir a definição de práticas de manejo integrado, a serem usadas pelos produtores rurais.

Entretanto, uma clara definição das tecnologias a serem utilizadas no desenvolvimento de sistemas silvipastoris para uso em nosso meio, deve ser precedida obrigatoriamente por um forte investimento em pesquisa multidisciplinar na área agroflorestal, considerando que é ainda bastante modesto o acervo de informações básicas neste segmento.

No presente trabalho são apresentados e discutidos essencialmente dados de desempenho animal, principalmente de bovinos, obtidos em pesquisas conduzidas com sistemas silvipastoris usando eucalipto ou acácia-negra como componente arbóreo e pastagens cultivada ou nativa no sub-bosque. É importante mencionar que nestes trabalhos de avaliação do desempenho animal em SSP com eucalipto e acácia-negra, têm sido estudados concomitantemente o desempenho produtivo florestal e das pastagens, visando avaliar o sistema de forma integrada, em busca de uma visão sistêmica deste modo de uso da terra em nosso meio.

A interação pastagem X animal

Em virtude da maior complexidade metodológica e dos elevados investimentos em recursos humanos, financeiros e de infra-estrutura necessários para a condução de experimentos com animais em pastejo, e em SSP de modo especial, informações básicas relevantes sobre o desempenho produtivo de animais mantidos em pastagens nativas ou cultivadas em ambientes silviculturais no sul do Brasil são ainda escassas (Saibro 2001).

No Rio Grande do Sul, os esforços mais expressivos da pesquisa em SSP com ênfase no desempenho animal e na dinâmica da pastagem foram iniciados na década de 1990, através da Faculdade de Agronomia da UFRGS, no Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, e da FEPAGRO RS, com o apoio das empresas florestais Riocell S/A (atual Aracruz Celulose S/A) e SETA, respectivamente, além da FAPERGS, CNPq e da CAPES. Mais recentemente, duas unidades da EMBRAPA, a Embrapa Pecuária Sul (CPPSUL), localizada em Bagé, RS e o Centro Nacional de Florestas, sediado em Colombo, PR, estão participando do grupo institucional envolvido com os estudos dos sistemas silvipastoris.

Nestas pesquisas, especial atenção tem sido dedicada à avaliação dos dois componentes ou produtos comercializáveis principais dos SSP: a produção silvicultural em bosques cultivados de eucalipto ou acácia-negra e o desempenho animal (ganho de peso vivo médio diário e ganho de peso vivo por área) obtido na pastagem associada. Em geral, estas respostas têm sido avaliadas para diferentes pastagens cultivadas e nativas em função de tratamentos que afetam mais diretamente o rendimento e a qualidade da forragem disponível no sub-bosque e o desempenho animal, tais como a densidade arbórea e o nível de oferta de forragem.

Desempenho animal em SSP com eucalipto (*Eucalyptus saligna* Smith.)

Na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, localizada em Eldorado do Sul, parte leste da região ecofisiográfica da Depressão Central do Rio Grande do Sul, foi conduzido um experimento que

avaliou o desempenho de novilhos de corte conduzidos em SSP com *Eucalyptus saligna* estabelecido em duas densidades arbóreas (1666 e 833 plantas/ha) e três níveis de oferta de forragem (6%, 11% e 16%), no período entre dezembro de 1994 e janeiro de 1997 (Silva 1998). Neste trabalho, as avaliações do desempenho produtivo de novilhos são apresentadas em três

épocas de pastejo: 1ª) na primavera de 1995, quando o pastejo foi realizado entre 06 de setembro e 09 de novembro (64 dias de pastejo), e a pastagem era formada por uma mistura de azevém-anual (*Lolium multiflorum*) + trevo vesiculoso (*Trifolium vesiculosum*) cv. Yuchi; 2ª) no final do verão de 1996, entre 04 de março e 11 de abril (38 dias de pastejo), em pastagem nativa e 3ª) no período primavera de 1996/verão de 1997, entre 23 de outubro de 1996 e 08 de janeiro de 1997 (77 dias de pastejo), em pastagem nativa, totalizando 179 dias de utilização das pastagens.

A pastagem foi estabelecida no final de maio de 1995 e os animais iniciaram o pastejo em setembro, apenas nove meses após o plantio das mudas. Os dados apresentados na Tabela 20.1 revelam que geralmente o ganho de peso vivo médio diário (GMD) foi favoravelmente incrementado pelo aumento da disponibilidade de forragem e pela menor densidade arbórea, mas o ganho por hectare foi máximo no nível médio (9,6% PV) de oferta de forragem.

Os valores de ganho de peso vivo por novilho chamam a atenção para o SSP, pois foram obtidos antes do eucalipto completar um ano de idade, o que pode proporcionar uma importante antecipação de renda ao produtor pela venda de animais, pois animais com maior GMD atingem peso de abate em menor número de dias de pastejo. No segundo período de pastejo, com duração de apenas 38 dias, quando o substrato forrageiro foi a pastagem nativa, e a pressão de pastejo foi mantida em 10% do peso vivo, o desempenho animal médio não foi afetado pelos tratamentos (Tab. 20.2).

Alguns destes resultados mostram de forma expressiva o potencial de resposta animal da pastagem nativa para uso em SSP, particularmente quando adequados níveis de oferta de forragem são proporcionados aos animais em pastejo. É de especial interesse destacar as práticas de manejo que permitem a obtenção de valores de GMD acima de 0,850 kg/animal e ganhos acima de 100 kg/ha, os quais caracterizam os sistemas mais intensivos de utilização da pastagem nativa em nosso meio.

No terceiro período de pastejo, os novilhos somente utilizaram a pastagem nativa existente na menor densidade arbórea, tendo em vista que na maior densidade houve sombreamento excessivo do sub-bosque, reduzindo drasticamente o seu rendimento forrageiro, que ocorreu aos 22 meses após o estabelecimento do eucalipto. Este fato aponta para a necessidade da aplicação de técnicas de manejo silvicultural, especialmente o raleio e a poda em épocas adequadas, visando a abertura da comunidade arbórea à penetração da luz solar, sinalizando para a importância da condução de pesquisa integrada e multidisciplinar em estudos de sistemas silvipastoris.

As diferenças significativas de rendimento animal em favor da me-

▼ Tabela 20.1 | Ganho de peso vivo médio diário (GMD) e ganho por área (G/ha) de novilhos em SSP com eucalipto e pastagem de azevém-anual + trevo vesiculoso, em diferentes densidades arbóreas e níveis de oferta de forragem. Período de 06 setembro a 09 de novembro de 1995 (64 dias) EEA/UFRGS.

Nível de oferta (% peso vivo)	Densidade arbórea (árvores/ha)			
	1666		833	
	Ganho médio diário - kg/nov	Ganho por área - kg/ha	Ganho médio diário - kg/nov.	Ganho por área - kg/ha
6,0	0,272	81	0,502	126
9,6	0,862	161	1,015	215
13,0	1,138	145	1,210	148

▼ Tabela 20.2 | Ganho médio diário e ganho por área em função da densidade arbórea, com oferta de 10% do peso vivo em SSP com eucalipto e pastagem nativa, de 04/03 a 11/04/1996 (38 dias), EEA/UFRGS (adaptado de Silva 1998).

Nível de oferta forragem (% Peso vivo)	Ganho Médio diário (kg/animal)		Ganho por área (kg/ha)	
	1666	833	1666	833
	Árvores/ ha	Árvores/ ha	Árvores/ ha	Árvores/ ha
6,5	0,908	0,447	69,0	68,0
5,4	0,290	0,171	22,0	13,0
Média	0,599	0,309	45,5	40,5
9,6	0,640	1,029	48,7	97,6
8,4	0,894	0,974	65,0	74,0
Média	0,767	1,000	56,8	85,8
11,9	0,855	0,579	54,1	102,0
14,8	0,868	0,821	44,0	62,0
Média	0,862	0,700	49,0	82,0

nor densidade arbórea devem ser atribuídas principalmente ao fato de que não houve produção animal no terceiro período de pastejo, ou seja, as pastagens mantidas no plantio de eucalipto com menor densidade arbórea permitiram maior número de dias de pastejo, aumentando o rendimento animal por área. No plantio mais denso, a partir dos 15 meses após o estabelecimento das mudas, a disponibilidade de forragem era muito baixa, principalmente devido à baixa intensidade luminosa no sub-bosque e ao acúmulo da manta orgânica formada por folhas e galhos do eucalipto na superfície do solo.

Igualmente, convém referir que o número de dias de pastejo foi reduzido em pastagem nativa utilizada por ovinos, com o aumento da densidade arbórea, conforme foi relatado por Fucks (1999). Neste trabalho foi constatado que para as densidades de 816, 400 e 204 árvores/ha corresponderam 81, 115 e 148 dias de pastejo, respectivamente, confirmando a existência de uma relação contrária entre as duas variáveis. Igualmente, a lotação, a carga animal e o ganho/ha apresentaram um comportamento decrescente com o aumento da densidade arbórea.

Estes resultados sinalizam claramente que a redução da densidade arbórea de eucalipto é uma condição indispensável para permitir maior produtividade de forragem no sub-bosque, fato que conduz ao melhor desempenho produtivo tanto de bovinos quanto de ovinos em pastejo na floresta. É, portanto, imperativo que os sistemas silvipastoris utilizem baixas densidades arbóreas, ao menos no caso de plantio das árvores em linhas simples. No caso de plantio em configurações espaciais diferentes, em linhas duplas ou triplas, maiores densidades podem ser usadas, pois os espaçamentos entre os grupos de árvores podem ser maiores.

Desempenho animal em SSP com acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.)

Os estudos desenvolvidos em povoamentos com esta espécie florestal foram iniciados em 1995, na Estação Experimental Zootécnica de Tupanciretã, da FEPAGRO RS, localizada na região ecofisiográfica do Planalto Médio do Rio Grande do Sul. O sítio experimental foi estabelecido em um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico típico, com textura média, arenoso, com relevo ondulado, pertencente à Unidade Tupanciretã, em uma área de 16,3 hectares, dividida em 12 poteiros individualizados por cerca elétrica, com duas repetições. Os tratamentos iniciais consistiram de duas densidades (1666 e 1000 árvores/ha, nos espaçamentos de 3x2 m e 5x2 m, respectivamente, em linhas simples) e três espécies de gramíneas forrageiras perenes de ciclo estival estabelecidas no sub-bosque: a) *Brachiaria brizantha* cv. Marandu (capim Braquiaraão); b) *Panicum maximum* cv. Gatton; c) *Eragrostis plana* (capimannoni-2), espécie invasora predominante na pastagem nativa, considerada testemunha. O delineamento experimental utilizado foi um fatorial completo 2 x 3 (densidade arbórea x espécies forrageiras) inteiramente casualizado, com duas repetições. A acácia-negra foi estabelecida em outubro de 1995, a cv. Gatton foi semeada na primavera de 1996 e a cv. Marandu em fevereiro de 1998. Foram utilizados novilhos ou novilhas com 12 a 18 meses de idade, conduzidos em pastejo contínuo com carga animal variável, ajustada para manter o nível de oferta de forragem entre 10% - 12% do peso vivo (em kg de matéria seca verde da forragem disponível por 100 kg de peso vivo/dia). As avaliações do desempenho animal foram realizadas entre novembro de 1998 e março de 2004, em seis períodos distintos de pastejo: 1º) inverno de 1998: de 05 de junho a 07 de agosto – 63 dias; 2º) primavera-verão de 1998-99: de 13 de novembro 1998 até 18 de fevereiro de 1999 – 97 dias; 3º) verão: de 13 de janeiro a 17 de março de 2000 – 54 dias; 4º) primavera de 2002: de 09 de setembro a 13 de novembro de 2002 – 66 dias; 5º) de 22 de janeiro a 11 de abril de 2003 – 80 dias; 6º) verão: de 01 de dezembro de 2003 a 18 de março de 2004 - 109 dias, totalizando 469 dias de efetiva utilização das pastagens.

Em dezembro de 2000, foi efetuado um desbaste sistemático de 50% em cada uma das densidades arbóreas iniciais, sendo que então, a partir desta época, as novas densidades passaram a ser 833 e 500 árvores/ha, nos espaçamentos de 2x6 m e 2x10 m, respectivamente.

Em função do intenso sombreamento causado pelas árvores aos três anos após o plantio, o capimannoni-2 apresentou uma forte redução em sua população, desaparecendo do sub-bosque, sendo substituído por plantio da espécie *Digitaria diversinervis*, estabelecida em janeiro de 2001. Por outra parte, em função das temperaturas extremamente baixas ocorridas no inverno de 2000, a cv. Marandu de *B. brizantha* igualmente sofreu pesadas perdas no seu stand de plantas e foi substituída pela cv. Aruana de *Panicum maximum*, semeada em outubro de 2001.

Deste modo, a partir de janeiro de 2002, os tratamentos em comparação foram os seguintes: a) densidades: 833 e 500 árvores/ha; b) forrageiras: cv. Gatton, cv. Aruana de *P. maximum* e *Digitaria diversinervis*.

Desempenho animal no ciclo completo de pastejo

Uma apreciação do desempenho animal no ciclo completo de pastejo neste trabalho com acácia-negra e pastagens de verão está resumida nas Tabelas 20.3 e 20.4. Informações mais detalhadas sobre o desempenho produtivo dos animais em cada um dos seis períodos de avaliação podem ser obtidas em outros trabalhos (Silva 1998, Silva *et al.* 1999, Castilhos *et al.* 2003, Lucas 2004, Saibro *et al.* 2004).

Esta análise comparativa do desempenho animal nos dois ciclos de pastejo revela que houve um modesto incremento médio no GMD da ordem de 15,6%, mas que um aumento relativo bem maior, 46,8% em média, ocorreu com o ganho por área, do primeiro para o segundo ciclo. Nas menores densidades arbóreas, tanto no primeiro quanto no segundo período de avaliação, observa-se maior produção por área. É muito importante destacar a elevada longevidade produtiva da cv. Gatton, ao longo de quase oito anos (desde a primavera de 1996 até outono 2004), um exemplo notável de adaptação deste genótipo às condições ambientais sub-ótimas dos SSP, capaz de proporcionar 415 dias de pastejo com produção total acumulada de 747 kg/ha de ganho de peso vivo, ou seja, 1,8 kg/ha/dia de aumento de ganho de peso vivo.

Adoção de sistemas silvipastoris

De um modo geral, colocar em prática novas tecnologias geradas pela pesquisa, ou seja, sua adoção pelos produtores, é um processo extremamente complexo, cujo sucesso depende da superação de problemas de ordem política, cultural, financeira, psicológica, entre outros. No caso particular dos SSP no RS, esta tarefa pode ser ainda mais difícil, pois embora tanto a pecuária quanto a atividade silvicultural isoladas sejam bastante praticadas, a sua integração sob a forma de um sistema de produção carece de tradição, e por esta razão a sua adoção torna-se ainda mais problemática e remota, sendo o seu desconhecimento uma grande barreira a ser superada.

Os esforços da pesquisa em SSP são realizados com a convicção de que tais sistemas apresentam inúmeras e fortes vantagens econômicas, ambientais e sociais, e têm um enorme potencial de uso em nosso meio, embora eles ainda não sejam efetiva-

▼ Tabela 20.3 | Ganho médio diário (kg/novilho/dia) e ganho/ha (kg), sob duas densidades arbóreas com acácia-negra (1666 e 1000 árvores/ha). Média de duas repetições. Primeiro ciclo de pastejo, entre junho 1998 até fevereiro de 1999, com 161 dias de pastejo, antes do desbaste da acácia-negra.

Pastagem	1666 árv./ha		1000 árv./ha	
	GMD (kg/an./dia)	G/ha (kg)	GMD (kg/an./dia)	G/ha (kg)
<i>Panicum maximum</i> cv. Gatton	0,590	85	0,650	106
<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu	0,661	69	0,714	105
<i>Eragrostis plana</i> , capimannoni-2	0,539	95	0,417	122

▼ Tabela 20.4 | Ganho médio diário (kg/novilho/dia) e ganho/ha (kg), sob duas densidades arbóreas com acácia-negra (1666 e 1000 árvores/ha). Média de duas repetições. Segundo ciclo de pastejo, entre janeiro 2001 e março 2004, com 254 dias de pastejo, após o desbaste da acácia-negra.

Pastagem	833 árv./ha		500 árv./ha	
	GMD (kg/an./dia)	G/ha (kg)	GMD (kg/an./dia)	G/h (kg)
<i>Panicum maximum</i> cv. Gatton	0,662	172	0,637	188
<i>Panicum maximum</i> cv. Aruana	0,688	164	0,706	207
<i>Digitaria diversinervis</i>	0,837	186	0,700	172

mente utilizados. A sua adoção de modo mais expressivo depende de vários fatores, mas certamente passa por nossa competência em gerar os dados adequados – tecnologias apropriadas, transmiti-los aos produtores e prestar a assistência necessária à sua correta utilização. Trata-se, pois, de um tema muito especial e como tal deve ser encarado, pois serão em vão todos os esforços da pesquisa se as tecnologias geradas não forem aplicadas pelos produtores rurais.

Referências

- Castilhos Z.M.S., Savian J.F., Santos E.M., Amaral H.R.B. & Beltrão L. 2003. Sistema silvipastoril com acácia negra (*Acacia mearnsii*): desempenho dos componentes arbóreo e animal. In: 9 Congresso Florestal Estadual do Rio Grande do Sul. Nova Prata, RS, p. 8.
- Fucks L.F.M. 1999. *Dinâmica da pastagem nativa, desempenho de ovinos e desenvolvimento arbóreo em sistema silvipastoril com três populações de Eucalyptus saligna*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 175.
- Lucas N.M. 2004. *Desempenho animal em sistema silvipastoril com acácia-negra (Acacia mearnsii De Wild.) e rendimento de matéria seca de cultivares de Panicum maximum sob dois regimes de luz solar*. Tese de Doutorado, Departamento de Plantas e Agrometeorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 127.
- Saibro J.C. 2001. Animal production from tree-pasture association systems in Brazil. In: XIX International Grassland Congress. Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, São Pedro, SP, pp. 637-643.
- Saibro J.C., Castilhos Z.M.S., Silva J.L.S., Varella A.C., Lucas N.M. & Savian J.F. 2004. Gestão de sistemas silvipastoris no Rio Grande do Sul: desempenho animal. In: 3 Simpósio Latino-Americano sobre Manejo Florestal. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, pp. 436-449.
- Silva J.L.S. 1998. *Produtividade de componentes de um sistema silvipastoril constituído por Eucalyptus saligna e pastagens cultivada e nativa no Rio Grande do Sul*. Tese de doutorado, Departamento de Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, p. 174.
- Silva J.L.S., Castilhos Z.M.S., Savian J.F., Guterres E. & Amaral H.R.B. 1999. Desempenho animal e forragem residual em sistema silvipastoril com acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) e pastagens de verão no Rio Grande do Sul. In: 36 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia. SBZ, Porto Alegre, RS, p. 15.



Carolina Blanco da Rosa. Campos de Cima da Serra, RS.



Capítulo 21

O uso de herbicidas para introdução de forrageiras nos campos e seus efeitos na flora campestre

José Carlos Leite Reis¹

Introdução

No Rio Grande do Sul, o pouco retorno econômico auferido com pecuária extensiva ocasiona a perda de áreas de campo natural para o estabelecimento de agro-sistemas, nem sempre sustentáveis (Nabinger & Sant'Anna 2007), que aceleram a alteração ou remoção da cobertura vegetal original. Recente mapeamento da cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul mostra que os campos naturais ocupam 23% da superfície territorial do Rio Grande do Sul, correspondendo a aproximadamente 6,5 milhões de hectares (Hasenack *et al.* 2007). Cerca de 90% das produções de bovinos de corte e ovinos são obtidas nos campos. Apesar da grande importância social e econômica destes segmentos pecuários, o retorno econômico é mínimo (veja o Capítulo 29), quando a exploração é feita exclusivamente sobre campo natural. Isso ocorre principalmente (1) devido aos baixos índices de produtividade, (2) em função do pouco conhecimento sobre a potencialidade da pastagem de campo natural e, em consequência, (3) pela ineficiência no manejo e na utilização deste recurso. A conjuntura econômica também tem colaborado com a pouca rentabilidade: baixos preços dos produtos (carne, leite, lã), dificuldades para a comercialização e altos custos de produção (insumos, carga tributária, juros). O setor pecuário, quando descapitalizado, não apresenta condição de investir em tecnologias de alto custo em curto prazo. Deste modo, a melhoria da produtividade pecuária e da economicidade deve ser embasada, inicialmente, em tecnologias sustentáveis e conservacionistas, eficientes e de baixo custo, tendo como base produtiva o campo natural.

Nas diferentes regiões do Estado do Rio Grande do Sul, os campos naturais apresentam uma marcante diversidade na composição florística (veja Capítulo 4). Mas a forragem disponível ao longo do

Foto de abertura: José Carlos Leite Reis. Sementeira de trevo branco no Uruguai.

¹ Eng. Agrôn., Dr., Pesquisador da Embrapa Clima Temperado, BR 392 Km 78, Caixa Postal 403, 96001-970, Pelotas, RS. E-mail: reis@cpact.embrapa.br ou jclreis@hotmail.com

ano, em geral, tem predomínio de espécies de produção estival; principalmente de gramíneas e espécies das famílias *Compositae*, *Rubiaceae* e *Cyperaceae*; fazendo falta uma proporção mais significativa de leguminosas (Pott 1974, Reis 2005, Reis *et al.* 2008a).

Estes campos não produzem forragem regularmente devido aos diversos fatores restritivos, como a estacionalidade de produção e as deficiências minerais no solo. Esta estacionalidade determina uma relativa boa produção de forragem no período quente do ano. O período crítico na oferta de forragem é o inverno, quando ocorrem perdas no peso vivo dos animais em pastejo. No período frio, a quantidade e a qualidade da forragem são insuficientes para bons índices de produtividade animal (Alfaya *et al.* 1997a, 1997b, Machado 1999, Paim 2003, Reis 2005, Reis *et al.* 2008b).

A falta de uma proporção significativa de gramíneas de estação fria e de leguminosas de estação fria ou quente na composição florística dos campos naturais é, entre outros fatores, uma consequência da deficiência de fósforo e também da acidez dos solos (Reis 2005). Então, é preciso complementar a produção de forragem com espécies de estação fria (Jacques 1993, Sant'Anna & Nabinger 2007). Neste sentido, o melhoramento, do ponto de vista forrageiro, dos campos naturais via calagem, fertilização e introdução de espécies de estação fria é uma prática recomendada, bem como o controle de carga e oferta forrageira (Nabinger & Sant'Anna 2007).

A introdução de espécies de estação fria tem sido feita com sucesso por diversos métodos. Desde a simples semeadura em cobertura numa pastagem rebaixada por roçadeira e/ou pastejo, ou com preparo superficial com grades, até práticas mais sofisticadas com o uso de renovadoras de pastagens (Jacques 1993), ou máquinas de semeadura direta, com ou sem herbicidas de ação total. A técnica de semeadura em cobertura, sobre campos dessecados por herbicidas, foi difundida e popularizada entre os produtores a partir da década de 1990. Tanto as práticas de limpeza dos campos, como as de introdução de espécies exóticas, causam impacto e modificações no ecossistema campo natural.

O objetivo deste capítulo é abordar o controverso uso de herbicidas na prática da introdução de forrageiras de estação fria em campos naturais no Rio Grande do Sul, Argentina e Uruguai.

Efeitos dos herbicidas na dinâmica da vegetação dos campos naturais

Nas regiões Sul do Brasil e Cone Sul, o herbicida glifosato² é o que tem sido mais utilizado para suprimir o crescimento do campo natural, com o objetivo de introdução por sobre-semeadura de espécies forrageiras exóticas. O uso de paraquat³ perdeu importância na medida que aumentou o uso do glifosato. O glifosato é considerado mais “eficiente” (devido ao efeito sistêmico) na sua ação como herbicida total.

No entanto, a maior “eficiência” de glifosato no controle da competição do campo natural, tem como consequência marcadas modificações na composição florística dos campos. Como exemplo, na dinâmica da vegetação de campos naturais em Alegrete e Bagé, fertilizados e sobre-semeados com azevém, trevo-branco e cornichão, com ou sem o glifosato (3 kg/ha). Um ano após a aplicação do herbicida, as gramíneas perenes de estação quente (*Andropogon lateralis* – capim-caninha, *Paspalum notatum* – grama-forquilha, *P. dilatatum* – capim-melador, *P. plicatulum* – capim-colchão) que eram as maiores contribuintes para a produção de forragem do campo natural, quase desapareceram e foram substituídas por espécies indesejáveis do ponto de vista forrageiro, como *Chaptalia nutans* (arnica-do-campo, língua-de-vaca-miúda), *Apium* spp., entre outras (Rizo *et al.* 2001).

² O glifosato é um herbicida pós-emergente, sistêmico e não-seletivo, para uso contra espécies perenes de raízes profundas e também para espécies de folhas largas anuais e bienais, gramíneas e espécies arbustivas (WHO 1994, Martino 1995). Dependendo da marca comercial, é da Classe Toxicológica II (altamente tóxico), III (medianamente tóxico) ou IV (pouco tóxico).

³ O paraquat é um herbicida de ação de contato e dessecante, primordialmente pós-emergente não seletivo, altamente tóxico (classe toxicológica I).

Por outro lado, o paraquat não produz efeito letal sobre gramíneas perenes de estação quente da pastagem natural. Assim, após o uso de misturas de herbicidas na base de paraquat, em *Paspalum notatum* var. *saurae* (Pensacola), para o plantio direto de soja, ocorreu a recuperação da gramínea, logo após a colheita, apesar dos danos dos herbicidas utilizados e competição da soja (Medeiros *et al.* 1998).

Em um experimento em Bagé, RS, aplicaram-se os herbicidas glifosato (3 e 4 l/ha), paraquat (3 e 4 l/ha) e paraquat + diuron (4 l/ha), entre outros, para controle de plantas indesejáveis quanto ao seu valor forrageiro em campo natural. Os herbicidas foram utilizados em duas condições de vegetação: *Área não roçada* (plantas a serem controladas em pleno florescimento; *Eupatorium buniifolium* – chirca – com 1,5 m de altura), e *Área roçada*, com rebrote de 65 dias (plantas a serem controladas com mais ou menos 30 cm de altura). Na *Área não roçada*, a avaliação realizada aos 61 dias, após a aplicação dos herbicidas, mostrou que: o glifosato causou injúria severa nas espécies do campo natural. Foi eficiente no controle da chirca (85% de controle), *Baccharis coridifolia* – mio-mio (77%), *Baccharis trimera* – carqueja (95%), mas não teve efeito sobre *Eryngium horridum* – caraguatá. Entretanto, o paraquat e o paraquat + diuron (4 l/ha) não apresentaram efeitos sobre o campo natural e não controlaram a chirca, o mio-mio e o caraguatá, sendo eficientes apenas no controle da carqueja (80%). Já na *Área rebrotada após roçada*, (com plantas a serem controladas com mais ou menos 30 cm de altura no momento da aplicação dos produtos), a avaliação realizada aos 28 dias após a aplicação mostrou que os efeitos do glifosato sobre a flora campestre foram muito danosos e que o produto foi eficiente no controle da chirca (99%), mio-mio (100%) e carqueja (100%), com efeito no caraguatá na ordem de 73%. Os herbicidas paraquat e paraquat + diuron apresentaram pequenos danos sobre a pastagem natural, mas controlaram as plantas de chirca (93%), mio-mio (95%), carqueja (82%), e caraguatá, na ordem de 75% (Gonzaga *et al.* 1998).

Em um experimento conduzido em Santa Maria, na Depressão Central do RS, o controle de *Paspalum* spp. (*P. notatum* principalmente) foi de 54, 79 e 93%, para doses de glifosato de 360, 720 e 1080 g/ha, respectivamente. Nas doses de 720 e 1080 g/ha o glifosato foi eficiente para o controle de *Baccharis trimera*. Após 195 dias da aspersão, o glifosato foi ineficiente no controle de *Vernonia polyanthes* (assa-peixe), *Vernonia nudiflora* (alecrim) e *Eryngium horridum* (Silveira *et al.* 1997a). Em outro experimento, aos 32 dias após a aplicação, ocorreu controle das espécies do campo nativo de 70, 86, 92 e 94% para o glifosato a 720, 1080, 1440 e 1800 g/ha do equivalente ácido. O controle de *Paspalum* spp. (*P. notatum*, *P. maculosum*, *P. nicorae* – grama-cinzenta, *P. pumilum* – grama-baixa) foi de 78%, 91%, 94%, e 96%, para o glifosato a 720, 1080, 1440 e 1800 g/ha, respectivamente. Não houve controle de *Vernonia nudiflora* (alecrim), independentemente da dose. Já aos 219 dias após a aspersão, o controle de *Paspalum* spp. foi 93%, 96%, 96% e 98%, respectivamente. Isto significa que não houve rebrotes e que, com o tempo, este herbicida de ação lenta aumentou o efeito nocivo sobre o gênero *Paspalum*. No entanto, com o uso do glifosato, aumentou a produção de matéria seca da aveia-preta introduzida no campo natural, em relação à testemunha (Silveira *et al.* 1997b).

Em outro experimento também realizado em Santa Maria, RS, Carvalho *et al.* (2002) introduziram em campo natural uma pastagem anual de aveia-preta + azevém, sem (testemunha) ou com herbicidas de ação total. Utilizaram renovadora de pastagem. Os herbicidas empregados foram o sistêmico glifosato (1,5, 3 e 4,5 l/ha de produto comercial) e os de contato paraquat (3 l/ha) e paraquat + diuron (3 l/ha). Os herbicidas foram aplicados em 17 de abril e a semeadura + adubação de estabelecimento em 03 de maio. Os autores avaliaram o efeito dos herbicidas sobre a sucessão vegetal. Antecedendo a aplicação dos tratamentos, foi realizado o primeiro levantamento florístico, em 08 de abril; o segundo levantamento foi efetuado na estação quente seguinte, em 24 de fevereiro. A produção total de matéria seca aérea obtida no inverno e na primavera foi maior nos tratamentos com os herbicidas. Porém, os teores médios de proteína bruta (média 13,5%) e digestibilidade *in vitro* da matéria orgânica (média 53,3%) foram similares. Entre os tratamentos com herbicidas não houve diferença significativa na

produção total de matéria seca aérea, demonstrando que não houve influência do modo de ação dos herbicidas (sistêmico e de contato) e nem influência das doses de glifosato. Os tratamentos não afetaram a presença de *Desmodium incanum* (pega-pega, com média 3,7 a 4,2% de contribuição na matéria seca). No entanto, o aumento nas doses de glifosato elevou a participação de *Vernonia nudiflora* (alecrim), *Eryngium horridum* (caraguatá), solo descoberto e mantilho, e reduziu drasticamente a ocorrência de *Paspalum notatum*, de 61% (testemunha) para 14% nos tratamentos com 3 e 4,5 l/ha. Foi notável o favorecimento do glifostato ao *Eryngium horridum*. Este comportamento foi explicado pela menor densidade de plantas e cobertura de solo, condições que, a exemplo do que ocorreu para *Vernonia nudiflora*, favorecem a sua frequência. Já os herbicidas paraquat e paraquat + diuron apresentaram comportamento inverso ao glifosato: elevação ou manutenção na ocorrência de *Paspalum notatum* (62%), diminuição da presença de solo descoberto e mantilho, e manutenção de *Eryngium horridum*. Paraquat reduziu a ocorrência de *Vernonia nudiflora*.

Segundo Sant'Anna & Nabinger (2007), os herbicidas totais sistêmicos alteram drasticamente e ocasionam desequilíbrios na vegetação natural. O primeiro deles é o aparecimento de espécies indesejáveis como *Cynodon dactylon* (capim-bermuda, bermudinha, grama-seda), *Eragrostis plana* (capim-anonni), caraguatá, entre outras. Atribuem que a causa destas invasões é a destruição da comunidade vegetal nativa, que é uma barreira natural para o desenvolvimento destas espécies. Os autores comentam que, dependendo da intensidade e frequência das dessecações, sobra pouca cobertura vegetal para os períodos de verão e outono. Como as forrageiras anuais de inverno são geralmente introduzidas, ao término do ciclo destas espécies, a comunidade fica aberta para o aparecimento das espécies indesejáveis. No caso do capim-bermuda, que é tolerante ao glifosato, ocorre um gradativo predomínio da invasora nas áreas, principalmente quando se utilizam sub-doses na chamada “geada química”. As boas espécies nativas morrem com estas sub-doses e a suas frequências na área diminuem, sobrando as que resistem ao glifosato. Os autores afirmam que o plantio direto ou a sobre-semeadura das forrageiras de inverno sobre o campo nativo, sem a sua remoção, é a metodologia mais adequada e sustentável.

Na Estação Experimental da Palma, Litoral Sul, em campo natural sobre Planossolo Háplico Unidade Pelotas, foram introduzidos azevém e leguminosas de estação fria. Nas áreas dessecaadas (glifosato 3 l/ha) e sobre-semeadas no outono, a presença do azevém introduzido, na matéria seca disponível na primavera (70 a 79%), foi significativamente maior que nos demais tratamentos aplicados ao campo no outono (sem tratamento prévio, roçado ou gradeado). Nestes, a contribuição do azevém foi baixa (3 a 25%). No entanto, o herbicida glifosato diminuiu significativamente a contribuição de gramíneas perenes de ocorrência natural (*Axonopus affinis* – grama-tapete, *Paspalum* spp.) e de folhas largas, que passou de 86 a 91% para apenas 7% da MS (matéria seca) disponível (Casalinho *et al.* 2000). Na primavera seguinte (outubro), nas áreas dessecaadas no ano anterior, o azevém contribuiu com 89% da forragem total disponível e as gramíneas de ocorrência natural com apenas 5%. Nas áreas sem tratamento prévio (azevém 1%; outras gramíneas 89%), ou roçadas (azevém 0%; outras gramíneas 96%) ou gradeadas (azevém 1%; outras gramíneas 89%), o azevém praticamente desapareceu no 2º ano, havendo alta contribuição das gramíneas de ocorrência natural. Os dados evidenciaram: 1) efeito positivo do glifosato, aplicado no 1º ano, sobre o estabelecimento, a produtividade, e sobre a regeneração do azevém (2º ano) a partir do banco de sementes do solo; 2) efeito negativo do herbicida eliminando as gramíneas perenes de estação quente presentes no campo natural e, conseqüentemente, aliviando a pressão da competição delas sobre o azevém; 3) baixa produção do campo dessecado durante as estações quentes, devido a pouca presença e contribuição destas gramíneas dominantes úteis; 4) a contribuição das leguminosas introduzidas (trevo-branco e cornichão) foi pouca expressiva e não foi influenciada pelos tratamentos aplicados ao campo natural (Reis, J.C.L., dados não publicados).

Nos campos naturais da Região Pampa Úmida, na Argentina, a técnica de pulverizar o herbicida glifosato no fim do verão, para aumentar a produção de forragem no inverno, teve a sua aplicação disseminada durante a última década. Um estudo realizado em propriedade comercial mostrou que o

glifosato, aplicado durante cinco anos consecutivos no final do verão, mostrou sua efetividade para promover a oferta de forragem no inverno. O herbicida melhorou a germinação e estabelecimento das gramíneas anuais de estação fria (C3), como *Lolium multiflorum* e *Bromus unioloides* (*B. catharticus*), porém eliminou a vegetação estival. Assim, a técnica de aplicar glifosato na pastagem natural, no fim do verão, reduziu a riqueza de espécies (biodiversidade) e a área coberta de solo dos grupos funcionais da vegetação de maior valor forrageiro: leguminosas (como *Lotus glaber* – cornichão-de-folhas-estreitas), gramíneas cespitosas C4 (como *Paspalum dilatatum*) e gramíneas perenes C3. O *Cynodon dactylon* mostrou tolerância ao herbicida e aumentou a sua presença na pastagem. (Rodrigues *et al.* 2008a). A riqueza de espécies no banco de sementes do solo (BSS) foi significativamente menor nos poteiros tratados com glifosato, sugerindo a perda de sementes de várias espécies no BSS do campo natural. Assim, o uso do glifosato reduziu significativamente o BSS de sementes de leguminosas (como *L. glaber*), de gramíneas cespitosas C4 (como *P. dilatatum*) e de Ciperáceas, porém aumentou significativamente o banco de sementes do solo (BSS) das gramíneas anuais C3 (*L. multiflorum*, *B. catharticus*) (Rodrigues *et al.* 2008b). Concluiu-se que a técnica de aplicar glifosato nos campos naturais da Pampa Úmida deteriora este recurso, ao (1) reduzir a cobertura do solo dos grupos funcionais de maior valor e a riqueza de espécies, e (2) modificar a composição do BSS do campo natural e reduzir a disponibilidade de sementes de espécies forrageiras valiosas (Rodrigues *et al.* 2008a, Rodrigues *et al.* 2008b).

No Uruguai, a prática de introduzir espécies de estação fria nos campos naturais, com ou sem herbicidas de ação total, revela resultados semelhantes aos obtidos no Rio Grande do Sul e Argentina. Em Trinta e Três, Uruguai, a implantação do azevém sobre o campo natural também foi beneficiada pelos herbicidas glifosato (2,5 l/ha) e paraquat (2,5 l/ha). Porém, o glifosato afetou as espécies estivais produtivas, as substituindo por gramíneas invernais de escassa produtividade (*Gaudinia* sp., *Vulpia* sp.- pastinho-de-inverno), e incrementou a população de invasoras de pequeno porte. No entanto, o paraquat apenas deteve o crescimento do campo por um período determinado, sem afetar a sua composição florística. As leguminosas trevo-branco e cornichão tiveram sua implantação favorecida por um rebaixamento prévio do campo natural, enquanto que a implantação do azevém foi facilitada pelo uso dos herbicidas (Carriquiry *et al.* 1994).

Já Terra & Garcia Préchac (1997) verificaram uma maior cobertura de solo por azevém e trevo-branco com o uso de glifosato, na implantação de espécies forrageiras no campo natural. Esta maior cobertura foi significativamente proporcional ao aumento nas doses. A produção invernal de forragem aumentou nos tratamentos com herbicida. A implantação do azevém foi favorecida pela semeadura em linhas e pelo herbicida; as leguminosas implantaram-se melhor com semeadura em superfície.

No Sul do Uruguai, introduziram a festuca (*Festuca arundinacea*), o trevo-branco e o cornichão no campo natural, em cobertura (campo natural rebaixado) ou em semeadura direta (máquinas semeadoras), em combinação com o uso ou não de glifosato (1, 2 e 3 l/ha) e paraquat (0,75, 1,5 e 2,25 l/ha). A semeadura em cobertura favoreceu a implantação das leguminosas; a implantação da festuca tendeu a ser melhor no sistema semeadura direta em linhas. Já os tratamentos de controle químico da vegetação aumentaram a implantação da festuca (principalmente glifosato), mas não influenciaram significativamente na implantação das leguminosas. Um ano após a aplicação dos tratamentos de controle da vegetação, o uso dos herbicidas determinou diminuição na frequência de ocorrência de gramíneas estivais e, em grau maior, quando o glifosato foi utilizado (Amarante *et al.* 1997).

Em Tacuarembó, no Uruguai, a produção da consorciação de azevém com triticales (x *Triticosecale*), com semeadura direta, foi maior com a remoção mais intensa da vegetação natural por glifosato (1 a 5 l/ha) ou paraquat (1,5, 3 e 4,5 l/ha), durante três anos de avaliações. Em geral, os tratamentos com o glifosato foram mais efetivos no controle da vegetação natural, tendendo este efeito a ser maior com o aumento nas doses. O glifosato, em doses moderadas a altas, produziu importante depressão na vegetação natural (Marchesi *et al.* 1997).

Também em Tacuarembó, em campo natural com predomínio de espécies perenes (80 a 95%), a mistura azevém x triticale foi introduzida anualmente, com ou sem glifosato (1 a 4 l/ha) e paraquat (1 a 4 l/ha), aplicados no outono apenas no 1º ano, ou durante três anos consecutivos. A dinâmica da vegetação (medida no fim do verão) foi realizada, após quatro ciclos agrícolas. Ocorreu associação direta entre o controle da vegetação e a produção dos cultivos implantados. No entanto, os herbicidas modificaram a composição florística do campo, notadamente quando aplicados por três anos consecutivos. Diminuíram a contribuição (% de solo coberto) das espécies cespitosas e de raízes grossas. O glifosato aumentou a frequência de espécies anuais (50 a 70%), como *Digitaria* spp. (milhã) e de perenes de vida curta, como *Setaria geniculata* (capim-rabo-de-raposa). Doses altas e consecutivas de glifosato causaram a redução do número de espécies e o desaparecimento de *Paspalum notatum*; 90% da cobertura total do solo concentrou-se em duas ou três espécies, principalmente *Digitaria* spp. O *Eryngium horridum* diminuiu com o manejo consecutivo do herbicida. O *Desmodium incanum* (pega-pega) só foi afetado pelo uso consecutivo do glifosato a 4 l/ha, que causou o aparecimento de arbustos do gênero *Solanum*. O paraquat, aplicado por três anos consecutivos, causou o aumento de espécies estoloníferas, onde o *Paspalum notatum* contribuiu com 30% da cobertura (Berretta *et al.* 1997). Este experimento também foi citado por Boggiano & Berreta (2006), sendo indicado por eles que o paraquat não reduziu o número de espécies do campo natural, aumentou a área coberta por *Paspalum notatum* e *Desmodium incanum* e diminuiu a área coberta de *Eryngium horridum* e *Andropogon lateralis* (capim-caninha). A diminuição do número de espécies e da biodiversidade esteve relacionada com aplicações sucessivas do herbicida sistêmico glifosato. Boggiano & Berreta (2006) consideram que a perturbação dos campos, por arações e herbicidas sistêmicos de ação total, provocam mudanças irreversíveis na composição florística, com o desaparecimento de espécies. Este efeito foi mais intenso com o uso dos herbicidas sistêmicos, que, segundo os autores, provocam uma maior perda da “memória nos campos”.

Deste modo, a maioria dos resultados de pesquisa no Rio Grande do Sul, Argentina e Uruguai indicam que a implantação e a produção de espécies forrageiras sobre-semeadas sobre o campo natural é beneficiada pelo uso dos herbicidas glifosato, paraquat, ou paraquat + diuron, principalmente as gramíneas. No entanto, os herbicidas totais sistêmicos como o glifosato causam danos às espécies úteis do campo, em amplitude bem maior do que os benefícios forrageiros proporcionados (Crancio *et al.* 2007). Na estação quente, em geral, aparece uma sucessão secundária formada principalmente por gramíneas anuais e outras espécies oportunistas, além do aumento na população de espécies indesejáveis.

O uso de glifosato em campos naturais, para a introdução apenas de gramíneas anuais, é ainda mais condenável do que para a introdução de espécies perenes, que consigam dar alguma cobertura de solo ou vegetar no período quente do ano. Como exemplo, na pesquisa de Carvalho *et al.* (2002), os efeitos negativos do glifosato aparecem após o fenecimento das gramíneas anuais introduzidas (aveia-preta e azevém). Houve aumento na participação de espécies indesejáveis, solo descoberto e mantilho, e a redução da participação de *Paspalum notatum* na composição florística de 61% para 14%. A introdução destas gramíneas, após o uso de glifosato, só aumentou a produção total da pastagem em 1300 kg/ha de matéria seca, quando em comparação com a introduzida sobre o campo natural não dessecado e não revolvido. Isto é pouco se considerarmos a perda de produtividade e de biodiversidade vegetal, e os danos causados às gramíneas úteis do campo. São estas espécies que garantem a estabilidade produtiva na estação quente. O processo é agravado por condições adversas, como instabilidade climatológica, estiagens estivais e sobrepastejo.

Restam comunidades degradadas (erosão genética), dominadas por espécies indesejáveis e invadidas por *Cynodon dactylon* (capim-bermuda, bermudinha ou grama-seda, de baixo valor forrageiro), caraguatá, entre outras espécies, e sujeitas a erosão do solo. Nos campos sobre solos arenosos, com menor fertilidade natural, a comunidade torna-se ainda mais vulnerável à abertura e à invasão por *Cynodon dactylon*.

As aberturas de comunidade causadas pelo herbicida glifosato, entre outras práticas que causem distúrbios, também aumentam a possibilidade da invasão por capim-annoni (*Eragrostis plana*). Esta espécie se estabelece mais facilmente nos campos mais intensamente pastejados e nos espaços abertos, provocados por distúrbios à vegetação natural (Reis & Coelho 2000, Medeiros & Focht 2007) (veja Capítulo 25). Quanto maior o distúrbio, mais intensa e rápida a invasão por capim-annoni. Somente práticas preventivas e conservadoras do campo natural podem evitar ou diminuir a infestação por capim-annoni (Medeiros & Focht 2007).

Uma vegetação campestre densa no campo favorece também uma maior infiltração de água, conservando a fertilidade e a estrutura do solo, reduzindo a lixiviação de nutrientes. Diminui o escoamento superficial das chuvas e a erosão, e favorece a percolação da água que alimenta os aquíferos subterrâneos (Boggiano & Berretta 2006).

Conclusões

Portanto, a “eficiência” do glifosato no controle da competição do campo natural sobre as espécies exóticas introduzidas, resulta em uma marcada modificação na composição florística do campo. Ocorre substituição das espécies perenes úteis por espécies anuais e por invasoras indesejáveis, nos anos subseqüentes. A extensão destas modificações depende das doses empregadas e do número de anos de aplicação consecutivas. A tendência é a imediata diminuição da produtividade dos campos durante a próxima estação quente, e na produtividade geral nos anos subseqüentes, que ocorre após o desaparecimento das espécies introduzidas.

Assim, os herbicidas sistêmicos totais, como o glifosato, não são adequados para uso nos melhoramentos extensivos dos campos naturais. No caso da opção por herbicidas ser irreversível, dar preferência ao uso parcimonioso do paraquat ou paraquat + diuron, para que haja a conservação das espécies mais importantes. Estes herbicidas são tão eficientes quanto glifosato no controle do crescimento da pastagem natural. A vantagem é de apenas deter o crescimento do campo natural por tempo determinado. A desvantagem é o custo mais elevado e a toxicidade do produto.

Entretanto, as áreas de campo natural podem ser utilizadas de modo sustentável e econômico sem a remoção da cobertura vegetal. Deste modo, recomenda-se que a introdução de espécies forrageiras de estação fria seja feita, quando possível, por métodos menos agressivos de controle da competição da vegetação natural. Este é um sistema de manejo mais sustentável e que possibilita o aproveitamento da pastagem natural após o inverno.

Referências

- Alfaya H., Eichelberger L., Dias A.C.A., Reis J.C.L. & Siqueira O.J.W.d. 1997a. Produção de matéria seca e nutrientes da pastagem natural no inverno e primavera na Encosta do Sudeste – Rio Grande do Sul. In: *34 Reunião Anual da Sociedade Brasileira Zootecnia*. Sociedade Brasileira Zootecnia, Juiz de Fora, pp. 304-306.
- Alfaya H., Eichelberger L., Dias A.C.A., Reis J.C.L. & Siqueira O.J.W.d. 1997b. Desenvolvimento ponderal de novilhas em campo nativo no inverno e primavera na Encosta do Sudeste, Rio Grande do Sul. In: *34 Reunião Anual da Sociedade Brasileira Zootecnia*. Sociedade Brasileira Zootecnia, Juiz de Fora, pp. 307-309.
- Amarante P., Ferenczi M., Jaurena C. & Garcia Préchac F. 1997. Introdução de espécies forrageiras em campo natural, comparando siembra directa en líneas com voleo superficial en combinacion com diferentes tipos y dosis de herbicidas. In: *Seminário Internacional do Sistema Plantio Direto*. EMBRAPA-CNPT Passo Fundo, pp. 289-292.
- Berretta E.J., Marchesi C.J. & Pérez Gomar E. 1997. Evolución de la vegetación de un campo natural sobre suelo arenoso luego de tres años de siembra directa. In: *Seminário Internacional do Sistema Plantio Direto*. EMBRAPA-CNPT Passo Fundo, pp. 285-287.
- Boggiano P. & Berretta E. 2006. Factores que afectan la biodiversidad del campo natural. In: *21 Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul-Grupo Campos* (ed. Temperado EC). Embrapa Clima Temperado Pelotas, pp. 93-104.
- Carriquiry E., Ayala W. & Carámbula M. 1994. Estudios en implantacion de mejoramientos extensivos. In: *Reunion del grupo tecnico regional del Cono Sur en Mejoramiento y utilizacion de los recursos Forrajeros del drea Tropical y Subtropical: Grupo Campos*. INIA Termas del Arapey, Uruguay, pp. 39-44.
- Carvalho A.T., Moojen E.L. & Jacques R.J.S. 2002. Sobre-semeadura de aveia preta (*Avena strigosa*) + azevém anual (*Lolium multiflorum*) em campo natural com ou sem o uso de herbicidas. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 8: 59-66.

- Casalinho S.L.G., Pinto J.J.d.O., Pereira F.B. & Reis J.C.L. 2000. Estabelecimento de forrageiras de estação fria sobre campo natural submetido a diferentes sistemas de preparo. In: *9 Congresso de Iniciação Científica e 2 Encontro dos Programas de Pós-Graduação* (ed. UFPEL-UCPEL-FURG). Pelotas, p. 713.
- Crancio L.A., Carvalho P.C.F., Nabinger C. & Boldrini I.I. 2007. Controle de plantas nativas indesejáveis dos campos naturais do Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 13: 115-124.
- Gonzaga S.S., Oliveira O.L.P. & Souza R.O. 1998. Utilização de Herbicidas no Controle de Plantas Indesejáveis em Pastagem Natural. In: *17 Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone-Sul-Zona Campos*. EPAGRI-UDESC Lages, p. 142.
- Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. 2 Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'Anna DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS Porto Alegre, pp. 15-22.
- Jacques A.V.A. 1993. Melhoramento de pastagens naturais; introdução de espécies de estação fria. In: *Federação dos Clubes de Integração e Troca de Experiências: Campo nativo* (ed. FEDERACITE). Caramuru Porto Alegre, pp. 24-31.
- Machado L.A.Z. (ed.) 1999. *Manejo da pastagem nativa*, Guaíba, 158 p.
- Marchesi C.G., Pérez Gomar E. & Garcia Préchac F. 1997. Efecto del control de la vegetación natural sobre la producción de cultivos invernales con siembra directa. In: *2 Seminario Internacional do Sistema Plantio Direto*. EMBRAPA-CNPJ Passo Fundo, pp. 277-279.
- Martino D.L. 1995. *El herbicida glifosato: su manejo más allá de la dosis por hectarea*. INIA La Estanzuela, Montevideo, 27 p.
- Medeiros R.B. & Focht T. 2007. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Ness) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 13: 105-114.
- Medeiros R.B., Riboldi J. & Zambra J.E.G. 1998. Semeadura direta da soja sobre uma pastagem de capim Pensacola. In: *16 Reunião do Grupo Técnico Regional em melhoramento e utilização de recursos forrageiros das áreas tropical e subtropical do Cone Sul* (ed. Saibro JC) Porto Alegre, p. 66.
- Nabinger C. & Sant'Anna D.M. 2007. Campo nativo: sustentabilidade frente às alternativas de mercado. In: *2 Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). DPFA-UFRGS, Porto Alegre, pp. 83-121.
- Paim N.R. 2003. Pastagens nativas da região Sul do Brasil. In: *Federação dos Clubes de Integração e Troca de Experiências. As pastagens nativas gaúchas*. Ideograf, pp. 23-77.
- Pott A. 1974. *Levantamento ecológico da vegetação de um campo natural sob três condições: pastejado, excluído e melhorado*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 168.
- Reis J.C.L. 2005. *Dinâmica sazonal da pastagem e do fósforo no sistema solo-pastagem-animal em campos naturais da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 169 p.
- Reis J.C.L., Alfaya Júnior H., Eichelberger L. & Silva J.G.C. 2008a. Composição e dinâmica florística em campos naturais da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 14: 125-133.
- Reis J.C.L., Alfaya Júnior H., Silva J.G.C., Dias A.E.A. & Eichelberger L. 2008b. Dinâmica sazonal da pastagem e do desenvolvimento corporal de novilhas em campos naturais da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 14: 151-160.
- Reis J.C.L. & Coelho R. 2000. *Controle de capim-annoni-2 em campos naturais e pastagens*. (Circular Técnica 22). Embrapa Clima Temperado Pelotas, 21 p.
- Rizo L.M., Moojen E.L., Quadros F.L.F., Schlick F.E. & Correa F.L. 2001. Pasture dynamics after sod seeding cool season species with or without glyphosate in subtropical natural grasslands. In: *19 International Grassland Congress*. FEALQ São Pedro, pp. 903-904.
- Rodrigues A., Jacobo E., Vilarino J. & Kessel K. 2008a. Changes on floristic composition of Floding Pampa rangeland by the use of glyphosate. In: *21 International Grassland Congress; 8 International Rangeland Congress*. IGC-IRC Organizing Committee Huhhot, China, p. 115.
- Rodrigues A., Jacobo E. & Zanduetta J. 2008b. Changes on seed bank composition of Floding Pampa rangeland by the use of glyphosate. In: *21 International Grassland Congress; 8 International Rangeland Congress*. GC-IRC Organizing Committee Huhhot, China, p. 138.
- Sant'Anna, D.M. & Nabinger, C. 2007. Adubação e implantação de forrageiras de inverno em campo nativo. In: *2 Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). DPFA-UFRGS, Porto Alegre. p.123-156.
- Silveira M.J., Eltz F.L.F., Ferri M.V.W. & Pott C.A. 1997a. Dessecação do campo nativo para semeadura direta da cultura da soja. In: *2 Seminario Internacional do Sistema Plantio Direto* (ed. EMBRAPA-CNPJ) Passo Fundo, pp.269-272.
- Silveira M.J., Eltz F.L.F., Ferri M.V.W. & Pott C.A. 1997b. Avaliação da eficiência do glyphosate na dessecação do campo nativo para semeadura direta de culturas anuais. In: *2 Seminario Internacional do Sistema Plantio Direto* (ed. EMBRAPA-CNPJ). Passo Fundo, pp. 273-275.
- Terra J. & Garcia Préchac F. 1997. Uso de tecnologia de siembra directa en renovacion de pasturas degradadas com gramilla (*Cynodon dactylon*) en lomadas del este de Uruguay. In: *2 Seminario Internacional do Sistema Plantio Direto*. (ed. EMBRAPA-CNPJ) Passo Fundo, pp. 293-296.
- W.H.O. (World Health Organization) 1994. *Glyphosate*. International Programme on Chemical Safety, Geneva, 177 p.



Valério Pillar. Lavours no Planalto Médio, RS.



Capítulo 22

Uma retrospectiva da pecuária de corte em campos nativos e campos melhorados no bioma Pampa

José Fernando Piva Lobato¹

A fase de melhoramento forrageiro dos campos nativos do Rio Grande do Sul teve início efetivamente a partir dos anos 60. Mais precisamente em 1969/1970 os pesquisadores Ruben Markus, José Grossmann, Karl Mohrdieck e Ismar Leal Barreto, este com seu projeto S3CR11, identificavam espécies, valorizavam as já conhecidas e propunham a introdução de espécies de ciclo hiberno/primaveril, como o azevém, o trevo-branco e o cornichão cv. São Gabriel.

Cabe salientar o trabalho desenvolvido na época, em Bagé na então Estação Experimental Cinco Cruzes do Ministério da Agricultura, com estas três espécies forrageiras e que, já em 1961/1962, demonstraram viabilidade do abate de novilhos aos dois anos de idade (Barcellos 1967) (Fig. 22.1).

No final da década de 60, os pesquisadores Lauro Müller e Armando Teixeira Primo, também chegaram ao abate de novilhos aos dois anos de idade, a partir daí denominados de *novilhos precoces*, com base em experimento realizado na Estação Experimental de São Gabriel da Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul (Fig. 22.2). Este trabalho também mostrou efeitos dos períodos em que os novilhos pastejavam aquelas mesmas forrageiras, sendo abatidos aos dois ou três anos de idade, determinando variações na composição das carcaças, e conseqüentes respostas econômicas aos produtores e frigoríficos e também variações na qualidade do produto carne.

Paralelamente, por influência da viagem do professor Ismar Barreto à Austrália e Nova Zelândia, passou-se a estudar a introdução de espécies tropicais (setária, capim-de-Rhodes, bermuda, pangola e pensacola) por suas capacidades de suporte e ganhos de peso em novilhos, além da introdução por plantio direto de aveia preta para cobrir suas paradas ou reduções de crescimento em meados do outono a primavera. A Tabela 22.1 expressa os ganhos por novilho e por área resultantes dos

Foto de abertura: Valério Pillar. Lida com o gado. Departamento de Salto, Uruguai.

¹ Ph.D., Prof. Associado II, Dep. de Zootecnia - Faculdade de Agronomia - UFRGS. E-mail: jose.fernando.lobato@ufrgs.br; jfplobato@terra.com.br

estudos de Ismar Barreto e colaboradores (Jesse Scholl, José Lobato e Nilton Paim), publicado em 1974 nos Anais da Reunião Anual da Soc. Bras. de Zootecnia (Barreto *et al.* 1974). Resultados que na época mostravam também a viabilidade da redução da idade de abate de novilhos e de ganhos expressivos por hectare na região da Depressão Central do Rio Grande do Sul.

Nessa época também foram realizados experimentos com trevo subterrâneo, cultivares Clare, Yarloop e Mount Barker, e introdução de leguminosas tropicais, como o siratro e desmodium. A partir de todos estes resultados obtidos, foram então implantados os denominados projetos CONDEPE, no âmbito do Bioma Pampa, permitindo a incorporação destas inovações ao processo produtivo da pecuária gaúcha.

Além da redução da idade de abate, outro feito notável foi a obtenção de ganhos médios de 400 a 500 kg/ha nos períodos explorados com terneiras pós-desmama até o sobreano nos meses de fevereiro/março, com base em forte adubação e mediante a introdução de aveia preta cv. Coronado, em plantio singular ou em consorciação com o trevo-vesiculoso (Scholl *et al.* 1976, Lobato *et al.* 1979), permitindo o primeiro serviço já aos 18 meses de idade.

O desafio da época era o de reduzir não só a idade de abate de novilhos, mas também a idade de primeiro acasalamento de novilhas para os dois anos e demonstrar a viabilidade disso ao produtor. Passados mais de 30 anos, a prenhez de novilhas aos dois anos ainda continua não sendo uma meta alcançada por todos os pecuaristas, independente do tamanho de seu negócio pecuário.

As primeiras iniciativas de introdução de espécies forrageiras para melhorar a produção e a produtividade da pecuária gaúcha tinham como finalidade o emprego de espécies com crescimento no outono e inverno para cobrir os déficits das pastagens naturais.

O potencial das espécies nativas também era foco de aperfeiçoamentos (veja Capítulo 11). O professor Ismar Barreto, também na década de 60, desenvolveu estudos conjuntos no Uruguai com Parodi, Rosengurt e Millot na busca das espécies com melhor potencial forrageiro. Conforme Boldrini (1997), mais de 450 espécies de gramíneas e mais de 150 espécies de leguminosas compõem a riqueza dos campos do Rio Grande do Sul cujo potencial de uso, todavia não foi completamente explorado (veja Capítulos 4 e 10). A partir do início dos anos 80, toda uma nova geração de pesquisadores, especialmente os vinculados ao Departamento de Forrageiras e Climatologia da UFRGS, dedica-se intensamente ao estudo do manejo e produção das pastagens naturais.

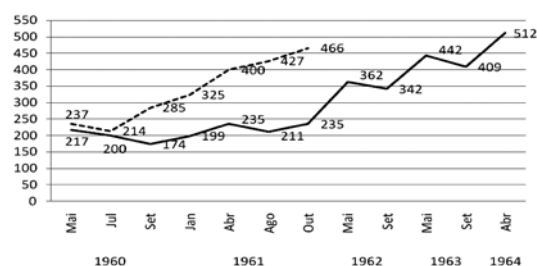


Figura 22.1 Curvas de crescimento de novilhos de corte sobre pastagens naturais (linha contínua) ou cultivadas (linha tracejada); nestas últimas os novilhos foram abatidos aos dois anos de idade; Bagé, EEA Cinco Cruzes – MAPA (Barcellos *et al.* 1967).

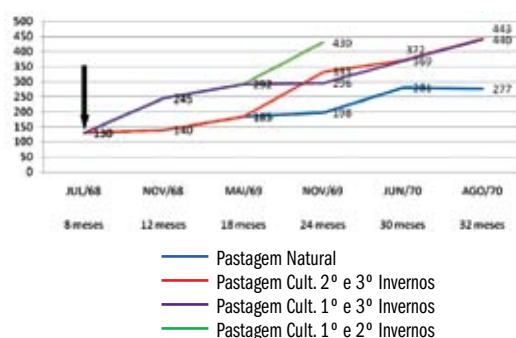


Figura 22.2 Sistema de criação de novilhos em pastagens cultivadas ou naturais, São Gabriel – EEA São Gabriel (Müller & Primo 1986).

▼ Tabela 22.1 | Ganhos de peso por animal e por área em duas épocas do ano utilizando a introdução de aveia sobre gramíneas estivais (Média de três anos); Eldorado do Sul – EEA – UFRGS (Barreto *et al.* 1974).

		Inverno (115 dias)			Verão (110 dias)			Total (ha)
		GDM (kg)	Animais (ha)	Ganho (ha)	GDM (kg)	Animais (ha)	Ganho (ha)	
Pangola	Aveia	0,612	2,6	187	0,642	5,6	397	584
Setária		0,672	2,2	171	0,580	4,5	290	461
Bermuda		0,725	2,3	190	0,512	5,9	334	524
Pensacola		0,740	2,3	193	0,655	4,4	321	514
Rhodes		0,790	2,3	207	0,564	4,6	289	496

Concomitante, trabalhos conduzidos desde 1974 mostravam índices reprodutivos superiores em pastagens naturais melhoradas (Cachapuz *et al.* 1990, Lobato *et al.* 1998a, Lobato *et al.* 1998b). Em Lobato *et al.* (1998b), observa-se estar o desempenho reprodutivo associado ao desempenho animal durante a utilização das pastagens melhoradas, aos pesos mínimos e às condições corporais alcançados ao parto e início do segundo acasalamento, atendendo às exigências básicas das vacas, ainda que primíparas e lactantes (Tab. 22.2).

Ao final dos anos 80 dei-me conta que o emprego de pastagens naturais melhoradas para vacas ainda tinha limitações de uso por muitos produtores, já que as pastagens naturais sem melhoramento representavam um recurso natural mais barato e perene. Restava identificar parâmetros de cargas animais e ofertas para rodeios de cria a fim de assegurar a necessária eficiência reprodutiva em sistemas de ciclo completo.

Com esta perspectiva estudos foram desenvolvidos em Dom Pedrito, Rosário do Sul, Aceguá, São Gabriel, Itaqui e Quaraí. A Tabela 22.3 mostra os resultados de prenhez conforme a carga animal usada desde o último mês do terço final de gestação até o desmame.

Quadros & Lobato (1996) ao estudarem os efeitos de cargas animais de 320kg/ha e 240kg/ha sobre o desempenho reprodutivo de vacas primíparas e desenvolvimento de seus terneiros, desde um período de tempo curto antes do parto até a desmama, obtiveram 86,8% e 96,8% de repetição de prenhez, respectivamente. A Tabela

22.4 mostra os pesos e a condição corporal ao início do acasalamento de acordo com a carga animal. Os ganhos diários médios durante o acasalamento, não expressos na tabela, diferiram significativamente (0,059 e 0,197kg/dia, respectivamente para 320 e 240kg/ha).

A maior carga determinou maior perda de peso (-0,325kg/dia), quando comparada à carga menor (-0,115kg/dia) em período de forte estiagem durante os últimos 58 dias da estação de acasalamento. Na Tabela 22.5, encontram-se as variações de ganho diário médio das vacas durante o acasalamento.

Uma menor carga animal determina um maior acúmulo de matéria seca residual, e em consequência disto, um melhor desempenho individual do animal. Isto pode ser verificado no ganho de peso das vacas, as quais com uma maior oferta de pasto, também obtiveram maiores ganhos de peso, embora o período avaliado tenha sido apenas de agosto a abril, período favorável ao crescimento da pastagem. A queda da qualidade e a menor disponibilidade do pasto foram mais prejudiciais ao grupo que teve maior lotação por unidade de área.

▼ Tabela 22.2 | Pesos médios a cada 28 dias, pesos médios até 24 horas pós-parto e percentagens de prenhez de vacas cruzas primíparas submetidas a diferentes tratamentos (Lobato *et al.* 1998b).

	Tratamentos (peses médios em kg)	
	Pastagem pré e pós-parto	Nativo pré-parto/ Pastagem pós-parto
26/06/1979	397	416
10/08/1979	378	404
07/09/1979	421	403
05/10/1979 (Prenhes)	450	422
(Paridas)	362	372
02/11/1979 (Prenhes)	466	449
(Paridas)	406	397
30/11/1979	415	407
21/12/1979	415	417
25/01/1980	403	407
22/02/1980	394	403
24 horas pós-parto	405	390
Taxa de prenhez (%)	95,2	86,4

▼ Tabela 22.3 | Sumário de trabalhos envolvendo cargas animais (kg/ha) e as respectivas taxas de prenhez (%) alcançadas.

Trabalhos e carga animal (kg/ha)	Taxa de Prenhez (%)	Município
Magalhães & Lobato (1990)		
330 kg/ha	59,0	Rosário do Sul
260 kg/ha	74,0	
Simeone & Lobato (1996)		
340 kg/ha	52,0	Aceguá
240 kg/ha	70,0	
Quadros & Lobato (1996)		
320 kg/ha	86,8	Dom Pedrito
240 kg/ha	96,8	
Gottschall & Lobato (1996)		
360 kg/ha	0,0	São Gabriel
320 kg/ha	10,4	
280 kg/ha	8,5	
Fagundes <i>et al.</i> (2003)		
360 kg/ha	22,6	Itaqui
280 kg/ha	67,6	
Potter & Lobato (2003)		
320 kg/ha	90,3	Quaraí
240 kg/ha	93,8	

Magalhães & Lobato (1991a, 1991b) buscaram identificar cargas animais em campo nativo que possibilitassem bons índices de repetição de prenhez, submetendo 78 vacas primíparas $\frac{3}{4}$ Nelore x $\frac{1}{4}$ Hereford, todas com cria ao pé, aos seguintes níveis nutricionais e de carga animal: (1) Tratamento 1: Carga em campo nativo de 180kg/ha (0,5 vaca/ha) + terneiro – 06/10 a 17/11/1989 e 252kg/ha (0,7 vaca/ha) + terneiro – 18/11/1989 a 04/04/1990; (2) Tratamento 2: Carga em campo nativo de 180kg/ha (0,5 vaca/ha) + terneiro – 06/10 a 04/04/1990. Os índices de repetição de prenhez foram de 59 e 74%, respectivamente para T1 e T2, ($P>0,05$). A ausência de significância estatística em uma diferença de 15% deve-se ao número pequeno de animais experimentais. Este trabalho demonstrou que, mesmo em campo natural, com lotações menores do que as normalmente usadas ou até exigidas nos índices de rendimento, usados no cálculo do grau de utilização e de eficiência do uso da terra pela pecuária e definidos por organismos oficiais como o Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA) e o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), é possível ter maiores e melhores índices de repetição de prenhez, compatíveis com uma pecuária avançada. No qual, a vaca cumpre a sua função, a produção de um terneiro por ano.

Estes estudos também demonstraram que as vacas primíparas a uma maior idade são uma consequência de herança genética de puberdade mais tardia e baixo desenvolvimento a uma menor idade. Com isso a prenhez ocorre a uma maior idade, com menor repetição de prenhez, maior intervalo entre partos e com produção de terneiros mais leves a desmama, por terem também menor produção de leite (Magalhães & Lobato 1991a, 1991b).

No município de Aceguá, no sul do Bioma Pampa (brasileiro), Simeone & Lobato (1996), estudaram o comportamento reprodutivo de vacas primíparas Nelore x Hereford submetidas a cargas de peso vivo por hectare de 340 e 240kg/ha, submetendo também os dois lotes de vacas a três práticas de manejo: (1) desmama temporária por 11 dias no início do acasalamento (DT); (2) desmama precoce na metade do acasalamento (DP); (3) desmama a idade convencional no outono (DC). A Tabela 22.6 mostra os resultados de prenhez. A carga animal maior proporcionou índices de repetição de cria mais baixos do que quando se realizou um melhor manejo do recurso forrageiro.

As vacas submetidas à menor carga alcançaram ao início do acasalamento maior condição corporal ($CC=2,08$ vs $1,71$; $P<0,05$), como também na data da desmama convencional ($2,85$ vs $2,44$; $P<0,05$). Isto foi explicado pela disponibilidade da pastagem nativa existente, pois ao início do acasalamento a disponibilidade para as cargas 340 e 240kg/ha era de 820kg e 1444kg MS/ha, respectivamente. A altura do pasto dos dois poteiros era de 7,6 cm e de 10,0 cm. Quando da desmama convencional, a disponibilidade de forragem era de 824kg e 1973kg MS/ha, com a altura de 4,07cm e 10,1cm, respectivamente, para as cargas de 340 e 240kg/ha (Fig. 22.3 e 22.4).

Quando a altura do pasto é baixa, diminui o tamanho da bocada e aumentam os outros componentes do comportamento ingestivo do animal – número de bocadas por minuto e tempo de

▼ Tabela 22.4 | Efeito de duas cargas de (peso/ha) sobre o peso ao início do acasalamento e condição corporal de vacas primíparas (Quadros & Lobato 1996).

Tratamentos	Peso ao início do acasalamento (kg)	Condição corporal ao início do acasalamento
320kg/ha	365,5 ^a	3,20 ^a
240kg/ha	355,3 ^a	3,13 ^a
Média	360,4	3,16

a, b: Médias seguidas de letras diferentes na coluna indicam diferença significativa ($P<0,05$)

▼ Tabela 22.5 | Variação diária média de peso das vacas durante os primeiros 50 dias (VDM50), durante os últimos 58 dias (VDM58) e durante todo o período de acasalamento (VDM) (Quadros & Lobato 1996).

Tratamentos	VDM50 (kg)	VDM58 (kg)	VDM no acasalamento
320 kg/ha	0,502 ^a	- 0,325 ^b	0,059 ^b
240 kg/ha	0,581 ^a	- 0,115 ^a	0,197 ^a

a, b: Média seguidas de letras diferentes na coluna indicam diferença significativa ($P<0,05$)

▼ Tabela 22.6 | Efeito da carga e do tipo de controle da amamentação na percentagem de prenhez (Simeone & Lobato 1996).

Carga	Desmama temporária	Desmama precoce	Testemunha	Média
340 kg/ha	42,8 ^b	94,4 ^a	25,0 ^b	51,7 ^b
240 kg/ha	78,9 ^b	93,7 ^b	50,0 ^c	69,8 ^a
Média	63,6 ^b	94,1 ^b	40,3 ^c	

a, b, c: na mesma linha diferem significativamente ($P<0,05$)

A, B: na mesma coluna diferem significativamente ($P<0,05$)

pastejo – para poder compensar e manter o nível de consumo. Conseqüentemente, aumenta o gasto de energia por atividade de pastejo, e o desempenho animal diminui (Hodgson 1991).

O trabalho de Simeone & Lobato (1996) determinou efeito significativo da carga animal e do controle da amamentação sobre a variação diária de peso das vacas primíparas no período compreendido entre o início e a primeira metade do acasalamento. As vacas em carga de 340kg/ha tiveram perda de peso (-0,337kg/dia) e as vacas submetidas a 240kg/ha ganho de peso (0,140kg/dia), fruto da maior disponibilidade forrageira para as vacas deste tratamento. No período compreendido entre a metade do acasalamento e a desmama convencional, o controle da amamentação afetou o ganho de peso das vacas. As vacas do DP obtiveram ganhos de 0,410kg/dia, significativamente superiores ($P<0,01$) aos do DT 0,015kg/dia e DC -0,068 kg/dia.

O estudo de Fagundes *et al.* (2003) avaliou os efeitos de duas cargas animais (CA280 = 280 kg/ha; CA360 = 360 kg/ha) e de duas idades de desmama dos bezerros (DC = desmama a idade convencional aos sete meses de idade; DP = desmama precoce aos três/quatro meses de idade) no comportamento reprodutivo de vacas de corte primíparas de duas composições raciais ($\frac{1}{2}$ Nelore $\frac{1}{2}$ Hereford; $\frac{1}{4}$ Nelore $\frac{3}{4}$ Hereford). Foram observados os ganhos de peso diários médios (GDM) do pós-parto – à data da desmama convencional, durante o acasalamento, à desmama precoce e à desmama convencional (GPC), a condição corporal (CC) ao início do acasalamento, ao final do acasalamento e na data da desmama convencional, a taxa de prenhez (TP) e o intervalo entre-partos (IEP).

As vacas conduzidas na CA280 tiveram significativamente maiores GMD do que vacas na CA360 nos três períodos estudados. Vacas submetidas ao tratamento de desmama precoce tiveram GPC maiores ($P<0,01$) do que vacas submetidas ao desmame convencional (0,539 vs. 0,257 kg/dia, respectivamente).

Vacas da CA280 tiveram significativamente maiores condições corporais do início do acasalamento à data da desmama convencional do que vacas da CA360, sendo que vacas submetidas ao desmame precoce apresentaram condição corporal na data da desmama convencional superior ($P<0,01$) àquela das vacas da desmama convencional sob ambas as cargas animais (4,33 vs. 3,68 para CA280 e 3,14 vs. 2,92 para CA360).

A Tabela 22.7 mostra os índices de prenhez por carga animal, idade a desmama e grupo racial das vacas. As Figuras 22.5 e 22.6 mostram claramente os efeitos das duas cargas animais sobre a oferta e a altura das espécies forrageiras. Portanto, a carga animal menor permitiu, com base na maior oferta e altura de pasto, que as vacas apresentassem maiores recuperações de peso e condição corporal no pós-parto, determinando melhores taxas de reconcepção, e menores intervalos entre-partos.

A composição racial das vacas não influenciou significativamente o GDM e a condição corporal das vacas no período experimental. A TP da CA280 (67,56%) foi significativamente superior ($P<0,05$) a da CA360 (22,56%), bem como o seu IEP foi significativamente inferior ($P<0,05$) ao da CA360 (395,4 vs. 409,9 dias).

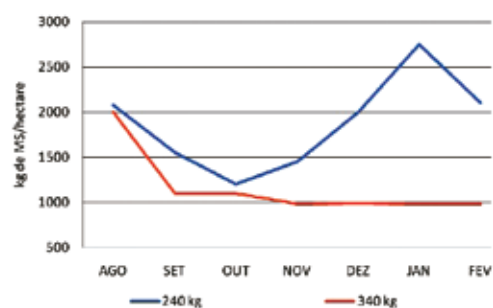


Figura 22.3 Evolução da disponibilidade de matéria seca segundo a carga animal (Simeone & Lobato 1996).

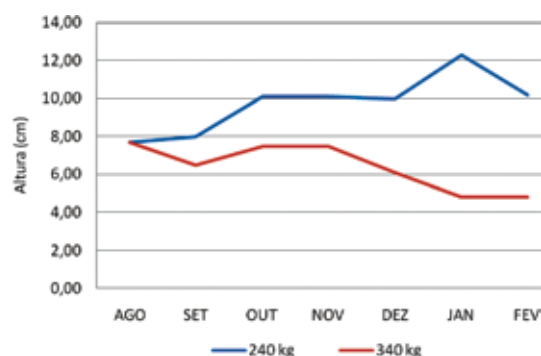


Figura 22.4 Evolução da altura da pastagem nativa segundo a carga animal (Simeone & Lobato 1996).

Este trabalho demonstra e comprova, com a carga animal de 360 Kg/ha exigida pelo INCRA, ser o excesso de carga animal o causador de fome dos rebanhos, e assim, determinante de baixos e anti-econômicos índices reprodutivos.

O Prof. Fraser (1980) diz serem os sentimentos de fome, sede, raiva e dor determinantes de estresse, o qual não deve ocorrer para um maior bem estar animal, produtividade e qualidade do produto. Portanto, as tradições antigas de altas cargas ou as normas governamentais recentes obrigam os produtores a fazer os seus rebanhos passarem fome, desrespeitando os princípios do comportamento e do bem estar animal.

Pötter & Lobato (2003) utilizaram 92 vacas primíparas aos três anos de idade (46 Braford – 46 Hereford), manejadas em campo nativo nas cargas animais (CA) de 240 kg/ha (T1) e 320 kg/ha (T2), de 01.09.00 a 06.03.01, ou em pastagem melhorada de azevém (*Lolium multiflorum* L.) na CA de 400 kg/ha (T3), por 80 dias pós-parto e, posteriormente, em CA em campo nativo igual a T2 até o desmame a idade convencional (06.03.01). A estação de acasalamento transcorreu de 23.11.00 a 15.02.01. O desmame precoce (DP) foi realizado em 46 vacas em 01.01.01. Os pesos ao parto (PP), ao início do acasalamento (PIA) e ao final do acasalamento (PFA) não foram influenciados ($P > 0,05$) pelos tratamentos. Entretanto, os tratamentos influenciaram significativamente ($P < 0,01$) as condições corporais nos mesmos momentos acima citados.

As vacas Braford tiveram PP, PIA e PFA significativamente superiores ($P < 0,01$) em relação às vacas Hereford. A taxa de prenhez (TP), o intervalo entre partos (IEP) e o parto-concepção (IPC) não foram influenciados ($P > 0,05$) pelo DP. A TP não foi influenciada ($P > 0,05$) pelos tratamentos (T1 = 93,8%; T2 = 90,6%; T3 = 100%), nem pelo DP (DP = 97,8%; DC = 91,3%, Tabela 22.8).

Contudo, na Tabela 22.9 mostra-se que aos 21 dias após o início do acasalamento, 15,6% e 17,9% das vacas do T1 e T3, respectivamente, encontravam-se prenhes, enquanto que nenhuma vaca (0,0%) do T2 havia concebido ($P < 0,05$). Aos 42 dias após o início do acasalamento, 46,9% e 71,4%, respectivamente do T1 e T3 encontravam-se prenhes, contra 37,5% das vacas do T2 ($P < 0,05$). As vacas do T3 tiveram IEP (386,8 dias) e IPC (101,8 dias) significativamente ($P < 0,01$) menores do que as vacas do T2 (399,0 e 114,0 dias, respectivamente). O T1 teve IEP (390,9 dias) e IPC (105,9 dias) intermediários, não diferindo ($P > 0,05$) dos demais tratamentos.

Os ajustes da época de acasalamento e, por conseguinte, a parição subsequente, devem ser ajustados de acordo com a disponibilidade forrageira, procurando a máxima eficiência do rebanho de cria como um todo (Lobato 1999). Isto se deve ao fato de que vacas

▼ Tabela 22.7 | Taxas de prenhez das vacas conforme as cargas animais, idades de desmama e composições racial das vacas (Fagundes et al. 2003).

Fonte de Variação	Taxa de prenhez (%)
Carga Animal (kg/ha)	
280	67,56 ^a
360	22,56 ^b
Idade de Desmama	
Convencional	45,83 ^a
Precoce	41,37 ^a
Composição racial da vaca	
½ Nelore ½ Hereford	47,06 ^a
¼ Nelore ¾ Hereford	41,86 ^a

a, b na coluna, dentro de cada fonte de variação, diferem ($P < 0,05$) pelo teste de Qui-quadrado.

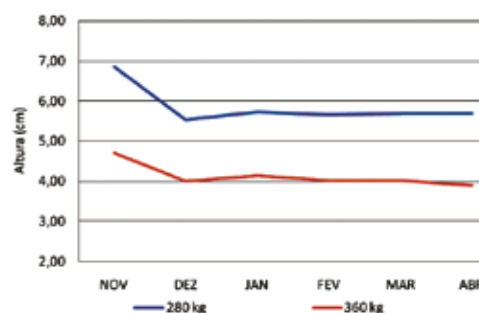


Figura 22.5 Altura da forragem durante o período experimental segundo a carga animal (Fagundes et al. 2003).

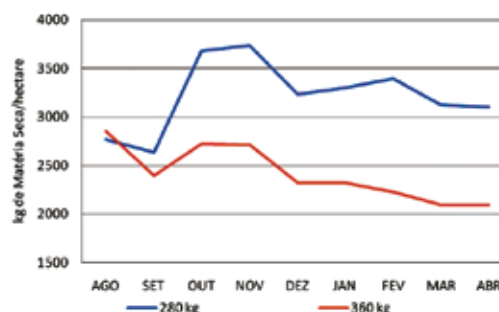


Figura 22.6 Disponibilidade de forragem durante o período experimental segundo a carga animal (Fagundes et al. 2003).

que concebem no início da estação de monta possuem um maior percentual de repetição de cria no ano subsequente.

Desta forma podemos concluir que todas os animais possuem desempenhos desejáveis quando proporcionamos boas condições de meio ambiente. Mas, como a produção de terneiros deve ser em campos nativos, os resultados mostram que com menores cargas animais, nunca 360kg ou mais, mas oscilando de 240 a 320kg de peso vivo por hectare, índices muito superiores são alcançados.

Independente de município e especialmente o solo, em que foi conduzido o trabalho, e do clima no período em estudo, é notória a maior prenhez quando se usam cargas animais menores a 320kg/ha. Mais evidente ainda é a péssima resposta à carga de 360kg/ha que os índices de lotação definidos pelo INCRA impingem aos produtores em quase todo o Rio Grande do Sul, desconsiderando os solos, clima e outros fatores de produção.

A Figura 22.7, extraída de Beretta *et al.* (2002), mostra três variáveis determinantes de produtividade em pecuária de corte de ciclo completo. Ali estão idades de abate de novilhos e de primeiro serviço em novilhas, além do fundamental desempenho reprodutivo das vacas de cria, sendo estas manejadas totalmente em pastagens naturais. Evidencia três variáveis em suas respostas combinadas o desempenho necessário para maior resposta econômica (Fig. 22.8).

Todo o conhecimento alcançado ao longo destas décadas corrobora a máxima do pesquisador José Germano Stämmel, outro pioneiro no estudo da pecuária sobre as pastagens naturais, “passam-se secas e geadas, mas as pastagens naturais continuam produzindo.”

O legado do professor Ismar Barreto e os esforços de todos os que o sucederam levaram a uma melhora efetiva dos índices reprodutivos obtidos pelos produtores, com a redução da idade de primeiro serviço e a de abate de novilhos, melhorando a qualidade do produto em oferta durante os 12 meses do ano e terminando com a entressafra. A partir do bovino como um todo, não somente a carne saudável, movimenta-se parte considerável da economia do Rio Grande do Sul e do Brasil e ao mesmo tempo conserva-se o Bioma Pampa.

▼ Tabela 22.8 | Porcentagem de prenhez (%) conforme os tratamentos, a idade de desmame e a raça das vacas (Pötter & Lobato 2003).

	DP		DC		Média
	Hereford	Braford	Hereford	Braford	
T1	100,0 ^a	100,0 ^a	100,0 ^a	75,0 ^a	93,8 ^a
T2	100,0 ^a	87,5 ^a	87,5 ^a	87,5 ^a	90,6 ^a
T3	100,0 ^a	100,0 ^a	100,0 ^a	100,0 ^a	100,0 ^a
Média	100,0 ^a	95,6 ^a	95,6 ^a	86,9 ^a	
Média	97,8 ^a		91,3 ^a		

a, b: Médias seguidas de letras iguais, na mesma linha ou coluna, não diferem ($P>0,05$).

▼ Tabela 22.9 | Taxa de prenhez (%) ao longo da estação de acasalamento conforme os tratamentos (Pötter & Lobato 2003).

Tratamentos	Dias após o início do acasalamento		
	21	42	63
T1	15,6 ^a	46,9 ^{AB}	87,5 ^a
T2	0,0 ^b	37,5 ^B	87,5 ^a
T3	17,9 ^a	71,0 ^A	96,4 ^a
Média	11,2	45,7	90,5

a,b: na coluna diferem significativamente ($P<0,05$)

A,B: na coluna diferem significativamente ($P<0,01$)

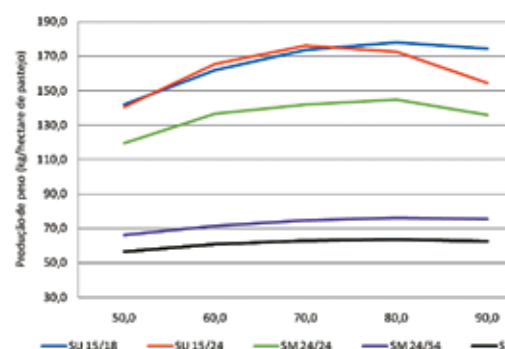


Figura 22.7 Produção de peso por hectare de pastejo em sistemas pecuários de ciclo completo diferindo na taxa de natalidade do rebanho de cria, na idade ao primeiro parto das fêmeas: quatro anos (ST), três anos (SM) ou dois anos (SU), e na idade de abate dos novilhos: 54 meses (ST) e SM 24/54), 24 meses (SM 24/24 e SU 15/24) e 18 meses (SU 15/18) (Beretta *et al.* 2002).

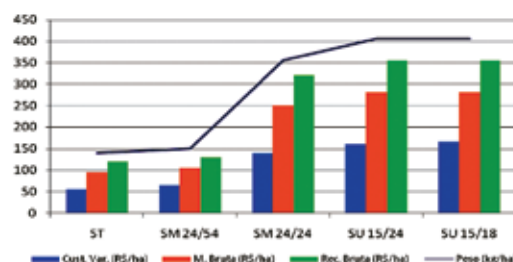


Figura 22.8 Produção de peso, receita bruta, margem bruta e custos variáveis por hectare de pastejo para os sistemas pecuários tradicionais (ST), melhorados (SM) e de um ano de idade (SU) (Beretta *et al.* 2002).

Referências

- Barcellos J.M., Garcia J.T.C., Chagas E.C. et al. 1967. Estação Experimental Cinco Cruzes. In: *Boletim Técnico Circular*. Ministério da Agricultura-DNPEA, Cinco Cruzes.
- Barreto I.L., Scholl J.M., Lobato J.F.P. & al. e. 1974. Aveia e trevo branco introduzidos em pastagens permanentes de estação quente como forma de produção de forragem durante o período invernos. In: *XII Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ, Fortaleza, CE.
- Beretta V., Lobato J.F.P. & Mielitz Netto C.G.A. 2002. Produtividade e eficiência biológica de sistemas de produção de gado de corte de ciclo completo no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31: 991-1001.
- Boldrini I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional *Boletim do Instituto de Biociências UFRGS* 56: 1-39.
- Cachapuz J.M.S., Lobato J.F.P. & Leboute E.M. 1990. Efeitos de pastagens melhoradas e suplementos alimentares no comportamento reprodutivo de novilhas com primeira cria. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 25: 445-454.
- Fagundes J.I.B., Lobato J.F.P. & Schenkel F.S. 2003. Efeito de duas cargas animais em campo nativo e de duas idades à desmama no desempenho de vacas de corte primíparas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 32: 1722-1731.
- Fraser A.F. 1980. *Farm animal behaviour*. 2 ed. Baillière Tindall, Londres, 280 p.
- Gottschall C.S. & Lobato J.F.P. 1996. Desempenho pré-desmama de terneiros de corte, filhos de vacas primíparas submetidas a três lotações em campo nativo. *Revista Brasileira de Zootecnia* 25: 36-45.
- Hodgson J. 1991. *Grazing management. Science into Practice*. Longman Scientific of Technical, New York, 203 p.
- Lobato J.F.P. 1999. Considerações efetivas sobre seleção, produção e manejo para maior produtividade dos rebanhos de cria. In: *Produção de Bovinos de Corte* (eds. Lobato JFP, Barcellos JOJ & Kessler AM). EDI-PURCS: Porto Alegre, pp. 235-286.
- Lobato J.F.P., Barreto I.L. & Maraschin G.E. 1979. Produção de matéria seca e ganho de peso de terneiras no terceiro ano de semeadura de aveia na pastagem natural com o *Trifolium Vesiculosum* Savi cv. Yuchi ou com adubação nitrogenada. In: *XVI Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*, Curitiba, PR, pp. 91-100.
- Lobato J.F.P., Deresz F., Leboute E.M., Pereira Neto O.A. & al. e. 1998a. Pastagens melhoradas e suplementação alimentar no comportamento reprodutivo de vacas de corte primíparas. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 47-53, 1998a. In: *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, pp. 47-53.
- Lobato J.F.P., Zanotta Jr J.R. & Pereira Neto O.A. 1998b. Efeitos das dietas pré e pós-parto na eficiência reprodutiva de vacas primíparas de corte. *Revista Brasileira de Zootecnia* 27: 857-862.
- Magalhães F.R. & Lobato J.F.P. 1991a. Efeitos da utilização de pastagem e da idade ao primeiro parto no desempenho reprodutivo de novilhas de corte. In: *28 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ, João Pessoa, p. 424.
- Magalhães F.R. & Lobato J.F.P. 1991b. Influência do estado corporal no desempenho reprodutivo de novilhas de corte. In: *28 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ, João Pessoa, p. 437.
- Müller L. & Primo A.T. 1986. Influência do regime alimentar no crescimento e terminação de bovinos e na qualidade da carcaça. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 21: 445-452.
- Pötter B.A.A. & Lobato J.F.P. 2003. Desempenho e características quantitativas de carcaça de novilhos Braford desmamados aos 100 ou 180 dias de idade e abatidos aos 13-14 meses. *Revista Brasileira de Zootecnia* 32: 1220-1226.
- Quadros S.A.F. & Lobato J.F.P. 1996. Efeito da lotação no comportamento reprodutivo de vacas de corte primíparas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 25: 22-35.
- Scholl J.M., Lobato J.F.P. & Barreto I.L. 1976. Improvement of pasture by direct seeding intonative grass in Southern Brazil with oats, and with nitrogen supplied by fertilizer or arrowleaf clover. *Turrialba* 26: 144-149.
- Simeone A. & Lobato J.F.P. 1996. Efeito da lotação animal em campo nativo e do controle da amamentação no comportamento reprodutivo de vacas de corte primíparas. In: *Revista Brasileira de Zootecnia*. SBZ, Viçosa, pp. 1216-1227.



Valter Pötter. Estância Guatambú, Dom Pedrito, RS.

Parte 4

Bases para políticas econômicas
e ambientais e o futuro dos Campos

Valério Pillar. Campos da região do Arroio Sarandi, entre Quaraí e Santana do Livramento, RS.

4

Parte 4

Bases para políticas econômicas e ambientais e o futuro dos Campos

Nesta seção são apresentados dados numéricos, exemplos de outras regiões campestres e reflexões acerca da sustentabilidade da pecuária associada à conservação dos Campos Sulinos. São destacados alguns problemas recorrentes associados aos usos e à conservação de sistemas naturais, apontando resultados e aspectos que possam servir de base para políticas econômicas, sociais e ambientais fundamentalmente associadas ao FUTURO DOS CAMPOS – tema central do Simpósio em que foi lançado este livro.

Inicialmente é apresentado o cenário atual da cobertura vegetal do Rio Grande do Sul, com enfoque na vegetação campestre. É uma situação que remete à necessidade de planejamento e cautela frente às atuais taxas de expansão agrícola sobre os campos, fato que não é exclusivo a esse Estado. Em seguida são apresentados dados sobre espécies exóticas invasoras, tais como o *capim-annoni* e outros arbustos e árvores. Além dos aspectos ecológicos associados às comunidades vegetais invadidas, também são levantadas questões culturais e sócio-econômicas relevantes aos sistemas e à região como um todo.

As diversas formas de uso da terra e as relações do homem com os ecossistemas nos quais se inserem as comunidades humanas refletem respostas ambientais – mudanças nos sistemas, que podem ser mais ou menos danosas às espécies nativas e à paisagem natural como um todo. Exemplos de situações documentadas para as pastagens da Europa e da Argentina são apresentados nesta seção. Para os Campos sul-brasileiros é mostrado um panorama geral sobre as iniciativas para conservação.

Finalmente são apresentadas possibilidades econômicas de bovinocultura – usando como exemplo o Rio Grande do Sul – como forma de manutenção dos Campos, seus ecossistemas e cultura associada. Os desafios para a conservação são crescentes e a valorização da pecuária como forma de uso sustentável – econômico, social e ambiental – é discutida em meio à contextualização dos modelos econômicos atualmente impostos, que erroneamente visualizam regiões que ainda mantêm consideráveis proporções de paisagens naturais como “atrasadas”.



Capítulo 23

Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul

José Luís Passos Cordeiro¹ & Heinrich Hasenack²

Introdução

O primeiro mapeamento de vegetação do Rio Grande do Sul abrangendo a totalidade de seu território foi realizado pelo projeto RADAMBRASIL na década de 1970 e publicado parcialmente em 1986, na escala 1:1.000.000 (IBGE 1986). Anos mais tarde o governo do Estado do Rio Grande do Sul (RS), num esforço que reuniu várias instituições, organizou em meio digital as cartas de trabalho (escala 1:250.000) do mapeamento do RADAMBRASIL incluindo também a porção norte do Estado, volume ainda não publicado.

O Manual Técnico da Vegetação Brasileira IBGE (1992) identifica para o RS quatro regiões fitoecológicas florestais: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Floresta Estacional Semidecidual. Esta nomenclatura e principalmente sua delimitação espacial não são tão questionadas quanto a terminologia e delimitação empregadas por IBGE (1992) para as regiões campestres do Estado.

Segundo Waechter *et al.* (2003), nos sistemas de classificação vegetacional publicados por pesquisadores vinculados ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), os Campos sul-brasileiros foram denominados de savanas e estepes, visando uma concordância com terminologias internacionais. Os limites geográficos de savanas e estepes, além de savanas estépicas ou estepes savânicas (parques de leguminosas), têm tido uma interpretação variada nessas publicações, criando uma certa confusão. Interessantes discussões sobre essas terminologias foram publicadas por Marchiori (2002, 2004).

IBGE (1992) propõe um esquema de classificação para as regiões campestres do Estado onde os campos do Rio Grande do Sul são incluídos em apenas duas regiões fitoecológicas: Savana Estépica e Estepe (Fig. 23.1), sendo o termo Savana, que era anteriormente utilizado pelo Projeto RADAM-

Foto de abertura: Parque Estadual do Espinilho, Barra do Quaraí, RS. Acervo Labgeo/Centro de Ecologia da UFRGS.

¹ FIOCRUZ Programa Institucional Biodiversidade e Saúde, Av. Brasil, 4036; CEP 21040-361 Rio de Janeiro, RJ. E-mail: zeluis@fiocruz.br

² UFRGS, Centro de Ecologia, Av. Bento Gonçalves, 9500/43411; CEP 91501-970 Porto Alegre, RS.

BRASIL para denominar grande parte dos campos do RS, reservado às formações abertas do Brasil Central e Amazônia.

O Ministério do Meio Ambiente, através da Secretaria de Biodiversidade e Florestas e com recursos do Programa de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), apoiou equipes em todo o Brasil, subdivididas por biomas, no mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Este mapeamento adotou o sistema fitoecológico brasileiro para caracterizar a vegetação (IBGE 1992). Desta forma o RS foi mapeado por duas equipes, uma responsável pelo bioma Pampa e outra pelo Mata Atlântica (Fig. 23.2), que adotaram metodologias diferentes em seus mapeamentos. O mapeamento da cobertura vegetal do RS, executado pela mesma equipe responsável pelo bioma Pampa, teve como principal objetivo mapear a vegetação do Estado através de metodologia única, além de revisar os limites das regiões fitoecológicas propostas pelo Projeto RADAMBRASIL (IBGE, 1986) e IBGE (1992).

Metodologia

Mapeamento de uso e cobertura do solo

Para o mapeamento da cobertura vegetal do Rio Grande do Sul foram utilizadas 22 imagens do satélite Landsat 5 TM e 7 ETM+, ano base 2002 (1999, 1; 2000, 1; 2001, 3; 2002, 11 e 2003, 6 imagens). Estas imagens foram cedidas pelo Ministério do Meio Ambiente já georreferenciadas (Sistema de Projeção UTM, Datum Horizontal SAD69).

Inicialmente, as imagens foram mosaicadas para a produção de um arquivo único para todo o Estado. Para a interpretação, este mosaico foi recortado em 29 cartas-imagem com base no mapeamento sistemático brasileiro na escala 1:250.000. Para cada janela de mapa foram geradas duas composições coloridas em falsa-cor utilizando-se as bandas 3, 4 e 5 das imagens Landsat. Uma primeira com a combinação RGB 543 e uma segunda com a combinação RGB 453.

As classes de cobertura do solo foram obtidas por interpretação visual em tela, com auxílio do programa CartaLinx (Clark Labs©), correspondendo a uma caracterização fisionômica da paisagem. As áreas com cobertura vegetal original foram identificadas sobre as composições coloridas ampliadas em tela na escala 1:50.000. A área mínima mapeável correspondeu a manchas ou fragmentos cujo eixo maior foi igual ou superior a cinco milímetros na escala de interpretação (250 metros na escala 1:50.000).

O processo de interpretação teve início com a identificação dos corpos d'água e das formações florestais sobre as composições coloridas na combinação RGB453, pela facilidade de identificação das fisionomias florestais neste arranjo de bandas. Posteriormente, usando a combinação RGB543, foram identificados os demais tipos de cobertura do solo, totalizando 32 classes de uso e cobertura do solo. A este conjunto de classes foi estabelecido um paralelo com a nomenclatura proposta pelo Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE 1992).



Figura 23.1 Regiões fitoecológicas campestres (IBGE 2004).

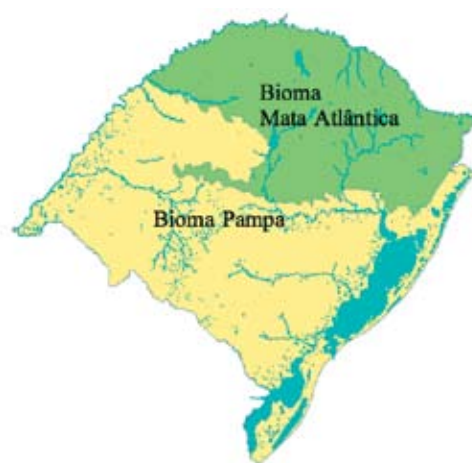


Figura 23.2 Representação dos biomas no RS (IBGE 2004).

A classificação foi verificada no campo em oito expedições, com duração média de quatro dias, cobrindo as diferentes fisionomias do Estado. A edição final do mapeamento foi realizada no programa ArcView GIS 3.2 (ESRI®), possibilitando a produção de mapa único para o Estado em formato de arquivo passível de utilização na maioria dos sistemas de geoprocessamento.

As imagens foram interpretadas buscando identificar categorias que indicassem um domínio fisionômico florestal ou campestre, além de dar uma idéia do grau de pressão antrópica sobre a formação. Tanto as formações campestres quanto as formações florestais apresentam algum grau de alteração em relação às suas características originais. O grau de alteração foi utilizado como critério para definir a inclusão da classe de cobertura como cobertura vegetal natural.

As áreas campestres ou florestais sem qualquer modificação antrópica são muito pequenas. Mesmo Unidades de Conservação com predomínio de formações campestres como a Reserva Biológica do Ibirapuitã e o Parque Estadual do Espinilho apresentam algum tipo de pressão antrópica, especialmente por pecuária. Assim, foram considerados remanescentes da vegetação original também aquelas áreas cujo uso tenha mantido aspectos fisionômicos similares à condição original. Desta forma, os campos nativos com uso pecuário extensivo foram considerados como cobertura seminatural. Entretanto, áreas campestres que apresentam sinais de terem sido utilizadas em passado recente com atividade agrícola foram consideradas áreas de influência antrópica. Evidências deste uso agrícola são canais de drenagem/irrigação e taipas decorrentes do cultivo de arroz irrigado em áreas de banhados e campos úmidos, bem como terraços nos campos secos. Áreas frágeis, apresentando solo parcialmente ou totalmente exposto, ravinamento e voçorocamento em áreas de pecuária extensiva, também foram consideradas antrópicas em função do grau de degradação decorrente do excesso de pastoreio.

Adicionalmente, foi identificado um tipo de vegetação denominado transição, que corresponde a áreas com presença de formação herbáceo-arbustiva nativa com uso pecuário (seminatural) e floresta nativa. Paisagem típica da região do Escudo Sul-Rio-Grandense, ocorrendo sobre solos rasos com afloramentos rochosos. Além do uso pecuário, há cultivos de fumo e de subsistência numa matriz fundiária de pequenas e médias propriedades. Pela pequena extensão dos cultivos, nem sempre foi possível identificá-los na escala de interpretação.

Paralelamente ao mapeamento da cobertura do solo, procedeu-se a delimitação das regiões fitoecológicas, visando caracterizar a vegetação segundo metodologia proposta pelo IBGE (IBGE 1992). Para tal, tomou-se por base as regiões fitoecológicas do IBGE (Projeto RADAMBRASIL), atualizadas tematicamente em 2004 (IBGE 2004). A possibilidade de integração do modelo numérico do terreno (SRTM) com imagens Landsat de resolução espacial maior e posicionamento espacial melhor do que as imagens de radar utilizadas no projeto RADAMBRASIL, permitiram delimitar com maior detalhe as regiões fitoecológicas. A região fitoecológica da Savana Estépica teve sua área ampliada. O critério utilizado para a nova delimitação foi a ocorrência da *Acacia caven*. Na porção nordeste da Região observa-se que a diminuição da ocorrência da *Acacia* é acompanhada de um aumento da frequência da *Araucaria angustifolia* nos capões de mata (Estepe). Teve-se, assim, como resultado preliminar, um mapa da cobertura vegetal atual e outro das regiões fitoecológicas do Estado. Este indica a vegetação pretérita enquanto aquele indica o tipo e a intensidade de uso da terra. A combinação destas informações permite identificar os locais onde ainda há cobertura total ou parcial de vegetação natural ou seminatural, como também áreas nas quais a vegetação pretérita foi totalmente removida.

A cobertura vegetal original representa uma reconstituição da vegetação pretérita pré-européia. Esta reconstituição teve como base o mapeamento de cobertura vegetal atual aqui apresentado, onde a vegetação pretérita potencial foi atribuída visualmente a cada mancha ao longo do processo de interpretação das imagens de satélite, tendo-se como critério principal sua posição no terreno em relação a distribuição conhecida das Regiões Fitoecológicas apresentadas no mapeamento do Projeto RADAMBRASIL na escala 1:250.000 (IBGE 2003).

▼ Tabela 23.1 | Descrição das métricas de paisagem utilizadas.

Métrica	Sigla	Descrição
Área total da classe	AREA	Soma das áreas, em km ² , de todas as manchas de uma classe
Representatividade da Classe	REP	Representatividade da classe na paisagem (região fitoecológica) em porcentagem
Número de Fragmentos	NF	Número total de fragmentos de uma determinada classe
Área Média dos Fragmentos	AMF	Área média dos fragmentos de uma classe em km ²
Desvio Padrão	DP	Desvio padrão da área média dos fragmentos de uma classe
Domínio Espacial na Classe	DOM	Porcentagem da área total da classe (AREA) coberta pela maior mancha da mesma classe
Domínio Espacial na Paisagem	DOMP	Porcentagem da área total da paisagem (todas as classes) representada pela área da maior mancha de classe
Perímetro Total de Borda	PT	Soma dos perímetros em metros (m) das manchas de uma classe
Densidade de Borda	DB	Densidade de borda de cada classe em m/km ² . Expresso pela equação $DB=CBT/\text{Área total da paisagem}$. Corresponde a uma medida do grau de
Comprimento Médio de Borda	CMB	Comprimento médio do perímetro das manchas de uma determinada classe. $CMB=PT/NF$

▼ Tabela 23.2 | Classes de uso e cobertura do solo reclassificadas em categorias de antropismo.

CLASSE	DESCRIÇÃO	REMANESCENTE
Campo nativo seco	Formação herbácea nativa em solo bem drenado com uso pecuário. Apresenta boa cobertura do solo e ausência de cultivos ou evidência de uso agrícola passado (curvas de nível, drenos, etc.)	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Campo nativo úmido	Formação herbácea nativa em solo mal drenado com uso pecuário. Apresenta boa cobertura do solo e ausência de cultivos ou evidência de uso agrícola passado (curvas de nível, drenos, etc.)	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Banhado	Formação herbáceo-arbustiva nativa, típica de áreas úmidas.	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Duna litorânea	Depósito eólico litorâneo de sedimento arenoso. Colinas de areia móvel, depositadas pela ação do vento	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Praia fluvial	Faixa arenosa de influência fluvial	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Praia marinha	Faixa arenosa de influência marinha	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Mata nativa	Floresta nativa primária ou em estágio sucessional avançado	Vegetação Florestal nativa
Mosaico de campo e mata nativa	Área com presença de formação herbáceo-arbustiva nativa com uso pecuário e floresta nativa. Área de Tensão Ecológica. Paisagem típica da região do Escudo Sul-Rio-Grandense, ocorrendo sobre solos rasos com afloramentos rochosos.	Vegetação de Transição natural ou seminatural
Água	Açudes, barragens, lagoas e lagunas.	Corpo d'água natural
Silvicultura	Cultivos de pinus, eucaliptus, araucária e acácia.	Antrópico rural
Campo antrópico	Formação herbácea submetida à alta pressão antrópica (agropecuária), com redução da densidade de cobertura do solo e presença de espécies exóticas forrageiras, constituindo uma cobertura vegetal descontínua e pouco densa. Áreas em pousio com presença de evidências da sistematização para o cultivo de arroz (curvas de nível, drenos, etc.).	Antrópico rural
Agricultura irrigada	Cultivo de arroz e solos preparados em várzeas	Antrópico rural
Agricultura de sequeiro	Cultivo anual não irrigado	Antrópico rural
Uso misto	Cultivos variados em pequenas parcelas	Antrópico rural
Mancha urbanizada	Cidades, vilas, etc.	Antrópico urbano

Análise temporal

As análises foram conduzidas com o objetivo de quantificar espacialmente a evolução do uso e ocupação do solo sobre a cobertura pretérita pré-européia do RS. Para isso foi utilizado como base as Regiões Fitoecológicas revisadas e apresentadas por este capítulo a qual foram confrontados os resultados dos mapeamentos de uso e cobertura atual (ano base 2002), assim como o produzido a partir das cartas originais do Projeto RADAMBRASIL (IBGE 1986) fruto da interpretação visual, na escala 1:250.000, de imagens de radar do ano de 1976.

Métricas de Paisagem

Para auxiliar na caracterização da cobertura vegetal do RS foram empregadas métricas de paisagem (Tab. 23.1), através do módulo Patch Analyst 3.1 no SIG ArcView 3.2 (ESRI©), sobre as Regiões Fitoecológicas identificadas para o Estado. Nestas análises as 32 classes de uso e cobertura do solo foram reclassificadas em 15 classes e a estas, conforme MMA (2007), relacionadas categorias de grau de antropismo: (i) vegetação natural ou seminatural campestre, (ii) vegetação florestal nativa, (iii) corpo d'água natural, (iv) vegetação de transição natural ou seminatural, (v) antrópico rural ou (vi) antrópico urbano (Tab. 23.2). Adicionalmente, algumas regiões fitoecológicas foram subdivididas em blocos quando estes foram relevantes para uma melhor caracterização de cada Região.

Resultados e discussão

Panorama geral

O Rio Grande do Sul (RS) tem sua vegetação distribuída em oito (8) regiões fitoecológicas (Tab. 23.3, Fig. 23.3).

Predominam no RS as regiões fitoecológicas campestres, 174.855,17 km² (62,2%). Deste valor, 13.154,78 km² correspondendo a 4,7% da superfície do Estado, pertence a Áreas das Formações Pioneiras, cuja superfície maior está na planície costeira e é ocupada por superfície líquida das lagoas costeiras e formações campestres sobre terreno arenoso. As regiões fitoecológicas florestais cobrem uma superfície de 93.082,12 km², 33,1% do Estado. As Áreas de Tensão Ecológica, uma transição entre regiões fitoecológicas, têm 13.154,78 km² (4,7%).

A ocupação antrópica no Estado produziu uma paisagem dominada por fisionomias antrópicas. Restando 31,38% de sua cobertura com características naturais ou seminaturais – considerando o uso pecuário sobre campo nativo como fisionomia seminatural (Tab. 23.3). Entretanto, esta ocupação se deu de forma distinta em cada Região Fitoecológica produzindo paisagens distintas. As Áreas das Formações Pioneiras (P) foram as que mais tiveram sua cobertura vegetal natural removida, restando 15,35%. Seguida das de transição entre regiões fitoecológicas (Áreas de Tensão Ecológica – TN, NE, NP, NPE e ETN) com 15,94% (2.097,03 km² de um total de 13.154,78 km²) de remanescentes de sua cobertura original.

As regiões florestais (D, M, C e F) tiveram sua cobertura vegetal natural removida em 83,02% (restando 16,98% da área original) (Fig. 23.4). Embora representada no Estado com a menor superfície, a Floresta Ombrófila Densa (D) é a melhor conservada (59,54%). Provavelmente, devido a sua localização em áreas bastante íngremes e de difícil acesso para remoção da madeira. Já a Floresta Ombrófila Mista (M) e as estacionais (C e F) possuem hoje menos de um quarto da cobertura original (12,84% para a Ombrófila Mista, 17,97% e 18,77% para a Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, respectivamente).

A maior porção de florestas ocorria no norte do Estado, em especial ao longo dos rios Pelotas e Uruguai até a confluência com o rio Ijuí, nas escarpas sul e leste do Planalto Meridional bem

como ao longo dos rios formadores do Guaíba e seus principais afluentes que cortam a escarpa do Planalto (Jacuí, Taquari, Caí e Sinos). Na metade sul do estado as florestas estavam concentradas na encosta oriental da Serra do Sudeste. Estas foram, entretanto, as terras destinadas à colonização européia a partir do início do século XIX e onde hoje se concentram as propriedades com tamanho médio menor.

As regiões da Savana Estépica (T) e da Estepe (E), que cobrem 46,64% do território do Rio Grande do Sul possuem respectivamente 45,24 e 51,79% de cobertura natural e semi-natural. Pela extensão de sua ocorrência no Estado, são as regiões fitoecológicas melhor conservadas. Isto se deve, provavelmente, ao uso predominante com pecuária extensiva sobre pasto nativo, desde os tempos da ocupação portuguesa e espanhola. Entretanto este resultado deve ser interpretado de forma diferenciada quando comparado aos valores de remanescentes encontrados para as regiões florestais (D, M, C e F), pois se aplicarmos o mesmo critério de ausência de qualquer sinal de uso antrópico, na escala de interpretação, usado para identificar as manchas remanescentes nas regiões florestais (D, M, C e F) o valor de cobertura natural é reduzido de 45,24% para 4,48% na Savana Estépica (T) e de 51,79% para 8,84% na Estepe (E). O que resulta em uma redução total para o Estado dos 31,33% (Tab. 23.3) de remanescentes para 12,54% de cobertura ainda natural.

▼ Tabela 23.3 | Proporção da superfície ocupada pelas regiões fitoecológicas, número de manchas e cobertura natural do Estado do Rio Grande do Sul.

Região Fitoecológica	Sigla	Área no RS (km ²)	Número de manchas*	Porcentagem da área do RS (%)	Cobertura natural atual (%)**
Floresta Ombrófila Densa	D	1.218,34	154	0,43	59,54
Floresta Ombrófila Mista	M	29.875,26	26	10,63	12,84
Floresta Estacional Semidecidual	F	13.296,71	8	4,73	18,77
Floresta Estacional Decidual	C	48.691,81	55	17,32	17,97
Savana Estépica	T	65.779,88	34	23,40	45,24
Estepe	E	65.314,32	34	23,24	51,79
Área das Formações Pioneiras	P	43.760,97	115	15,57	15,35
Área de Tensão Ecológica Savana Estépica – Floresta Estacional	TN	2.132,21	6	0,76	26,60
Área de Tensão Ecológica Floresta Estacional – Estepe	NE	8.941,26	21	3,18	13,69
Área de Tensão Ecológica Floresta Estacional – Formações Pioneiras	NP	429,66	1	0,15	2,96
Área de Tensão Ecológica Floresta Estacional – Formações Pioneiras – Estepe	NPE	1.589,84	3	0,57	16,10
Área de Tensão Ecológica Estepe – Savana Estépica – Floresta Estacional	ETN	61,82	1	0,02	59,85
Total		281.092,07	458	100,00	31,38

*Equivale ao número de manchas formadoras da região em questão.

**Porcentagem da região com cobertura natural ou seminatural terrestre. Sendo que os valores de cobertura natural de água expressivos apenas para a Área das Formações Pioneiras que somados aos 15,35% totaliza 50,42% de cobertura do solo original terrestre e água.

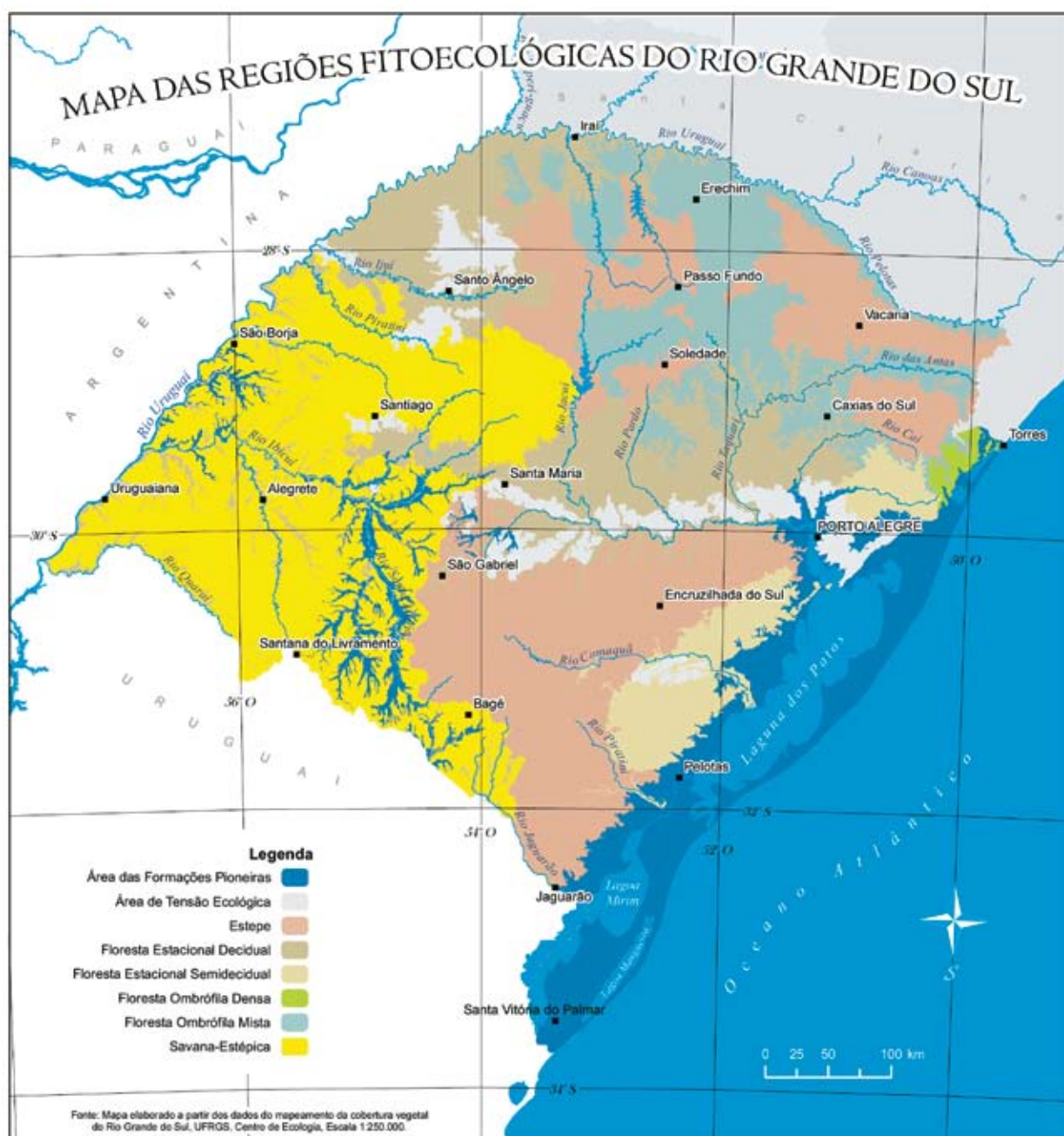


Figura 23.3 Mapa das regiões fitoecológicas do Rio Grande do Sul (veja explicações metodológicas no texto).

Análise temporal

O resultado da comparação entre RADAMBRASIL 1:250.000 (IBGE 1986, 2003) e o Mapa de vegetação do RS (ano base 2002) mostra um decréscimo de 20,68% (22.816,05 km²) na cobertura natural para o período analisado (1976-2002) (Tab. 23.4). O que corresponde a uma taxa de perda anual de 845,04 km² por ano. Entretanto este comportamento foi completamente distinto entre as regiões florestais e campestres. A perda de área natural se deu sobre as regiões fitoecológicas campestres do Estado (T, E e P), representando 27.350,42 km² convertidos basicamente para agricultura, 15,63% de redução na cobertura original em 27 anos (1976 - 2002) a uma taxa anual de conversão de 1.012,07 km² por ano. Resultado este completamente diferente ao apresentado pelas regiões florestais (D, M, F e C) onde houve acréscimo nos valores de cobertura original de 3.412,31 km². As Áreas de Tensão Ecológica apresentaram resposta similar a encontrada para as florestas do Estado.

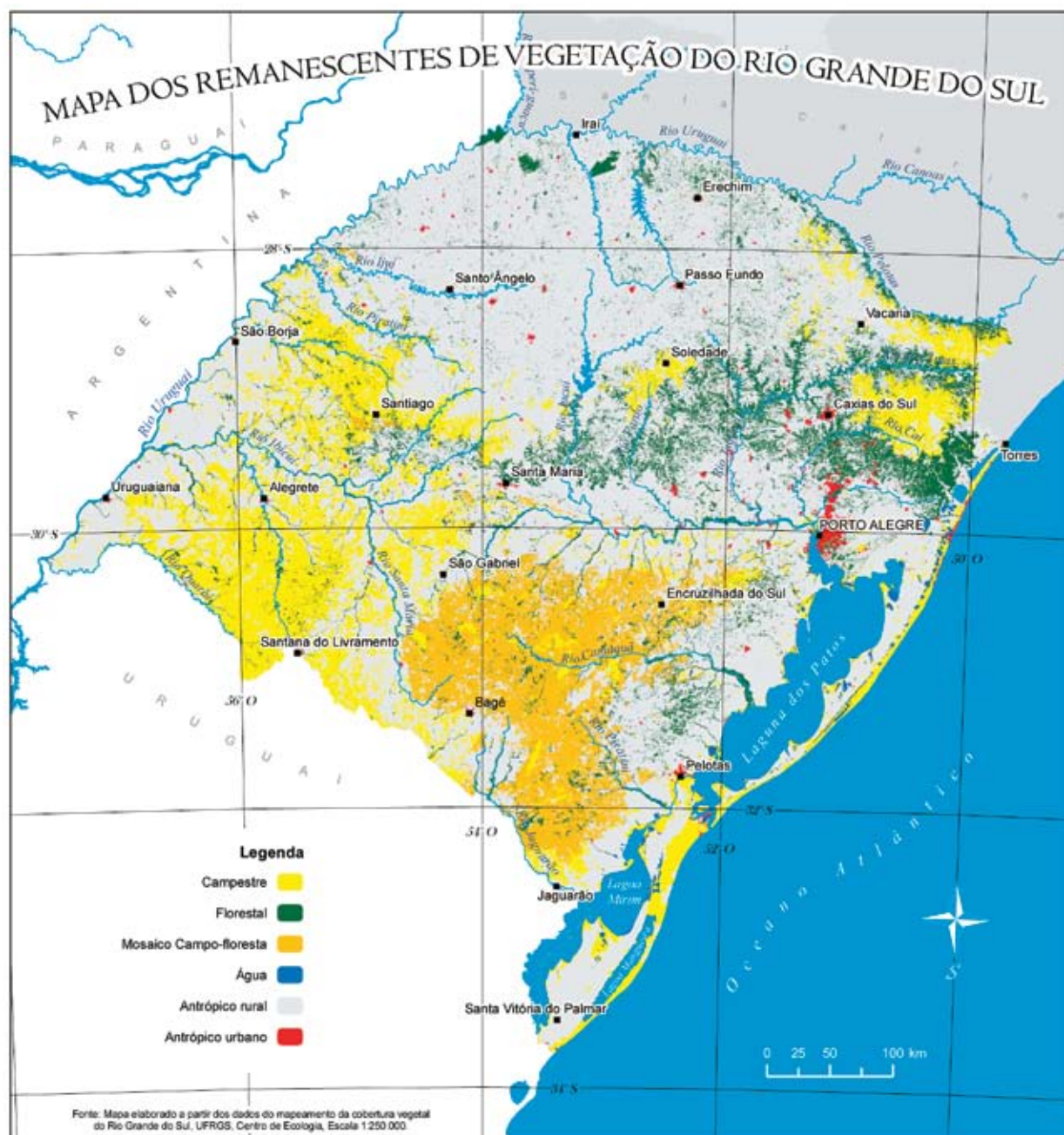


Figura 23.4 Mapa dos remanescentes de vegetação do Rio Grande do Sul (veja explicações metodológicas no texto).

▼ **Tabela 23.4** | Proporção da superfície ocupada pelas regiões fitoecológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Comparação entre as coberturas naturais e seminaturais entre os mapeamentos do RADAMBRASIL e mapa atual referente ao ano de 2002 para o RS por região fitoecológica

Região Fitoecológica	Sigla	Área (km²)	Cobertura natural (km²)		Cobertura natural (%)		Variação	
			RADAM	Atual (2002)	RADAM	Atual (2002)	km²	%
Floresta Ombrófila Densa	D	1.218,34	386,70	725,41	31,74	59,54	338,71	87,59
Floresta Ombrófila Mista	M	29.875,26	3.083,79	3.836,01	10,32	12,84	752,22	24,39
Floresta Estacional Semidecidual	F	13.296,71	1.907,89	2.495,42	14,35	18,77	587,53	30,79
Floresta Estacional Decidual	C	48.691,81	7.014,58	8.748,43	14,41	17,97	1.733,85	24,72
Savana Estépica	T	65.779,88	51.198,35	29.759,10	77,83	45,24	-21.439,25	-41,87
Estepe	E	65.314,32	36.398,86	33.827,45	55,73	51,79	-2.571,41	-7,06
Área das Formações Pioneiras	P	43.760,97	10.030,93	6.715,65	22,92	15,35	-3.315,28	-33,05
Áreas de Tensão Ecológica		13.154,78	999,46	2.097,03	7,60	15,94	1.097,57	109,82
Total		281.092,07	111.020,55	88.061,51	39,50	31,38	-22.816,05	-20,55

Regiões Fitoecológicas

Floresta Ombrófila Densa

Representa um único bloco situado na porção nordeste do Estado totalmente inserida no bioma Mata Atlântica. Composta por 154 manchas (Tab. 23.3), sendo que a maior mancha cobre 92,1% (1.122,52 km²) de sua área total, sendo a grande maioria das 153 manchas restantes formadas artificialmente pelo recorte com o limite do Estado.

Com relação as características da paisagem atual desta Região (Tab. 23.5) o processo de ocupação de sua área produziu uma paisagem ainda dominada por fisionomias florestais (REP=59,49% e DOMP=41,33%). O número de fragmentos (NF=250), mesmo levando-se em consideração o reflexo do recorte pelo limite do Estado demonstra que a paisagem esta atualmente mais fragmentada se comparada a condição original de NF=154. O maior fragmento da categoria Natural Florestal domina ou corresponde a 69,47% (DOM) da área total das fisionomias florestais remanescentes, o que demonstra que o comportamento original de um grande bloco de Floresta ainda ocorre porem com menor expressão.

Floresta Ombrófila Mista

Formada originalmente por 26 manchas contínuas (Tab. 23.3) sendo que a maior destas responde por 64,8% (19.358,76km²) de toda área coberta por Floresta Ombrófila Mista no Estado.

Atualmente esta paisagem encontra-se fragmentada em 4.570 remanescentes florestais (Tab. 23.6). Correspondendo a uma paisagem dominada por fisionomias agrícolas (DOMP=53,75), onde a representatividade da categoria de antropismo Antrópico Rural corresponde a 85,58% de toda área anteriormente coberta por fisionomias naturais da Floresta Ombrófila Mista (REP=85,58). Este domínio é ainda mais expressivo se considerarmos que a maior mancha de Antrópico Rural responde por 62,81% (DOM) de toda sua área na Região, o que reflete o alto grau de homogeneização antrópica da paisagem atual.

▼ Tabela 23.5 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo	AREA (km ²)	REP (%)	NF	AMF (km ²)	DP (km ²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km ²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	0,58	0,05	3	0,19	0,08	51,84	0,02	7.687,2	6,3	2.562,4
Natural Florestal	724,83	59,49	169	4,29	39,95	69,47	41,33	1.490.417,1	1.223,3	8.819,0
Água	0,26	0,02	2	0,13	0,03	60,78	0,01	6.389,6	5,2	3.194,8
Antrópico Rural	490,90	40,29	68	7,22	30,30	47,23	19,03	1.184.058,9	971,8	17.412,6
Antrópico Urbano	1,76	0,14	8	0,22	0,20	30,81	0,04	18.069,4	14,8	2.258,7
Total	1.218,34	100	250							

▼ Tabela 23.6 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo	AREA (km ²)	REP (%)	NF	AMF (km ²)	DP (km ²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km ²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	244,34	0,82	238	1,03	2,16	7,26	0,06	1.607.244,3	53,8	6.753,1
Natural Florestal	3.591,66	12,02	4.570	0,79	8,30	10,60	1,27	23.193.739,6	776,4	5.075,2
Água	52,47	0,18	110	0,48	1,46	18,48	0,03	1.981.453,4	66,3	18.013,2
Antrópico Rural	25.568,02	85,58	1.185	21,58	473,92	62,81	53,75	33.042.867,9	1.106,0	27884,3
Antrópico Urbano	418,82	1,40	197	2,13	6,64	19,73	0,28	1.539.410,7	51,5	7.814,3
Total	29.875,31	100	6.300							

Floresta Estacional Semidecidual

Disposta em dois grandes blocos, sendo o Bloco Sul o maior (10.137,73 km²) localizado na encosta oriental da Serra do Sudeste (km²) e o outro, o Bloco Norte (3.159,03 km²), no Sudeste do Planalto Meridional.

A paisagem atual da Região foi transformada significativamente em uma paisagem antrópica rural onde 79,97% de sua área total (somados os dois blocos) são cobertas por fisionomias agrícolas.

As fisionomias florestais representam 16,97% da cobertura original, sendo o restante composto por fisionomias campestres (1,27%) e de transição (0,53%) principalmente localizadas no Bloco Sul, já como efeito das fisionomias campestres e de transição da Serra do Sudeste, totalizando os 18,77% de remanescentes da Região. De forma similar ao descrito para a Floresta Ombrófila Mista (Tab. 23.6) a extensão da transformação da paisagem para uma matriz agrícola é expressa por valores elevados de domínio na paisagem pela categoria Antropico Rural (DOMP = 61,71 para o Bloco Norte e DOMP = 45,74 para o Bloco Sul) (Tab. 23.7).

Os remanescentes das matas ciliares do rio Camaquã (fragmentado em 87 manchas) e do rio Piratini (60 fragmentos), na Porção Sul da Floresta Estacional Semidecidual, totalizando 422,9 km² e são responsáveis por 30,17% do total de remanescentes florestais deste Bloco, e por 18,74% do que restou de Floresta Estacional Semidecidual no Estado. Os remanescentes desta floresta totalizam 1.551 fragmentos (1315 no Bloco sul e 236 no Bloco Norte) com tamanho médio de 1,45 km² sendo maiores um pouco no Bloco Norte (AMF=3,68 km²) (Tab. 23.7).

▼ Tabela 23.7 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo Bloco Sul	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	156,05	1,17	206	0,76	1,87	11,56	0,18	945.126,5	93,2	4.588,0
Natural Florestal	1.388,41	10,44	1.315	1,06	3,80	6,07	0,83	10.447.248,1	1.030,5	7.944,7
Vegetação de Transição	69,92	0,53	26	2,69	3,10	17,84	0,12	336.140,0	33,2	12.928,5
Água	46,22	0,35	9	5,14	8,54	59,34	0,27	950.824,7	93,8	105.647,2
Antrópico Rural	8.455,97	63,59	336	25,17	301,69	54,84	45,74	11.710.477,7	1.155,1	34.852,6
Antrópico Urbano	21,16	0,16	19	1,11	1,36	24,71	0,05	109.874,9	10,8	5.782,9
Subtotal	10.137,73	76,24	1911							
Categoria Antropismo Bloco Norte	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	13,36	0,10	5	2,67	3,24	64,21	0,27	61.203,2	19,4	12.240,6
Natural Florestal	867,67	6,53	236	3,68	22,57	33,32	9,15	4.025.746,7	1274,4	17.058,2
Água	1,20	0,01	2	0,60	0,03	52,29	0,02	20.784,9	6,6	10.392,5
Antrópico Rural	2.177,88	16,38	228	9,55	128,80	89,52	61,71	4.347.906,1	1.376,3	19.069,8
Antrópico Urbano	98,91	0,74	24	4,12	5,88	20,22	0,63	346.215,2	109,6	14.425,6
Subtotal	3.159,03	23,76	495							
Total	13.296,76	100	2406							

Floresta Estacional Decidual

Aqui subdividida em Três blocos:

(i) Bloco Norte correspondendo ao domínio florestal do Norte do Estado recobrimdo as antigas florestas ao longo dos rios Pelotas e Uruguai até a confluência com o rio Ijuí, do qual restam apenas 4,85% de sua cobertura original (814,97 km² de 17.125,23 km² do Bloco Norte) (Tab. 23.8), portanto severamente convertida para uma paisagem agrícola com domínio espacial (DOMP) também elevado, onde o maior fragmento (15.965,82 km²) representa 88,10% da cobertura total deste Bloco.

(ii) Bloco Central localizado na escarpas sul do Planalto Meridional bem como ao longo dos rios formadores do Guaíba e seus principais afluentes que cortam a escarpa do Planalto (Jacuí, Taquari, Caí e Sinos) restando 22,53% (4.779,95 km²) de sua cobertura natural original (21.214,82 km²) (Tab. 23.8).

(iii) Bloco Ciliar representando as formações florestais decíduais ripárias ao longo dos principais rios que cortam a Região Fitoecológica da Savana-estépica, assim como as matas ciliares do rio Jacuí. Restando 30,31% de remanescentes (3.137,83 km²) correspondendo ao maior valor de cobertura ainda natural para a Região da Floresta Estacional Decidual, assim como menor domínio espacial nas áreas antropizadas (DOMP = 6,51%) (Tab. 23.8).

▼ Tabela 23.8 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Floresta Estacional Decidual do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo Bloco Norte	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	15,51	0,03	15	1,03	1,60	43,52	0,04	104.421,7	6,1	6.961,4
Natural Florestal	814,97	1,67	847	0,96	9,20	21,08	1,00	4.220.928,2	246,5	4.983,4
Vegetação de Transição	0,17	0,00	1	0,17	0,00	40,24	0,00	1882,2	0,1	1.882,2
Água	183,13	0,38	17	10,77	19,35	34,37	0,37	1.893.431,4	110,6	111.378,3
Antrópico Rural	15.965,82	32,79	199	80,23	1.067,03	94,50	88,10	10.152.568,0	592,8	51.017,9
Antrópico Urbano	145,64	0,30	79	1,84	3,46	13,87	0,12	495.409,1	28,9	6.271,0
Subtotal	17.125,23	35,17	1158							
Categoria Antropismo Bloco Central	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	13,05	0,03	18	0,73	1,00	32,68	0,02	103.029,6	4,9	5.723,9
Natural Florestal	4.756,90	9,77	1316	3,61	16,20	5,61	1,26	24.456.691,3	1.152,8	18.584,1
Vegetação de Transição	10,01	0,02	6	1,67	1,52	45,89	0,02	52.112,1	2,5	8.685,4
Água	20,44	0,04	5	4,09	7,11	89,39	0,09	279.084,3	13,2	55.816,9
Antrópico Rural	16.214,90	33,30	1428	11,35	221,54	46,02	35,18	26.455.731,6	1.247,0	18.526,4
Antrópico Urbano	199,52	0,41	100	2,00	3,24	10,84	0,10	873.655,3	41,2	8.736,6
Subtotal	21.214,82	43,57	2873							
Categoria Antropismo Bloco Ciliar	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	757,82	1,56	733	1,03	1,75	2,44	0,18	4.675.368,2	451,6	6.378,4
Natural Florestal	2.360,48	4,85	1.261	1,87	7,55	4,79	1,09	17.055.586,0	1.647,6	13.525,4
Vegetação de Transição	19,54	0,04	6	3,26	6,01	85,34	0,16	76.168,4	7,4	12.694,7
Água	612,52	1,26	94	6,52	42,65	57,39	3,40	6.660.000,9	643,4	70.851,1
Antrópico Rural	6.558,98	13,47	1.480	4,43	26,41	10,27	6,51	20.959.894,5	2.024,8	14.162,1
Antrópico Urbano	42,44	0,09	40	1,06	1,46	18,98	0,08	223.124,5	21,6	5.578,1
Subtotal	10.351,78	21,26	3.614							
Total	48.691,83	100	7.645							

Savana Estépica

Tratada aqui como um único bloco, reflexo da ausência de base cartográfica na descrição das paisagens campestres conhecidas para região. A paisagem atual reflete o uso e ocupação de sua área, produzindo uma paisagem cujo domínio espacial é dividido entre remanescentes campestres (DOMP = 16,49%) e a fisionomia Antrópico Rural resultante do processo contínuo de conversão destes campos para agricultura (DOMP=13,20%) (Tab. 23.9). Esse processo não se deu de forma homogênea ao longo dos 65.779,88 km² da Savana Estépica no Estado. Os campos do Planalto das Missões foram praticamente eliminados restando alguns fragmentos pequenos em relação à sua extensão original, o que dificulta a delimitação de sua abrangência geográfica original. Grande parte do que resta de Savana Estépica esta localizada nos municípios de Santana do Livramento, Quaraí e Rosário do Sul.

A presença de remanescentes da categoria Vegetação de Transição na porção sul do contato com a Estepe, nos municípios de Dom Pedrito e Bagé, reflete a dificuldade de delimitar esse contato.

▼ Tabela 23.9 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Savana Estépica do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo	AREA (km ²)	REP (%)	NF	AMF (km ²)	DP (km ²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km ²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	27.382,09	41,63	1.433	19,11	302,57	39,61	16,49	47.687.234,9	725,0	33.277,9
Natural Florestal	1.498,45	2,28	2.651	0,57	2,13	5,45	0,12	15.356.664,2	233,5	5.792,8
Vegetação de Transição	878,56	1,34	71	12,37	33,21	29,09	0,39	1.890.797,2	28,7	26.630,9
Água	13,79	0,02	5	2,76	3,04	57,01	0,01	501.842,0	7,6	100.368,4
Antrópico Rural	35.808,55	54,44	3.203	11,18	169,87	24,25	13,20	49.842.286,1	757,7	15.561,1
Antrópico Urbano	198,44	0,30	57	3,48	5,80	14,49	0,04	516.644,7	7,9	9.063,9
Subtotal	65.779,88	100	7.420							

Estepe

Representada no mapeamento de Vegetação Atual (2002) do Estado por três blocos, dois intimamente relacionados com a Floresta Ombrófila Mista, sendo: (i) o Bloco Norte, correspondendo à porção de Estepe sobre o Planalto Médio e o (ii) Bloco Nordeste, que corresponde aos campos do Planalto das Araucárias. (iii) O Bloco Sudeste localizado sobre a Serra do Sudeste e mais distinto dos demais, abriga as fisionomias aqui tratadas como de transição, basicamente por apresentar um domínio fisionômico composto por um mosaico de formações herbáceo-arbustivas e florestais.

Embora os remanescentes da Estepe totalizem 51,79% (Tab. 23.3), quando visualizamos o resultado do processo de ocupação e uso da terra ao longo dos três blocos de Estepe (Norte, Nordeste e Sudeste) esse cenário é bem diferenciado (Tab. 23.10). Na Estepe do Planalto Médio (Bloco Norte) restam apenas 11,16% (1.445,51 km², sendo 813,17 km² campestres e 632,33 km² florestais) com características naturais ou seminaturais, concentrados no entorno do Município de Soledade, no que se refere aos campos remanescentes (Tab. 23.10). Esse panorama é um pouco menos severo no Bloco Nordeste (Planalto das Araucárias) onde o total de remanescentes tanto campestres como florestais somam 6.346,02 km² (5.423,70 km² e 922,31 km², respectivamente) o que corresponde a 43,88% ainda natural ou seminatural, no caso dos campos nativos com uso pecuário extensivo em grande parte no município de São Francisco de Paula.

A Serra do Sudeste (Bloco Sudeste) apresenta, entre os blocos de Estepe, a maior porcentagem de remanescentes 68,70% (26.035,93 km²), sendo 17.706,38 km² formados por uma única mancha da categoria Vegetação de Transição (DOMP = 46,72) (Tab. 23.3 e 23.10). Entretanto esse valor deve ser interpretado de forma conservadora, pois a fisionomia predominante na Serra do Sudeste corresponde a uma fisionomia em mosaico, de difícil interpretação do grau de naturalidade das formações que compõe esse gradiente de cobertura vegetal.

Os dois blocos da porção norte da Estepe (Planalto Médio e Planalto das Araucárias) apresentam comportamento similar quanto ao domínio espacial em suas paisagens. Da área total de Estepe no Planalto Médio 79,97% foram convertidos para uma única mancha de agricultura (DOMP = 79,97) (Tab. 23.10). No Planalto das Araucárias o valor de DOMP para a categoria Antrópico Rural é menor (DOMP = 41,81), como reflexo de uma grande mancha de campo seminatural no Município de São Francisco de Paula, com 2.630,50 km², que responde por 18,19% (DOMP = 18,19) do total da área do Bloco Nordeste (Planalto das Araucárias). Atenuando assim o efeito da dominância espacial da categoria Antrópico Rural. Apesar disso reflete uma mesma tendência de conversão severa para uma paisagem agrícola homogênea.

▼ Tabela 23.10 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Estepe do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo Bloco Norte	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	813,17	1,25	47	17,30	65,77	51,71	3,25	1.950.802,7	150,6	41.506,4
Natural Florestal	632,33	0,97	2.206	0,29	0,52	1,84	0,09	6.321.395,3	487,9	2.865,5
Água	0,46	0,00	1	0,46	0,00	100,00	0,00	7.315,3	0,6	7.315,3
Antrópico Rural	11.406,75	17,46	144	79,21	860,30	90,83	79,97	9.669.677,2	746,4	67.150,5
Antrópico Urbano	103,14	0,16	26	3,97	6,86	25,92	0,21	265.998,6	20,5	10.230,7
Subtotal	12.955,86	19,84	2.424							
Categoria Antropismo Bloco Nordeste	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	5.423,70	8,30	292	18,57	172,09	48,50	18,19	12.281.591,0	849,2	42.060,2
Natural Florestal	922,31	1,41	3.690	0,25	0,54	1,30	0,08	10.132.021,5	700,6	2.745,8
Água	17,48	0,03	13	1,34	1,05	17,77	0,02	737.016,3	51,0	56.693,6
Antrópico Rural	8.068,57	12,35	642	12,57	238,83	74,94	41,81	13.530.951,6	935,6	21.076,2
Antrópico Urbano	30,77	0,05	18	1,71	2,97	41,53	0,09	123.053,4	8,5	6.836,3
Subtotal	14.462,84	22,14	4.655,00							
Categoria Antropismo Bloco Sudeste	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	3.738,54	5,72	596	6,27	19,57	6,35	0,63	10.117.084,2	267,0	16.975,0
Natural Florestal	1.977,03	3,03	1.975	1,00	2,59	2,00	0,10	17.112.041,9	451,6	8.664,3
Vegetação de Transição	20.320,36	31,11	274	74,16	1.068,18	87,14	46,72	28.068.004,2	740,7	102.438,0
Água	23,61	0,04	15	1,57	2,84	47,33	0,03	764.803,0	20,2	50.986,9
Antrópico Rural	11.744,62	17,98	2.228	5,27	42,75	13,81	4,28	25.026.446,8	660,4	11.232,7
Antrópico Urbano	91,49	0,14	34	2,69	3,74	18,17	0,04	310.671,0	8,2	9.137,4
Subtotal	37.895,64	58,02	5.122							
Total	65.314,34	100	12.201							

Área das Formações Pioneiras

Representado no Estado por dois blocos: (i) um localizado nas várzeas dos rios que cortam o interior da Região Fitoecológica da Savana Estépica, totalizando 6.130,04km² (Tab. 23.11). Deste total restam 9,63% (590,38 km², sendo 430,03 km² campestre e 160,35km² florestais) de sua paisagem original sendo que o restante foi convertido praticamente em sua totalidade para agricultura irrigada. (ii) Localizado sobre a Planície Costeira do Estado o Bloco Costeiro com 37.630,99km², dos quais 15.344,63 km² (40,78%) são água, se caracteriza por uma paisagem dominada por expressivos corpos d'água (DOMP=35,74%). A porção terrestre da Planície Costeira foi convertida para uma paisagem agrícola com forte predomínio da produção de arroz, restando 6.125,27 km² (5.709,22 km² campestre e 416,05 km² de florestas) 16,28% de paisagem ainda com características da paisagem original. Os remanescentes terrestres dos dois blocos somam 6.715,65 km² o que equivale a 15,35% de Formações Pioneiras remanescentes para o Estado (Tab. 23.11).

Áreas de Tensão Ecológica

Representadas no Estado por cinco (5) categorias (Tab. 23.2), sendo três com características de paisagem florestal, decorrentes do contato das Florestas Estacionais com a Estepe e as Formações Pioneiras (NE, NP e NPE), e duas mais campestres (ETN e TN) fruto do contato entre Estepe, Savana Estépica e Florestas Estacionais. O triplo contato Estepe – Savana Estépica – Floresta Estacional (ETN) apresenta o maior valor de remanescentes (59,85%) e Floresta Estacional – Formações Pioneiras o menor 2,96% de cobertura natural. O contato Floresta Estacional – Estepe possui a maior abrangência em área, com 8.941,26 km² distribuída em 21 manchas no Estado, restando 13,69% de cobertura ainda remanescente, valor relativamente similar aos encontrados para as regiões de Floresta Estacional (Tab. 23.2).

▼ Tabela 23.11 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Área das Formações Pioneiras do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo Bloco Interior	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	430,03	0,98	280	1,54	2,12	0,36	0,03	2.113.319,3	344,7	7.547,6
Natural Florestal	160,35	0,37	237	0,68	1,42	10,60	0,28	1.684.595,0	274,8	7.108,0
Água	6,13	0,01	13	0,47	0,37	18,81	0,02	226.021,2	36,9	17.386,2
Antrópico Rural	5.532,90	12,64	270	20,49	53,85	9,58	8,65	10.502.427,6	1.713,3	38.897,9
Antrópico Urbano	0,63	0,00	3	0,21	0,08	50,57	0,01	8.405,4	1,4	2.801,8
Subtotal	6.130,04	14,01	803							
Categoria Antropismo Bloco Costeiro	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	5.709,22	13,05	677	8,43	81,31	30,37	4,61	10.652.888,7	283,1	15.735,4
Natural Florestal	416,05	0,95	549	0,76	2,15	5,96	0,07	3.034.387,8	80,6	5.527,1
Água	15.344,63	35,06	162	94,72	1.054,64	87,64	35,74	4.922.092,2	130,8	30.383,3
Antrópico Rural	15.652,13	35,77	376	41,63	280,40	24,46	10,17	12.221.104,4	324,8	32.502,9
Antrópico Urbano	508,95	1,16	138	3,69	11,57	23,49	0,32	1.493.896,3	39,7	10.825,3
Subtotal	37.630,99	85,99	1.902							
Total	43.761,03	100	2.705							

Considerações finais

Da área total do Rio Grande do Sul, 31,38% ainda possui cobertura natural ou seminatural (Tab. 23.4). Destes, entretanto, 62,21% (174.855,17 km²) referem-se a formações campestres. A maior integridade destas formações vegetais campestres, em detrimento das formações florestais, mostra que o uso tradicional dado a estas áreas (pecuária extensiva em campo nativo) tem sido mais sustentável do ponto de vista da conservação da paisagem do que aqueles levados a efeito em áreas originais de floresta. O que torna, a pecuária extensiva sobre campo nativo, quando bem manejada, um dos poucos exemplos mundiais de atividade economicamente viável e sustentável com relação à conservação da diversidade biológica, quando comparada à agricultura (Crawshaw *et al.* 2007).

A elevada taxa de perda de campo, cerca de 1.000 km² por ano, demonstra que a direção do crescimento da conversão das paisagens naturais em grandes manchas de agricultura se deu sobre os campos do Estado no período analisado.

Ainda devem ser considerados outros fatores neste contexto, além da conservação da diversidade biológica, Crawshaw *et al.* (2007) relacionam a perda de campo (paisagem natural) com a perda da paisagem cultural que deu origem ao Gaúcho. O desaparecimento do gaúcho original certamente foi um precursor fundamental para que essa figura fosse alvo de diversas interpretações e representações contraditórias. Já o desaparecimento dos campos não pode ser encarado da mesma forma. A identidade regional construída sobre os campos nativos do Rio Grande do Sul, bem como a atividade econômica a eles associada (gaúcho e campo nativo), podem ser aplicadas como ferramentas adicionais aos esforços para a conservação desta paisagem única. Por outro lado, a quase inexistência de áreas campestres sem uso no Estado reforça a necessidade de ampliação da rede de Unidades de Conservação com características campestres no Estado.

Os resultados aqui apresentados constituem um conjunto de dados como contribuição para apoiar a tomada de decisão na direção da conservação da biodiversidade e do planejamento do território no Estado.

Referências

- Crawshaw D., Dall'Agnol M., Cordeiro J.L.P. & Hasenack H. 2007. Caracterização dos campos Sul-Rio-Grandenses: uma perspectiva da Ecologia da Paisagem. *Boletim Gaúcho de Geografia* 33: 233-252.
- IBGE 1986. *Levantamento de recursos naturais (Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim)*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, CD-ROM.
- IBGE 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. IBGE, Rio de Janeiro, 92 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências, n.1).
- IBGE 2003. *Mapas temáticos do Projeto RADAMBRASIL do Rio Grande do Sul na escala 1:250.000*. IBGE/SAA-RS, Florianópolis, CD-ROM (Convênio entre IBGE e Secretaria da Agricultura e Abastacimento do RS).
- IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de biomas do Brasil. IBGE. <http://www.ibge.gov.br>
- Marchiori J.N.C. 2002. Considerações terminológicas sobre os Campos Sulinos. *Ciência & Ambiente* 24: 139-150.
- Marchiori J.N.C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: Campos Sulinos*. EST Edições, Porto Alegre, 110 p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente) 2007. Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros: relatório Bioma Pampa. Disponível em <http://www.mma.gov.br/portalbio>.
- Waechter J.L., Longhi-Wagner H.M. & Miotto S.T.S. 2003. Relações florísticas nos campos sul-brasileiros. In: *Desafios da botânica brasileira no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal* (eds. Jardim MMA, Bastos MNC & Santos JUM). SBB, UFRA, MPEG, EAO: Belém, pp. 130-133.



Omara Lange. Saída do grupo do labto. de Ecologia Quantitativa da UFRGS para Caçapava do Sul, RS.



Capítulo 24

Árvores e arbustos exóticos invasores no Pampa: questões ecológicas, culturais e sócio-econômicas de um desafio crescente

Demetrio Luis Guadagnin¹, Sergio Martin Zalba², Beatriz Costa Górriz³, Carlos Roberto Fonseca⁴, Ana Julia Nebbia², Yannina Andrea Cuevas², Carine Emer¹, Paula Germain², Eliana Márcia Da Ros Wendland⁵, Luís Fernando Carvalho Perello¹, Maria Carmen Sestren Bastos¹, Paola Germain², Cristina del Carmen Sanhueza², Silvana Masciadri-Bálsamo³ & Ana Elena de Villalobos²

O Pampa transnacional

Campos naturais ocupam grandes extensões do continente sul-americano, principalmente no Cone Sul subtropical e temperado, no Brasil Central e nas planícies tropicais da Venezuela e Colômbia. A província biogeográfica do Pampa compreende os campos naturais do Centro-Leste da Argentina, todo o território do Uruguai e o extremo Sul do Brasil (metade sul do Estado do Rio Grande do Sul), entre os meridianos 30° e 39° (Cabrera & Willink 1980, Soriano *et al.* 1992, Morrone 2001). A pluviosidade e temperatura do Pampa meridional aumentam de sul para norte, desde 600 mm anuais e temperatura média de 13° até 1200 mm anuais e temperatura média de 17° C. A fisionomia dominante é uma matriz de gramíneas (Fig. 24.1). Elementos lenhosos são escassos ou estão ausentes no extremo Sul da Província (Fig. 24.2) e aumentam de importância nos campos uruguaios e brasileiros. Árvores e arbustos isolados, em formação parque, ocorrem à Sudoeste, na transição com a Província do Espinal. Formações de florestas subxerófilas e estacionais, às vezes com grande extensão, se desenvolvem ao longo dos rios e nas encostas a partir do Uruguai e em direção Norte (Fig. 24.3), principalmente na transição com as províncias Paranaense e Atlântica. Em muitos campos uruguaios e brasileiros se desenvolve ainda um estrato arbustivo integrado à matriz herbácea. Outras formações vegetais também características

Foto de abertura: Valério Pillar. Plantio de eucalipto na região entre Cachoeira do Sul e Caçapava do Sul, RS.

¹ Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil. E-mail: dlguadagnin@gmail.com

² Universidad Nacional del Sur, Argentina

³ Universidad de la República, Uruguai

⁴ Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil

⁵ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil

do Pampa são os campos inundáveis associados a complexos de áreas úmidas e vegetação rupestre. Cerca de 2000 espécies vegetais são encontradas nos campos do Pampa tri-nacional (Rosengurt 1944, Del Puerto 1987, Boldrini 2006) (veja também o capítulo 4). A família Poaceae é a mais abundante e diversa, incluindo cerca de 550 espécies (Bilenca & Miñarro 2004) e uma grande diversidade de formas de vida e ciclos vegetativos (rizomatosas, estoloníferas, anuais, perenes, estivais e invernais).

A região do Pampa nos três países apresenta também uma interessante similaridade histórica, cultural e econômica. Antes da colonização européia, a área era ocupada por diversas etnias seminômades de caçadores-coletores que, após sua chegada e com a dispersão do gado alçado, lograram grande especialização no manejo dos rodeios (Moraes Vázquez 2007). Ao longo dos séculos XVIII e XIX, a região se organizou em torno da economia do Prata⁶ e dos conflitos de fronteira que marcaram a formação dos Estados nacionais da região (Sousa 1985, Bethell 1999). Os campos se configuraram como um recurso natural chave na economia regional, que se consolidou no final do período colonial e ao longo do século XIX, centrada na atividade pecuária controlada por grandes proprietários rurais (Campal 1967, Barrán & Nahum 1978, Mayo 1985, Brailovsky & Foguelman 1995, Pesavento 2002). Este modelo de ocupação, a partir da bacia do Prata e da economia pecuária extensiva sobre os campos naturais, também foi central na construção da identidade de argentinos, uruguaios e sul-brasileiros como povos com muitas similaridades, como o cavalo, a bombacha, o chimarrão, o churrasco, a fala e o caudilhismo (Astrada 1982, Sala *et al.* 2000, Leenhardt 2002, Moraes Vázquez 2007, Maestri 2008).

A economia do Prata tendeu ao esgotamento a partir do final do século XIX e a região dos pampas, nos três países, perdeu importância geopolítica e econômica. A partir de então a história do Pampa diverge entre os países. Enquanto que na Argentina, a expansão da agricultura já no século XIX deu novo impulso econômico à região, extensas áreas dedicadas à pecuária no Uruguai e no Rio Grande do Sul permaneceram periféricas ao desenvolvimento destes países (veja outras perspectivas nos capítulos 29 e 30). O Pampa argentino se transformou, desde o início do século XX, numa das regiões agrícolas mais dinâmicas e economicamente importantes do país. No Uruguai, o Pampa representa todo o território nacional e foi ocupado de forma mais complexa, com marcadas diferenças



Figura 24.1 Campos naturais da região pampeana na Argentina. Parque Provincial Ernesto Tornquist, em Sierra de La Ventana, ao sul da Província de Buenos Aires (38°04' S, 61°58' W). Ao centro, expansão de *Pinus halepensis* e *Pinus radiata* a partir de um núcleo de invasão em um bosque plantado (Fotografia: Cristina Sanhueza).



Figura 24.2 Campos naturais da região pampeana no Uruguai. Sierras del Este, Departamento de Treinta y Tres (32°46' S, 54°25' W). Ao centro, invasão por *Ulex europaeus* e uso do fogo como método de controle. (Fotografia: Felipe Lezama).



Figura 24.3 Campos naturais da região pampeana no Rio Grande do Sul. Confluência dos municípios Encruzilhada do Sul, Rio Pardo e Pantano Grande, na região da Depressão Central (30°23' S, 52° 33' W). Na esquerda da imagem e ao centro, introdução intencional de *Eucalyptus* sp. para fins comerciais. (Fotografia: Eduardo Vélez).

⁶ Relativo à região do rio da Prata.

regionais. A base pecuária ainda é dominante neste país, tendo se modernizado e diferenciado em modelos mais intensivos de produção de carne, couro e leite. Entretanto, na última década, a agricultura e a silvicultura tiveram um avanço significativo. No Rio Grande do Sul fala-se do esgotamento do papel histórico da atividade pastoril, que não foi capaz de modernizar-se ou de engendrar novos modelos de desenvolvimento econômico endógeno, caminhando para o esgotamento e abrindo espaço para novos modos de produção a partir de forças econômicas exógenas (Tejo 1982), o que só mais recentemente começou a acontecer. A produção de arroz foi um fator importante de dinamismo econômico e de perda de campos naturais inundáveis neste Estado, principalmente a partir da década de 60 (Gomes & Magalhães Jr. 2004). A silvicultura é uma nova força econômica em franca expansão nos anos recentes (Grando & Fochezatto 2008), mas já havia sido apresentada como oportunidade de desenvolvimento econômico pelo menos desde os princípios do século XX (Gautreau 2006).

A compreensão dos problemas de conservação da biodiversidade do Pampa se beneficia de uma abordagem transnacional. As similaridades ecológica, histórica e cultural entre os campos naturais da Argentina, Uruguai e do extremo sul do Brasil, assim como os gradientes ecológicos e peculiaridades culturais de cada país, determinam também as semelhanças e peculiaridades regionais quanto às pressões sobre a biodiversidade. Por um lado, o Pampa foi considerado como de alta ou moderada prioridade de conservação, tendo em vista principalmente a relativa extensão de campos naturais ainda remanescentes, especialmente no Uruguai e Brasil (Dinerstein *et al.* 1995). Por outro lado, é marcante a diferença de situação de conservação dos campos naturais – persistem menos de 30% dos campos naturais na Argentina, 48% no sul do Brasil e cerca de 70% no Uruguai.

As invasões biológicas estão entre as ameaças ao Pampa que requerem uma perspectiva regional de abordagem para sua compreensão e gestão. Desde o ano de 2008 uma equipe multidisciplinar formada por pesquisadores da Argentina, Brasil e Uruguai trabalha para caracterizar os processos de avanço de plantas lenhosas exóticas sobre os campos naturais da região, com o objetivo de identificar as espécies mais conflitantes, avaliar os custos e benefícios associados à sua presença e tratando de determinar quais condições de manejo envolvem maiores riscos de gerar problemas ecológicos, econômicos e sociais. As semelhanças ecológicas, históricas e sociais da região fazem com que o enfoque transnacional seja a ferramenta mais apropriada para a correta compreensão da dimensão e das tendências da invasão por espécies lenhosas exóticas e das possibilidades de prevenção e correção de impactos.

As invasões biológicas como agentes de mudanças globais

O movimento das espécies é um processo natural que molda a distribuição das comunidades e ecossistemas e uma das principais forças na organização e distribuição da biodiversidade global (Whittaker & Fernández-Palacios 2007). Desde suas origens, a espécie humana é um vetor significativo de dispersão de animais e plantas, incluindo cultivos, animais domésticos e patógenos (Hodkinson & Thompson 1997, Zvelebil *et al.* 1998, Masseti & De Marinis 2008). Entretanto, foi com a globalização das relações comerciais, a partir do final do século XIX, que se promoveu um salto no volume e variedade de organismos transportados entre diferentes regiões e na diversidade de vetores e rotas de dispersão (Baskin 2002, Ricciardi 2007). Uma parte dos organismos é transportada entre regiões de forma não-intencional (Ruiz & Carlton 2003). Outros são trasladados intencionalmente com objetivos diversos, como o cultivo ornamental, a atividade florestal, a criação em cativeiro, a aquicultura e o comércio de animais de estimação (Mack *et al.* 2000). A maioria das espécies introduzidas não consegue estabelecer populações sustentáveis nos ambientes de destino, entretanto, as que têm êxito freqüentemente são responsáveis por profundas mudanças ambientais (Mooney *et al.* 1999), econômicas (Perrings *et al.* 2000, Pimentel *et al.* 2005) e sociais (McGarry *et al.* 2005, Perrings *et al.* 2005).

Já em 1958, Charles Elton caracterizou a introdução de espécies exóticas como “uma das maiores convulsões da flora e fauna mundiais”. Porém, foram necessários mais de quarenta anos para se

estabelecer o consenso científico de que as espécies exóticas invasoras são uma das mais significativas ameaças à biodiversidade global e também em maior expansão (Williamson 1996, Clout & Lowe 1997, Mooney & Hofgaard 1999). Quando se estabelecem com êxito, as espécies exóticas afetam a biodiversidade através de relações interespecíficas, atuando como predadores, herbívoros, competidores ou parasitas de espécies nativas (Clout 2002, Donlan & Wilcox 2008), ou desencadeando mudanças em nível ecossistêmico, modificando a estrutura da vegetação e da paisagem (Lindenmayer & Fischer 2006), os ciclos de nutrientes (Vitousek *et al.* 1987, Vitousek 1990), o balanço hídrico e a frequência e intensidade de perturbações (Charles & Dukes 2007). Em todos os casos resultam perdas significativas de biodiversidade (Mack *et al.* 2000, Sala *et al.* 2000, Lockwood & McKinney 2001). Outros agentes de mudanças globais também apresentam o potencial de interatuar com os processos de invasão, aumentando a extensão e a velocidade dos efeitos, como as modificações na composição de gases atmosféricos que provocam a mudança climática, as mudanças nos padrões de uso da terra, a fragmentação de ambientes naturais e a alteração dos regimes naturais de perturbações (Dukes & Mooney 1999, de Bello *et al.* 2009).

O avanço de espécies de árvores e arbustos invasores se destaca entre as principais ameaças para os ambientes de campos naturais (Zalba & Villamil 2002, Richardson *et al.* 2008), não apenas por que implica na adição de um novo táxon, mas também pela introdução de uma forma de vida completamente nova ou pouco frequente nestes ecossistemas (Richardson 1998). As espécies lenhosas desenvolvem profundos e extensos sistemas radiculares que alcançam depósitos subterrâneos de água não acessíveis à vegetação herbácea nativa, alterando o regime hidrológico (Gorgens & Wilgen 2004) e mobilizam minerais, alterando a estrutura e a composição química dos solos (Scholes & Nowicki 1988, Amiotti *et al.* 2000, Jobbagy & Jackson 2003). Árvores e arbustos invasores substituem rapidamente a vegetação local dos campos naturais, pouco ou nada tolerantes à sombra (Richardson & Higgins 1998, Ledgard 2002). As alterações da estrutura da vegetação resultam então em impactos sobre a fauna silvestre (Richardson *et al.* 1994). Outra consequência importante do avanço de espécies lenhosas exóticas sobre campos naturais se relaciona com o aumento da frequência e intensidade de incêndios (Richardson & Higgins 1998, Simberloff & Von Holle 1999).

A presença de plantas lenhosas exóticas nos campos naturais do extremo austral da América do Sul resulta principalmente de introduções voluntárias associadas inicialmente à colonização européia e, mais recentemente, a tendências globais de produção e comércio de plantas ornamentais. A expansão das plantações de árvores representa uma mudança drástica nas tendências de cultivo, na estrutura da paisagem e nos processos ecológicos, uma vez que gera uma fonte significativa de propágulos que, com frequência, resulta no estabelecimento de populações espontâneas em remanescentes naturais (Zalba & Ziller 2008). É importante lembrar que o cultivo de espécies exóticas é uma atividade econômica importante na região, cujos impactos ambientais dependem de decisões humanas sobre quais espécies são plantadas, em que lugares, em quais proporções, com que finalidades e como são manejadas as plantações.

Vulnerabilidade do Pampa à invasão por plantas lenhosas

A proporção de espécies que consegue se estabelecer com êxito e invadir e a gravidade dos seus impactos variam consideravelmente entre regiões, ecossistemas e localidades (Lonsdale 1999). Esta situação tem despertado interesse teórico e prático e tem, ao menos, duas grandes explicações: por um lado, a concordância entre as características adaptativas das espécies introduzidas e dos ecossistemas receptores e, por outro, as atividades, percepções e valores das comunidades humanas que vivem nas áreas receptoras. O êxito de uma invasão dependerá da presença de uma espécie ‘adequada’, no lugar ‘correto’ e no momento ‘apropriado’.

A invasibilidade tem sido consistentemente associada ao tipo, frequência e intensidade das perturbações que afetam uma área (Fox & Fox 1986, Hobbs 1991, Burke & Grime 1996). As perturbações

produzem “janelas de oportunidade” (Johnstone 1986), que colocam à disposição dos invasores potenciais algum recurso que estava escasso até este momento. Este aumento na disponibilidade de recursos pode ocorrer por um aumento na entrada de recursos ou por uma diminuição na taxa de captação por parte das espécies nativas (Brooks 2007). A invasibilidade por perturbações que estiveram presentes ao longo da história evolutiva do sistema é diferente quando comparada àquelas resultantes de agentes novos, usualmente associados a atividades humanas. Dentro desta última categoria, Mack *et al.* (2000) destacam o efeito do pastoreio por grandes herbívoros domesticados como fator desencadeador da invasão por plantas exóticas nos campos naturais da América do Sul. Segundo estes autores, as pradarias sul-americanas são particularmente vulneráveis quando estão sujeitas ao pastoreio intenso, por terem evoluído sem a presença de grandes herbívoros gregários, ao contrário do que ocorre por exemplo nas savanas africanas. A acumulação de esterco e o pisoteio, associados aos grandes herbívoros, também contribuem para aumentar a disponibilidade de recursos, produzindo locais apropriados para o estabelecimento de plantas exóticas (Dai 2000, Loidy & Zalba 2009).

O fogo é outra perturbação que influencia de maneira direta a invasibilidade dos campos naturais. De um modo geral, as gramíneas dominantes nos ecossistemas de campos naturais têm a capacidade de brotar vigorosamente após um incêndio, habilidade que lhes permite recuperar terreno sobre áreas invadidas por árvores ou arbustos, cuja resposta aos incêndios tende a ser menos eficiente (Hoffmann 1999, Govender *et al.* 2006).

Segundo Davis *et al.* (2000), para que uma invasão ocorra, a disponibilidade de recursos deve coincidir com um aporte de propágulos do potencial invasor que seja suficientemente significativo para o estabelecimento de um núcleo populacional. O aumento no tamanho, distribuição geográfica e idade das áreas plantadas ou colonizadas por espécies de árvores e arbustos exóticos propiciam um aumento significativo da chuva de sementes sobre os remanescentes de campos naturais na região pampeana, aumentando as chances de que a chegada de propágulos coincida com uma oportunidade apropriada de colonização.

Outro componente fundamental no êxito de uma invasão é o conjunto de características da espécie introduzida. As espécies apresentam capacidades diferentes para invadir. Diferentes atributos biológicos, demográficos e biogeográficos têm sido postulados para explicar as diferenças no comportamento das espécies quanto à sua habilidade para expandir-se espontaneamente em novas localidades (Bazzaz 1986, Rejmánek & Richardson 1996, Lonsdale 1999, Pysek & Richardson 2007). Uma das características mais consistentemente associadas ao êxito das invasões é a coincidência climática, que prediz que uma espécie terá tanto mais chances de invadir quanto mais se assemelhem os climas da distribuição natural e da área de introdução (Panetta & Mitchell 1991, Curnutt 2000). Deste ponto de vista, os campos naturais pampeanos são particularmente vulneráveis, dado que as principais correntes colonizadoras européias na região chegaram de regiões de clima mediterrâneo, bastante similar ao da área colonizada, favorecendo as chances de estabelecimento das espécies transportadas pelos europeus.

Plantas lenhosas exóticas invasoras do Pampa

Com o intuito de caracterizar o conjunto de espécies exóticas lenhosas que invadem com sucesso o Pampa, foram analisadas as bases de dados da Rede Interamericana de Informação sobre Espécies Invasoras (I3N), correspondente ao projeto Rede Interamericana de Informação sobre Biodiversidade (IABIN 2009), referentes à Argentina (INBIAR 2009) ao Brasil (HORUS 2009) e ao Uruguai (IABIN-Uruguai 2009). A Rede I3N tem como objetivo organizar e padronizar as informações referentes às espécies exóticas invasoras do continente americano e disponibilizá-las através da *World Wide Web*. O banco de dados inclui uma série de informações para cada uma das espécies registradas, como os locais de ocorrência, as datas dos registros e o comportamento das espécies em cada local, além de dados biológicos e ecológicos da espécie invasora, origem biogeográfica, motivo da introdução,

manejo populacional, métodos de controle e erradicação. As datas de acesso para os bancos de dados da Argentina, do Brasil e do Uruguai foram 10/06/2008, 20/05/2008 e 01/07/2008, respectivamente. Além disto, o banco de dados brasileiro foi complementado com informações dos herbários do Instituto Anchietano (PACA, São Leopoldo) e da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (ICN, Porto Alegre).

Entre as 356 espécies exóticas que conseguiram estabelecer populações espontâneas na região do Pampa, 82 espécies são lenhosas. Existem 55 espécies com hábito arbóreo, 23 espécies arbustivas e quatro espécies de trepadeiras. Estes números são bastante altos considerando que, por exemplo, existem nos campos uruguaios somente cerca de 170 árvores e 80 arbustos nativos (Grela 2003).

Cinquenta e cinco espécies lenhosas estão presentes em apenas um dos três países, representando uma ameaça potencial para os países vizinhos (Fig. 24.4). Vinte e duas espécies já ocupam dois países, enquanto que cinco espécies já invadiram os três países que constituem a região biogeográfica do Pampa.

As espécies lenhosas invasoras são diversas em termos taxonômicos, representando 33 famílias (Fig. 24.5). As famílias representadas por mais espécies são Rosaceae (13 espécies), Fabaceae (11), Pinaceae (7), Oleaceae (6), Myrtaceae (5), Salicaceae (4), Arecaceae (3), Lauraceae (3), Pittosporaceae (3), Bignoniaceae (2), Moraceae (2), Rutaceae (2). As demais famílias foram representadas por apenas uma espécie. Os principais gêneros são *Pinus* (6 espécies), *Acacia* (5), *Eucalyptus* (4), *Ligustrum* (4), *Pittosporum* (3), *Rubus* (3), *Salix* (3), *Cotoneaster* (2), *Fraxinus* (2), *Morus* (2), *Prunus* (2) e *Pyracantha* (2).

A origem biogeográfica das espécies lenhosas invasoras do Pampa é bastante diversa (Fig. 24.6). Os continentes que mais contribuíram como fonte de espécies lenhosas são a Ásia, a Europa e a Austrália. Uma grande parte das plantas lenhosas da Ásia foi introduzida para uso ornamental, como *Melia azedarach* (Meliaceae) e *Ligustrum* spp (Oleaceae). Em

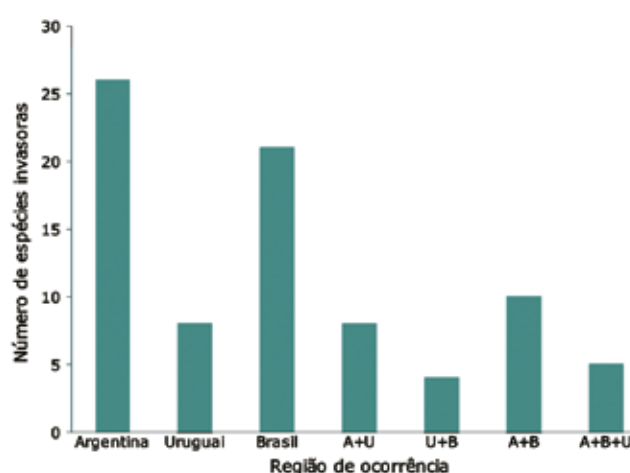


Figura 24.4 Região de ocorrência das 82 espécies exóticas lenhosas estabelecidas ou invasoras no Pampa. Algumas espécies ocorrem exclusivamente na Argentina (A), no Uruguai (U) e no Brasil (B), enquanto outras ocorrem em mais de um país.

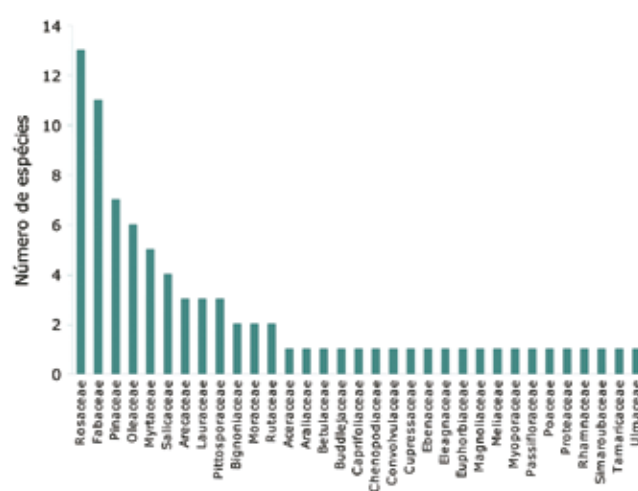


Figura 24.5 Distribuição taxonômica das 82 espécies exóticas lenhosas estabelecidas ou invasoras no Pampa.

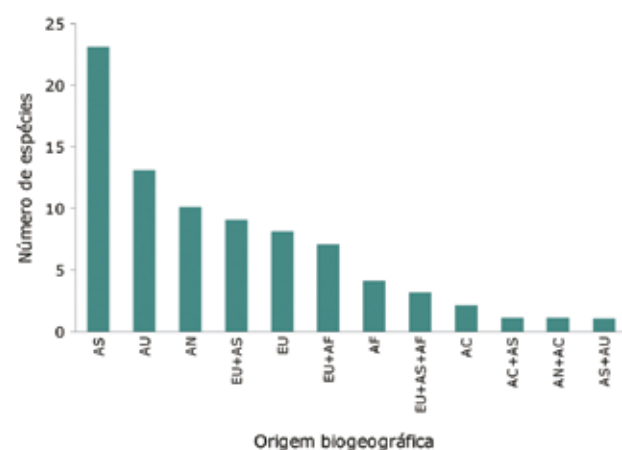


Figura 24.6 Origem biogeográfica das 82 espécies exóticas lenhosas estabelecidas ou invasoras no Pampa. A distribuição original de algumas espécies estava restrita a apenas um continente, enquanto outras ocorriam em mais de um continente. Os símbolos são: Ásia (AS), Austrália (AU), Europa (EU), América do Norte (AN), América do Sul (AS), América Central (AC) e África (AF).

contraste, muitas espécies introduzidas a partir da Austrália o foram para produção madeireira, como *Eucalyptus* spp e *Acacia* spp. As lenhosas européias foram introduzidas para fins diversos. Ao contrário das espécies herbáceas, não há registros de espécies lenhosas introduzidas acidentalmente.

Não são todas as espécies introduzidas que conseguem estabelecer populações auto-regenerativas e avançar sobre ambientes naturais ou semi-naturais e a maioria também não chega a causar impactos importantes sobre a economia, a saúde ou os valores culturais. Deste modo, as espécies apresentadas no ponto anterior constituem um subconjunto das plantas lenhosas introduzidas ao longo da história no Pampa. Quais atributos determinaram que fossem estas as invasoras? Pode-se usar esta informação para definir um perfil para espécies de risco, de forma a prevenir futuras invasões? Para abordar estas perguntas selecionamos um conjunto de cinquenta espécies lenhosas presentes no Pampa que demonstraram capacidade de se reproduzir e expandir com êxito no novo ambiente (Tab. 24.1). Avaliamos então diferentes atributos destas espécies, relacionados com sua posição sistemática, os antecedentes de invasão em outros biomas, as características do processo de introdução e diferentes aspectos biológicos (Tab. 24.2).

Das espécies estudadas, 83% se comportam como invasoras (avançam sobre ambientes naturais sem intervenção humana), ao menos em alguma localidade no ecossistema pampeano. Os 17% restantes se encontram em uma fase anterior do processo de invasão, formando populações auto-regenerativas, mas ainda sem avançar sobre ambientes naturais ou semi-naturais. Todas as espécies lenhosas colonizadoras no Pampa foram introduzidas voluntariamente, com fins ornamentais, para florestamento, cortinas de vento, produção de madeira ou arborização urbana. A maioria (81%) ingressou na região a mais de 50 anos. É sabido que as espécies exóticas costumam atravessar uma fase de latência antes de invadir. No caso das espécies lenhosas esta demora poderia estar relacionada com o incremento da superfície plantada ou da área de distribuição dos cultivos.

Cerca de 85% das espécies colonizadoras pertencem a gêneros que não estão representados no Pampa, em concordância com os antecedentes conhecidos para outros biomas de campos naturais (Strauss *et al.* 2006). A falta de parentes próximos na flora local poderia representar uma vantagem para os invasores, considerando a possível falta de inimigos naturais pré-adaptados a suas defesas químicas ou estruturais (Torchin & Mitchell 2004).

Quase 90% das espécies invasoras, que tiveram êxito no Pampa, têm antecedentes como invasor em outras regiões. Esta característica é um dos preditores mais fortes do impacto potencial (Wittenberg & Cock 2001) e ressalta a importância de contar com informação acerca do comportamento de uma espécie em outras regiões ao avaliar sua possível introdução ou estabelecer medidas de monitoramento e controle de espécies já presentes (Ziller & Zalba 2007).

A maioria das espécies que conseguiu estabelecer populações espontâneas no Pampa foi introdu-

▼ Tabela 24.1 | Espécies lenhosas presentes no Pampa que demonstraram capacidade de se reproduzir e expandir com êxito no novo ambiente, utilizadas na análise sobre êxito de invasão.

Família	Espécie	Família	Espécie
Aceraceae	<i>Acer negundo</i>	Pinaceae	<i>Pinus taeda</i>
Arecaceae	<i>Phoenix canariensis</i>	Pinaceae	<i>Pinus elliottii</i>
Cupressaceae	<i>Cupressus sempervirens</i>	Pinaceae	<i>Pinus halepensis</i>
Elaeagnaceae	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Pinaceae	<i>Pinus patula</i>
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Pinaceae	<i>Pinus pinaster</i>
Fabaceae	<i>Acacia dealbata</i>	Pinaceae	<i>Pinus pinea</i>
Fabaceae	<i>Acacia longifolia</i>	Pinaceae	<i>Pinus radiata</i>
Fabaceae	<i>Acacia mearnsii</i>	Pittosporaceae	<i>Pittosporum tobira</i>
Fabaceae	<i>Acacia melanoxylon</i>	Rosaceae	<i>Crataegus monogyna</i>
Fabaceae	<i>Amorpha fruticosa</i>	Rosaceae	<i>Prunus mahaleb</i>
Fabaceae	<i>Genista monspessulana</i>	Rosaceae	<i>Pyracantha angustifolia</i>
Fabaceae	<i>Gleditsia triacanthos</i>	Rosaceae	<i>Rosa rubiginosa</i>
Fabaceae	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Rosaceae	<i>Rubus fruticosus</i>
Fabaceae	<i>Spartium junceum</i>	Rosaceae	<i>Rubus ulmifolius</i>
Fabaceae	<i>Ulex europaeus</i>	Rutaceae	<i>Citrus limon</i>
Lauraceae	<i>Laurus nobilis</i>	Salicaceae	<i>Populus alba</i>
Moraceae	<i>Morus alba</i>	Salicaceae	<i>Salix babylonica</i>
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Salicaceae	<i>Salix fragilis</i>
Myrtaceae	<i>Eucalyptus globulus</i>	Salicaceae	<i>Salix viminalis</i>
Myrtaceae	<i>Eucalyptus viminalis</i>	Simaroubaceae	<i>Ailanthus altissima</i>
Oleaceae	<i>Fraxinus americana</i>	Tamaricaceae	<i>Tamarix chinensis</i>
Oleaceae	<i>Fraxinus lanceolata</i>	Tamaricaceae	<i>Tamarix ramosissima</i>
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i>	Ulmaceae	<i>Ulmus pumila</i>
Oleaceae	<i>Ligustrum sinense</i>		

zida em muitas localidades ou plantada em grandes extensões, demonstrando a importância da pressão de propágulos na probabilidade de invasão. Entretanto, nove espécies (20%) conseguiram avançar sobre remanescentes de campos naturais apesar de terem sido plantadas em poucas localidades ou ocupar superfícies pequenas. Quanto ao ajuste climático, nossa análise revelou que três de cada quatro espécies lenhosas que colonizaram áreas do Pampa provêm de áreas com clima temperado úmido, em concordância com os climas predominantes na região receptora (Kottek *et al.* 2006). Cerca de 64% das espécies estudadas não apresentam requisitos específicos de hábitat, a maioria é árvores e entre os poucos arbustos invasores se destacam a mamona (*Ricinus communis*), o tojo (*Ulex europaeus*) e a giesta-comum (*Spartium junceum*), por sua capacidade invasora.

▼ Tabela 24.2 | Chave de atributos biológicos considerados na análise sobre êxito de invasão no Pampa.

Variável	Estado
Pertence a um gênero com espécies nativas no pampa	Sim (1)/ Não (0)
Pertence a uma família com espécies nativas no pampa	Sim (1) / Não (0)
Invasora na Europa (registrada na Base de Dados da UICN)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na África (registrada na Base de Dados da UICN)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na Ásia (registrada na Base de Dados da UICN)	Sim (1) / Não (0)
Invasora nas Ilhas do Pacífico (registrada na Base de Dados de PIER)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na América do Norte (registrada na Base de Dados da USDA)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na América Central e Caribe (registrada na Base de Dados da I3N Jamaica e Costa Rica)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na América do Sul (registrada na Base de Dados da I3N Equador, Paraguai e Colômbia)	Sim (1) / Não (0)
Número de continentes	Soma dos registros de todas as bases de dados
Tipo de ambiente que prefere I	Psamófila (1); Rupestre (2); Hidrófila (3); Halófila (4); Generalista (5)
Tipo de ambiente que prefere II	Heliófila (1); Ombrófila (2); Sem preferência (3)
Tempo de geração mínimo	Um ano ou menos (3); Um a três anos (2); Mais de três anos (1)
Tipo de reprodução I	Sexual (1); Vegetativa (2); Ambas (3)
Mecanismo principal de dispersão	Catacorese (explosão) (1); Como contaminante de produtos (áreas de cultivo, sementes) (2); Ecto-zoocoria (3); Água (4); Vento (5); Endo-zoocoria (6)
Persistência no Banco de Sementes	Sementes viáveis por menos de um ano (1); sementes viáveis entre 1 e 10 anos (2); Sementes viáveis por mais de 10 anos (3)
Resiste à herbivoria por grandes herbívoros	Sim (1); Não (0)
Efeito do fogo na reprodução	Negativa (1); Neutra (2); Positiva (3)
Capacidade de rebrote da planta adulta depois de incêndio	Sim (1); Não (0)
Forma de vida	Árvore (1); Arbusto (2); Liana (3)
Ano de introdução	Menos de 10 anos (1); Entre 10 e 25 anos (2); Entre 25 e 50 anos (3); mais de 50 anos (4)
Esforço de introdução	Poucas plantações pequenas (1); Poucas plantações extensas (2); Numerosas plantações pequenas (3); Muitas plantações extensas (4)
Similaridade entre climas de lugares de origem e pampa	Muito alta (4); Alta (3); Moderada (2); Nula (1)
Tipo de introdução	Acidental (1); Voluntária (2)
Uso humano que favorece sua introdução voluntária	Sim (1); Não (0)

A reprodução e a dispersão dos diásporos são características importantes no processo de colonização (Ruiz & Carlton 2003). Das espécies avaliadas 60% se reproduzem tanto sexual como vegetativamente. Das espécies que produzem sementes viáveis, 58% se dispersam pelo vento e as restantes por endozoocoria, podendo-se encontrar espécies que apresentam ambos mecanismos, como o caso

da acácia-negra e da acácia-de-três-espinhos (*Gleditsia triacanthos*). Uma de cada três espécies invasoras produz sementes antes dos três anos e 27% do total forma banco de sementes que permanecem viáveis no solo por mais de 10 anos.

A informação disponível sobre os efeitos do fogo e da herbivoria sobre estas espécies é escassa. Encontramos dados para apenas a metade das espécies analisadas, sendo que 75% resiste à herbivoria por grandes herbívoros, 91% tem a reprodução estimulada pelo fogo e 75% tem a capacidade de rebrotar logo após incêndios. Algumas espécies, como a tamareira-das-canárias (*Phoenix canariensis*), o tamarindo-rosa (*Tamarix ramosissima*), a acácia-negra (*Acacia melanoxylon*) e a amoreira (*Rubus ulmifolius*) apresentam estas três condições.

Representações sociais sobre o Pampa e sobre as plantas lenhosas invasoras

As invasões biológicas são processos mediados por humanos. As pessoas atuam como vetores de introdução acidental ou voluntária; promovem mudanças ambientais que podem debilitar a resistência dos ecossistemas naturais; sofrem as conseqüências do avanço das espécies invasoras e têm a capacidade de atuar de maneira direta ou de apoiar estratégias de prevenção, controle e erradicação. Assim, a invasão por espécies exóticas deveria ser vista como um desafio sócio-ambiental que excede o campo estritamente biológico (Perrings (Perrings *et al.* 2000, Perrings *et al.* 2005, García-Llorente *et al.* 2008) e seu manejo efetivo requer, necessariamente, a participação de diferentes setores da sociedade (McNeely 2001). Entretanto, apenas recentemente surgiram preocupações sobre as percepções e atitudes públicas com relação às espécies exóticas invasoras e às ações de erradicação e controle (Simberloff 2005, Fraser 2006, Hulme 2006, Bremner & Park 2007, Fischer & van der Wal 2007, Fischer & Young 2007).

As espécies exóticas invasoras usualmente apresentam algum benefício econômico real ou percebido para algum setor da sociedade, ou agradam a alguém (Baskin 2002). Esta situação pode ser particularmente importante no caso do avanço de espécies lenhosas. Já foram propostas explicações evolutivas e culturais para interpretar as preferências humanas por diferentes tipos de vegetação (Williams & Cary 2001). Diversos trabalhos relatam que os ambientes de pradarias abertas, com poucas ou sem árvores, recebem uma valoração inferior a aqueles com uma extensa cobertura florestal (Ruddell & Hammitt 1987, Kaplan *et al.* 1989, Cook & Cable 1995). Na mesma direção, a expansão da atividade florestal é em geral consentida socialmente como benéfica para o ambiente (Wright *et al.* 2000, Vasques *et al.* 2007) ainda que o tema seja controverso e que a expansão da atividade florestal baseada em espécies exóticas sobre áreas de campos naturais tenha sido particularmente pouco estudada. Entre as críticas está a falta de distinção entre florestas nativas e exóticas (Perz 2007) e entre as regiões naturalmente florestais e as não-florestais (Farley 2007). Como resultado, os campos naturais apresentam uma vulnerabilidade cultural à invasão que se soma à vulnerabilidade ecológica.

Na região pampeana, os embates recentes de diferentes segmentos sociais favoráveis à presença de florestas plantadas e contrários a ela, na perspectiva ambiental demarcada acima, estão estabelecendo uma nova arena sócio-ambiental (Hannigan 2000) em torno da problemática da transformação dos campos naturais em plantações de árvores baseadas em espécies exóticas. Nesta arena, ainda em construção, não está claro o conjunto dos segmentos sociais envolvidos e suas potenciais alianças e opositores. Na base deste conflito, estabelece-se uma disputa por construir representações sociais do Pampa e da silvicultura em termos de valores, ameaças e significados que dê sustentação à ação destes grupos. Representações sociais são construções de significado que organizam as atitudes dos grupos sociais (Jodelet 1989, Abric 1997). Considerando que a vulnerabilidade cultural caracterizada acima confere grande vantagem simbólica na arena de disputa para os grupos econômicos e políticos interessados no cultivo de árvores exóticas, cabe aos ambientalistas compreender e organizar um

discurso coerente e competente para se contrapor e interferir neste processo. Neste contexto, nosso grupo parte da premissa de que o Pampa deve passar a ser considerado como uma paisagem de valor social suficiente para que seja possível conter, ou no mínimo regulamentar melhor, a introdução de espécies invasoras.

Como parte deste trabalho identificamos nos três países as representações sociais presentes em diferentes setores sociais que se relacionam de maneira direta ou indireta com a vida nos campos ou com o uso de árvores exóticas para diferentes finalidades. Esta análise é aqui apresentada de forma sintética. A paisagem do Pampa é aqui definida como esse espaço geográfico dominado por campos, utilizados desde a colonização européia predominantemente para a criação de gado, numa economia baseada em grandes estabelecimentos rurais, com baixa densidade populacional e onde se desenvolveu a cultura do gaúcho. Compilamos e analisamos textos, artigos jornalísticos, sítios da Internet, revistas e panfletos publicitários publicados em meios impressos ou digitais na Argentina, Brasil ou Uruguai e determinamos o setor social que os produziu. Identificamos neste material os seguintes setores: “florestal”, que inclui empresas e pessoas que se dedicam à silvicultura e atividades derivadas dela; agricultores e pecuaristas; setores governamentais; organizações ambientalistas não governamentais; pesquisadores; setor técnico, compreendido aqui por aquelas pessoas com formação média ou superior que realizam atividades de extensão rural ou implementam técnicas investigadas por outros; e um setor de movimento social representado, exclusivamente no Brasil, o Movimento de Trabalhadores Rurais sem Terra (MST).

No setor “florestal” (silvicultura) encontramos posicionamentos relativamente homogêneos nos três países, sendo a representação dominante a que outorga à região pampeana um valor puramente econômico. Este setor destaca que a atividade tem alta rentabilidade, abre novos mercados e produz mais e melhores postos de trabalho. Na Argentina e no Uruguai este setor sustenta que a atividade da silvicultura é compatível e promotora de integração com as atividades tradicionais de pecuária e agricultura. Desde o ponto de vista ecológico, a representação dominante atribui valor às árvores e exclui os campos naturais. No Brasil, por exemplo, o setor declara promover o “florestamento” em áreas que chamam de “disponíveis”, sem jamais mencionar a formação vegetal campestre, algumas vezes referindo uma área total de 15 milhões de hectares, que coincide com a área ocupada por vegetação campestre nativa do estado do Rio Grande do Sul. Em alguns textos, este setor afirma promover a proteção do meio ambiente através do plantio de árvores. São mencionados os benefícios do “florestamento” na captura de carbono, que colabora para reduzir os efeitos da mudança climática, e a melhora de solos degradados e da paisagem. No Uruguai, as empresas afirmam promover a conservação da biodiversidade, ao manter e manejar fragmentos de ecossistemas nativos em suas propriedades. Apenas uma empresa no Uruguai reconhece o poder invasor do gênero *Pinus* e mantém ações de controle sobre áreas adjacentes aos cultivos. Apesar da semelhança nos argumentos, o desenvolvimento do setor foi diferente nos três países. Na região pampeana argentina, esta atividade prosperou em grau menor, em contraste com o progressivo aumento da superfície com silvicultura no Brasil e Uruguai. Isto se deve a fatores econômicos, uma vez que a rentabilidade da silvicultura não é competitiva com as atividades agropecuárias na Argentina, onde o Pampa corresponde a uma das mais produtivas regiões do país.

As percepções de agricultores e pecuaristas são diferentes, na Argentina em relação ao Brasil e ao Uruguai, quanto ao valor do “florestamento”. Na Argentina as fontes analisadas não mostram posturas nem a favor nem contra ao plantio de árvores. É marcante no Uruguai a ausência de menções explícitas aos campos naturais, ainda que o setor mencione a pecuária como a principal atividade econômica do país. Neste país estão presentes manifestações de preocupação com a competição pelo uso da terra em função do avanço da atividade florestal liderada por grandes empresas multinacionais, que poderiam ameaçar a permanência no campo de pequenos produtores. Grupos de pequenos e médios pecuaristas e agricultores uruguaios que possuem campos em áreas próximas a grandes plantações

florestais manifestam a preocupação com a redução na disponibilidade de água. Ainda assim, no Uruguai, bem como no Rio Grande do Sul, as posições dominantes do setor são de apoio à silvicultura, com base em valores econômicos, como a diversificação da atividade rural, que levaria à melhoria da rentabilidade e da qualidade de vida. Neste Estado aparecem ainda menções de apoio que remetem ao valor da silvicultura como uma forma de proteger o meio ambiente.

As ONGs ambientalistas no Uruguai e no Rio Grande do Sul manifestam-se claramente contra a atividade da silvicultura, enquanto que na Argentina não se observam exposições diretas sobre esta problemática, mas sim a favor da conservação dos campos naturais e sua biodiversidade nativa. A grande maioria das ONGs no Uruguai e no Brasil argumenta que os impactos sobre os serviços ecológicos serão fortes, como a redução da disponibilidade e qualidade de água e a erosão do solo, e que haverá perda de biodiversidade ou até extinção local de espécies da flora e da fauna. O número de textos produzidos por este setor é grande, porém sua divulgação ocorre em meios de comunicação segmentados, destinados ao público que se interessa por assuntos ambientais. Em ambos os países, as ONGs ambientalistas contrariam os argumentos apresentados pelo setor “florestal”, num claro embate. No Uruguai, as ONGs mencionam o aparecimento de pragas quando os campos naturais são substituídos por plantações de árvores. ONGs brasileiras e uruguaias mencionam a competição da silvicultura com a produção de alimentos, a necessidade de defender valores históricos, culturais e paisagísticos dos campos nativos, além de impactos sobre a saúde da população devidos ao uso de agrotóxicos e poluição inerente à fabricação da celulose. Algumas ONGs brasileiras fazem referência ainda ao valor religioso dos campos. No Brasil a grande maioria dos argumentos utilizados pelas ONGs também é apoiada por movimentos sociais, como o Movimento dos trabalhadores Sem Terra e a Via Campesina.

As manifestações dos segmentos de governo são contraditórias, refletindo cada uma o setor social ao qual sua atividade se vincula. Os segmentos vinculados a políticas ambientais mencionam o valor intrínseco e ecológico dos campos naturais na Argentina e pouco se manifestam em relação aos plantios de árvores. No Brasil este segmento reconhece os valores de conservação na medida em que anuncia a criação de novas áreas protegidas e adota discursos conciliatórios em relação à silvicultura. Neste país, segmentos de governo, voltados ao desenvolvimento regional, destacam que os plantios de exóticas atendem a planos ministeriais. O Governo Estadual do Rio Grande do Sul promove a atividade da silvicultura e a produção de celulose associada a ela como uma das principais oportunidades de desenvolvimento econômico para todo o Estado, alimentando uma percepção da região pampeana como um grande espaço vazio e economicamente deprimido, onde os principais empecilhos ao desenvolvimento são questões ambientais. O governo do Uruguai compartilha as representações do setor florestal e promove a atividade como política de estado, outorgando vantagens econômicas em relação à pecuária e à agricultura. Paralelamente, existem programas destinados fundamentalmente a pequenos e médios produtores que promovem a conservação e o manejo sustentável dos campos naturais para pecuária. As manifestações governamentais neste país não mencionam possíveis impactos ambientais do cultivo de árvores exóticas.

O setor acadêmico nos três países, assim como os diferentes segmentos de governo, também parece se posicionar de acordo com seu viés de atuação profissional. Segmentos preocupados com questões ambientais tendem a se posicionar contrários à atividade da silvicultura, enquanto que segmentos voltados ao setor produtivo tendem a rebater os argumentos dos primeiros. Cabe destacar que não foram considerados artigos científicos na análise das representações deste setor. Manifestações mais explícitas sobre questões relacionadas com invasões biológicas apareceram apenas no Brasil. Um pesquisador, por exemplo, afirma em meios não acadêmicos que *“Existem vários modos de se prover esse controle, amplamente difundidos, ainda que solenemente negligenciados nos plantios efetuados no Brasil”* e lembra que *“Pinus”* é um gênero com cerca de 113 espécies, *“logo é uma generalização inadequada dizer que Pinus é uma planta invasora, dizer o inverso também”*. Outro

pesquisador afirma que o *Pinus* provoca contaminação biológica e afirma que as “empresas devem se preocupar com o controle, que tem seu custo” (Favreto 2008).

Nos setores mais estritamente técnicos raramente se encontram representações que outorguem valor ao ambiente *per se*, que tende a ser percebido como um espaço onde realizar atividades produtivas. A representação da árvore como “boa” em qualquer ambiente está fortemente instalada no setor e é utilizada como um argumento a favor do “respeito” para com o ambiente nos três países. No Uruguai, as fontes analisadas de um grupo específico de técnicos (*Plan Agropecuario*) manifesta a preocupação com a perda de terras dedicadas à pecuária, ao mesmo tempo em que se considera a atividade da silvicultura compatível com ela e reconhece o valor da captura de carbono.

A partir dessa análise podemos observar que a problemática da conservação de campos naturais e do controle das invasões biológicas por espécies lenhosas não estão instalados na região estudada. Está presente, apenas, o embate em torno do “florestamento” com exóticas, especialmente no Brasil e no Uruguai. Não existe um debate em torno de outras motivações para a introdução de plantas lenhosas exóticas, como a arborização urbana ou o uso ornamental, por exemplo. O valor de preservação dos campos não está presente na maioria dos setores envolvidos na problemática, por ter sido até aqui construído como significado válido a partir apenas de uma mediação baseada no conhecimento científico ecológico, enquanto que a ótica dos demais setores analisados é econômica e cultural. Além disso, observamos que praticamente não existem posicionamentos de colaboração entre os segmentos sociais. Ao contrário, predomina, especialmente no Brasil e Uruguai, uma franca oposição entre os setores estudados, embora existam escassas iniciativas de aproximação entre pecuaristas e ambientalistas nestes países. O risco de invasão sobre campos naturais é raramente mencionado nos discursos, assim como a valoração intrínseca dos ecossistemas de campos naturais. Entre os setores que se manifestam a favor da silvicultura, as representações que prevalecem têm forte vinculação com a idéia de progresso e de benefícios sociais e econômicos. Os grupos que manifestam uma oposição enfatizam os efeitos contrários a um desenvolvimento ambientalmente sustentável e socialmente justo. Aqueles que divulgam a idéia de desenvolvimento econômico, em geral, têm vínculos com a atividade da silvicultura. Os que se opõem, incluem os setores historicamente relacionados com a resistência a ações que resultem em degradação ambiental ou que beneficiam grupos sociais dominantes. Esse último grupo tende a produzir abundante material escrito, mas de divulgação restrita. Em síntese, parece ser que a apresentação da problemática da preservação dos campos e do controle das invasões biológicas por espécies lenhosas ainda está em fase inicial no Pampa Transnacional. Está em aberto a tarefa de instalar estas exigências ambientais na sociedade.

Transformações ambientais e invasões biológicas como agentes de mudanças na saúde humana

O impacto das invasões biológicas excede o âmbito estritamente ambiental (Van Wilgen *et al.* 1988). Segundo Nentwig (2007), as espécies exóticas invasoras são responsáveis por perdas econômicas superiores a 5% do produto bruto global; por milhões de mortes humanas causadas por patógenos, parasitas e vetores e por mais de 20% das perdas na produção mundial de alimentos. Os seres humanos dependem, para a sua sobrevivência, dos serviços oferecidos pelos ecossistemas, como água, alimentos, ar, abrigo e energia. A saúde humana é um indicador chave do desenvolvimento em bases sustentáveis (McCool & Stankey 2004, Malheiros *et al.* 2008). Cerca de 25% das doenças do mundo são causadas por riscos ambientais, como doenças transmitidas por vetores, mudanças climáticas e desastres naturais (Mainka *et al.* 2005). O padrão de uso da terra pode afetar a saúde humana de maneira direta ou indireta. As práticas de uso da terra podem gerar benefícios através do aumento da produção de alimentos e da geração de riquezas, que melhoram a situação sócio-econômica da população e então sua situação de saúde. Por outro lado, as mudanças na matriz

produtiva de uma região ou país podem ter custos negativos importantes, levando à degradação da terra e escassez de água e provocando mudanças na ecologia de patógenos, que por sua vez influenciam a saúde humana, aumentando a vulnerabilidade a infecções e a incidência de doenças (Collins 2001). Quando espécies exóticas são introduzidas, elas podem alterar o ecossistema, impactando a biodiversidade e alterando a relação hospedeiro-parasita (Chang *et al.* 1997, Lounibos 2002, Patz *et al.* 2004, Telfer *et al.* 2005). Por outro lado, a diminuição da diversidade de habitats pela perda de área da paisagem nativa pode aumentar as taxas de transmissão de doenças (Ezenwa *et al.* 2006, Vittor *et al.* 2006). O manejo de ecossistemas tem sido um dos meios empregados para controlar a distribuição de vetores de doenças (Yaméogo *et al.* 2004), criando um habitat confortável para a vida dos seres humanos, provendo alimento, nutrição, medicamentos, clima favorável e serviços estéticos e culturais. A multicausalidade da maioria das doenças dificulta a observação da associação existente entre ambiente e saúde.

Na América do Sul, embora o conhecimento acerca do problema das invasões biológicas e das alterações na estrutura da paisagem que elas provocam seja ainda incipiente, se conhecem vários exemplos de espécies de plantas, animais, algas e microorganismos responsáveis por impactos ambientais, econômicos e sociais (Matthews & Brand 2005, Arrarte 2007, Jobbagy & Jackson 2007). Campos nativos, usualmente destinados à criação extensiva de gado vêm sendo substituídos por plantações comerciais de *Pinus*, *Eucalyptus* e *Acacia*, causando mudanças importantes na estrutura da paisagem e alterando a distribuição dos recursos naturais e de algumas doenças. No Uruguai, a substituição dos campos nativos por plantações dessas espécies tem diminuído a disponibilidade de água (Arrarte 2007) e ocasionado mudanças na qualidade da água disponível, aumentando o grau de salinização (Jobbagy & Jackson 2007). Os possíveis efeitos sobre a produção de alimentos, disponibilidade de água para o consumo humano e suas implicações como possíveis aumentos de conflitos e migrações, ainda não foram avaliados. A substituição de campos nativos por cultivos anuais no Norte da Argentina modificou o padrão de distribuição e infecção de vetores, levando a um aumento da incidência de febre hemorrágica por antavírus (Daily & Ehrlich 1996, Polop *et al.* 2007). No Brasil, modificações no ambiente natural têm levado a expansão de vetores e aumento da incidência de várias doenças, entre elas, malária, dengue e febre amarela.

Estudar a associação entre modificações no uso do solo e seus possíveis efeitos na saúde da população não é tarefa fácil, seja pela natureza multicausal da maioria das doenças ou pela dificuldade de se adquirir dados de exposição individual. Dados agregados têm sido usados para analisar a associação entre ambiente e saúde. Algumas variáveis de saúde, como o coeficiente de mortalidade infantil, têm sido usadas como indicadores das condições de vida da população, seu desenvolvimento sócio-econômico e infra-estrutura ambiental, bem como acesso e qualidade de recursos para atenção à saúde (REDE 2008). Neste trabalho, usamos dados de impacto do PIB gerado pela silvicultura no Rio Grande do Sul para o ano de 2003 (FEPAM 2007) e dados de mortalidade infantil dos anos 1995 a 2005, obtidos junto do Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos – SINASC (DATASUS 2009), para analisar os efeitos do tipo de matriz produtiva sobre este importante indicador de saúde pública. A análise foi limitada a esta região pela falta de dados adequados para a Argentina e Uruguai. Analisando os dados de mortalidade infantil, podemos notar que a área denominada Pampa, no sul do Brasil, apresenta indicadores médios de mortalidade infantil maiores (CMI médio = 15,88), quando comparados com a metade norte do Estado (CMI = 13,58, $p < 0,01$), excluindo-se a região metropolitana. A região metropolitana foi excluída da análise por apresentar características sócias demográficas muito diversas da área de estudo, especialmente no que se refere a sua matriz produtiva. Os coeficientes de mortalidade infantil médios aumentam de acordo com o impacto da silvicultura no PIB municipal (Fig. 24.7). A mortalidade infantil é maior nas áreas onde o impacto econômico de plantações de árvores comerciais no PIB municipal é maior ($R^2 = 0,07$; $p = 0,05$), mesmo quando corrigido pelo PIB *per capita* do município ($R^2 = 0,10$; $p = 0,04$). Esta associação pode ser devida a

um efeito direto do tipo de matriz produtiva ou pode ser indiretamente afetada por outros indicadores sócio-econômicos, o que ainda merece maior investigação. Vários outros fatores podem estar associados à mortalidade infantil, como as condições de vida da população, a atenção à saúde, a escolaridade da mãe, entre outros aspectos. Da mesma maneira, não se pode descartar que a história econômica dos municípios também possa ter influência nesta associação.

Perspectivas para reduzir o impacto das espécies lenhosas exóticas no Pampa

As ações de manejo de espécies exóticas invasoras podem ser organizadas em três categorias principais: (i) prevenção, (ii) detecção prematura e controle precoce, e (iii) controle de longo prazo ou erradicação (Wittenberg & Cock 2001, Ziller *et al.* 2007). À medida que os processos de invasão avançam as possibilidades de intervir de maneira eficaz se reduzem de maneira significativa. Por este motivo, as ações de prevenção devem ter máxima prioridade (McNeely *et al.* 2001, Ziller & Zalba 2007). Entre as ações de prevenção se destaca a preparação de sistemas de análise de risco e de detecção de vetores e rotas de dispersão (Kolar & Lodge 2001, Stohlgren & Schnase 2006, Andersen 2008, Zalba & Ziller 2008). Estes sistemas permitem reduzir as probabilidades de introdução, estabelecimento e expansão de espécies introduzidas e podem ser aplicados tanto em nível de fronteiras nacionais como para regiões ou localidades. A eficiência das ações de controle e erradicação, por outro lado, depende em grande medida de um adequado conhecimento da biologia das espécies invasoras, das características do ecossistema receptor e das transformações que o ecossistema está sofrendo em larga escala (Vitousek 1990, Zavaleta *et al.* 2001, Travis & Park 2004, Brooks 2007, Chornesky & Randall 2007, Cuevas & Zalba 2009).

É crítico recordar que as ações de manejo se desenvolvem num cenário social, econômico e político que requer uma atenção ao menos tão cuidadosa quanto à destinada aos aspectos biológicos e ecológicos do problema (Binimelis *et al.* 2007). Neste campo, Le Maitre *et al.* (2000) reconhecem dois pontos principais de intervenção sobre o componente cultural das invasões biológicas: prevenir a introdução de propágulos de espécies potencialmente invasoras e desenvolver estratégias de colaboração com organizações que dependem das espécies exóticas, como o setor da silvicultura e de comércio de espécies ornamentais, para minimizar a introdução e uso de espécies potencialmente invasoras. A promoção de códigos voluntários de conduta e regulamentos governamentais para o uso de espécies de risco é uma possibilidade. Ao mesmo tempo, é crítico desenvolver estratégias de comunicação focadas na valoração da biodiversidade do Pampa e dos serviços ecológicos proporcionados pelos ecossistemas de campos naturais. A competência dos grupos sociais em construir significados acerca do impacto das invasões e dos valores do Pampa irá representar um fator importante no destino dos Campos Sulinos nos próximos anos.

Agradecimentos

Agradecemos a Joanna Wolaver e Aduardo Audibert pelas contribuições ao projeto. Este trabalho foi apoiado pelo CNPq, Edital MCT/CNPq 05/2007 – PROSUL, processo 490629/2007-5.

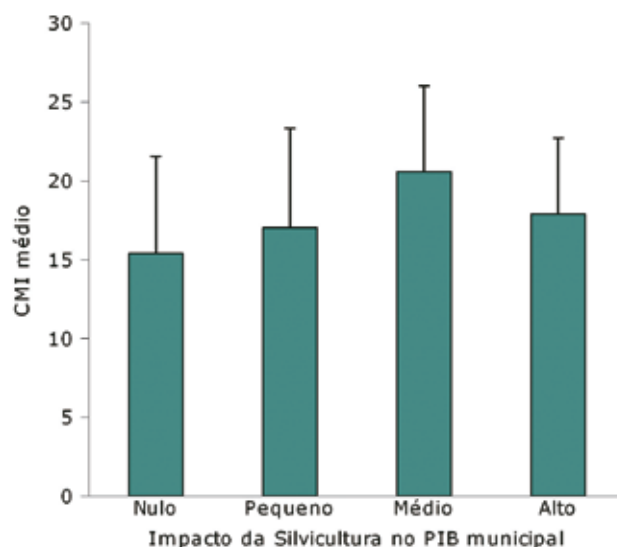


Figura 24.7 Coeficiente de mortalidade infantil médio (CMI) dos anos 1995 a 2005, nos municípios do Pampa no Rio Grande do Sul de acordo com o impacto da silvicultura no PIB municipal.

Referências

- Abrić J.C. 1997. Les représentations sociales: aspects théoriques. In: *Pratiques sociales et représentations* (ed. Abrić J.C.). PUF Paris, pp. 11-16.
- Amiotti N.M., Zalba P., Sánchez L.F. & Peinemann N. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. *Ecology* 81: 3283-3290.
- Arrarte C.P. 2007. *Plantaciones Forestales e impactos sobre el ciclo del agua. Un análisis a partir del desarrollo de las plantaciones forestales en Uruguay*, Montevideo, 56 p.
- Astrada C. 1982. *El mito Gaucho*. Ed. crítica Guillermo Davis ed. Fondo Nacional de las Artes, Buenos Aires, 166 p.
- Barrán J.P. & Nahum B. (eds.) 1978. *Agricultura, crédito y transporte bajo Batlle (1905 - 1914)*. Ediciones de la Banda Oriental, Montevideo, 653 p.
- Baskin Y. 2002. *A plague of rats and rubbervines: The growing threat of species invasions*. Shearwater Books/Island Press, Washington, D.C., 385 p.
- Bazzaz F.A. 1986. Life history of colonizing plants: some demographic, genetic and physiological features. In: *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii* (eds. Mooney H.A. & Drake J.A.). Springer-Verlag, New York, pp. 96-110.
- Bethell L. 1999. *História da América Latina: América Latina Colonial* Brasília, 872 p.
- Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 323 p.
- Binimelis R., Born W., Monteroso I. & Rodríguez-Labajos B. 2007. Socio-economic impact and assessment of biological invasions. In: *Biological Invasions* (ed. Nentwig W.). Springer-Verlag, Berlin, pp. 331-347.
- Boldrini I.I. 2006. Biodiversidade dos Campos Sulinos. In: *Simpósio de forrageiras e produção animal* (ed. Agrometeorologia DdPFe). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, pp. 11-23.
- Brailovsky A.E. & Foguelman D. 1995. *Memoria verde: historia ecológica de la Argentina*. Editorial Sudamericana, Buenos Aires, 375 p.
- Bremner A. & Park K. 2007. Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological Conservation* 139: 306-314.
- Brooks M.L. 2007. Effects of land management practices on plant invasions in wildland areas. In: *Biological Invasions* (ed. Nentwig W.). Springer-Verlag, Berlin, pp. 147-162.
- Burke M.J.W. & Grime J.P. 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77.
- Campal E. 1967. *Hombres, tierras y ganados*. Editorial Arca, Montevideo, 107 p.
- Chang M.S., Hii J., Buttner P. & Mansoor F. 1997. Changes in abundance and behaviour of vector mosquitoes induced by land use during the development of an oil palm plantation in Sarawak. *Trans. R. Soc. Trop. Med. Hyg.* 91: 382-386.
- Charles H. & Dukes J.S. 2007. Impacts of invasive species on ecosystem services. In: *Biological Invasions* (ed. Nentwig W.). Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, pp. 217-238.
- Chornesky E.A. & Randall J.M. 2007. The threat of invasive alien species to biological diversity: setting a future course. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 90: 67-76.
- Clout M.N. 2002. Biodiversity loss caused by invasive alien vertebrates. *European Journal of Wildlife Research* 48: 51-58.
- Clout M.N. & Lowe S.J. 1997. Biodiversity loss due to biological invasion: prevention and cure. In: *Conserving Vitality and Diversity: Congress Workshop on Alien Invasive Species* (ed. IUCN). Canadian Wildlife Service, Canada, Ottawa, pp. 29-40.
- Collins A.E. 2001. Health ecology, land degradation and development. *Land Degradation and Development* 12: 237-250.
- Cook P.S. & Cable T.T. 1995. The scenic beauty of shelterbelts on the Great Plains. *Landscape and Urban Planning* 32: 63-69.
- Cuevas Y.A. & Zalba S.M. 2009. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restoration Ecology*. (Published Online: 11 Feb 2009)
- Curnutt J.L. 2000. Host-area-specific climate-matching: similarity breeds exotics. *Biological Conservation* 94: 341-351.
- Dai X. 2000. Impact of cattle dung deposition on the distribution pattern of plant species in an alvar limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* 11: 715-724.
- Daily G.C. & Ehrlich P.R. 1996. Global change and human susceptibility to disease. *Annual Review of Energy and Environment* 21: 125-144.
- DATASUS 2009. Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos - SINASC. URL <http://w3.datasus.gov.br/datasus/datasus.php>
- Davis M.A., Grime P. & Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
- De Bello F., Thuiller W., Leps J., Choler P., Clément J.-C., Macek P., Sebastià M.T. & Lavorel S. 2009. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. *Journal of Vegetation Science* 20.
- Del Puerto O. 1987. *Vegetación del Uruguay*. Facultad de Agronomía, Montevideo, 16 p.
- Dinerstein E., Olson D., Graham D., Webster A., Primm S., Bookbinder M. & Ledec G. 1995. *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank and World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Donlan C.J. & Wilcox C. 2008. Diversity, invasive species and extinctions in insular ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45: 1114-1123.
- Dukes J.S. & Mooney H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* 14: 135-139.
- Ezenwa V.O., Godsey M.S., King R.J. & Guptill S.C. 2006. Avian diversity and West Nile virus: testing associations between biodiversity and infectious disease risk. *Proc. Biol. Sci.* 273: 109-117.
- Farley K.A. 2007. Grasslands to Tree Plantations: Forest transition in the Andes of Ecuador. *Annals of the Association of American Geographers* 97: 755-771.
- Favreto R. 2008. *Jornal Gazeta do Povo*. Curitiba, PR. Edição de 21 de maio de 2008.
- Fischer A. & van der Wal R. 2007. Invasive plant suppresses charismatic seabird - the construction of attitudes towards biodiversity management options. *Biological Conservation* 135: 256-267.
- Fischer A. & Young J.C. 2007. Understanding mental constructs of biodiversity: implications for biodiversity management and conservation. *Biological Conservation* 136: 271-282.
- Fox M.D. & Fox B.J. 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. In: *Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective* (eds. Groves R.H. & Burdon J.J.). Australian Academy of Science Canberra, pp. 57-66.
- Fraser A.R. 2006. *Public attitudes to pest control: A literature review*. Science and Technical Publishing, Wellington, 36 p.
- García-Llorente M., Martín-López B., González J.A., Alcorlo P. & Montes C. 2008. Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: Implications for management. *Biological Conservation* 141: 2969-2983.
- Gautreau P. 2006. Relatos de crisis ambiental en el Río de la Plata. Una evaluación geográfica de 300 años de relatos de "destrucción" de los bosques uruguayos (siglos XVIII al XX). Tese de doutorado em geografia, Université des Sciences et Technologies de Lille; U.F.R de Géographie1. (Disponível em: <http://www.elgateado.free.fr>) 357 p.
- Gomes A.S. & Magalhães Jr. A.M. 2004. *Arroz irrigado no sul do Brasil*. Embrapa, Brasília.

- Gorgens A.H.M. & Wilgen B.W. 2004. Invasive alien plants and water resources in South Africa: current understanding, predictive ability and research challenges. *South African Journal of Science* 100: 27-33.
- Govender N., Trollope W.S.W. & Van Wilgen B.W. 2006. Effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology* 43: 748-758.
- Grando M.Z. & Fochezatto A. (eds.) 2008. *Impactos dos investimentos na cadeia florestal sobre a economia do Rio Grande do Sul*. Fundação Estadual de Economia, Porto Alegre, 93 p.
- Grela I.A. 2003. Evaluación del estado sucesional de un bosque sub-tropical de quebradas em el norte de Uruguay. *Acta Botânica Brasílica* 17: 315-324.
- Hannigan J.A. 2000. *Sociologia ambiental: a formação de uma perspectiva social*. Instituto Piaget, Lisboa, 271 p.
- Hobbs J.R. 1991. Disturbance, a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* 6: 99-104.
- Hodkinson D.J. & Thompson K. 1997. Plant dispersal: the role of man. *Journal of Applied Ecology* 34: 1484-1496.
- Hoffmann W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology* 80: 1354-1369.
- HORUS 2009. Instituto Horus. URL <http://institutohorus.org.br>
- Hulme P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43: 835-847.
- IABIN-Uruguai 2009. Red Interamericana de Información sobre Biodiversidade – Uruguai. URL <http://Uruguai3n.iabin.net>
- IABIN 2009. Red Interamericana de Información sobre Biodiversidade. URL <http://i3n.iabin.net>
- INBIAR 2009. Rede Interamericana de Informação sobre Biodiversidade – Argentina. URL <http://inbiar.org.ar>
- Jobbagy E.G. & Jackson R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 64: 205-229.
- Jobbagy E.G. & Jackson R.B. 2007. Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research* 112: 1-15.
- Jodelet D. 1989. *Folies et représentations sociales*. PUF, Paris, 310 p.
- Johnstone I.M. 1986. Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. *Biological Review* 61: 369-394.
- Kaplan R., Kaplan S. & Brown T. 1989. Environmental preference: A comparison of four domains of predictors. *Environment and Behavior* 21: 509-530.
- Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B. & Rubel B. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.* 15: 259-263.
- Le Maitre D.C., Versfeld D.B. & Chapman R.A. 2000. The impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa: a preliminary assessment. *Water SA* 26: 397-408.
- Ledgard N. 2002. The spread of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 141: 43-57.
- Leenhardt J. 2002. Fronteiras, fronteiras culturais e globalização. In: *Fronteiras culturais: Brasil, Uruguai, Argentina* (ed. Martins MH). Ateliê Editorial, Porto Alegre, pp. 27-34.
- Lindenmayer D. & Fischer J. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press, Washington, D.C.
- Lockwood J.L. & McKinney M.L. (eds.) 2001. *Biotic Homogenization*. Kluwer Academic Publishers, New York.
- Loidy A. & Zalba S.M. 2009. Feral horses dung piles as invasion windows in natural grasslands. *Plant Ecology* 201: 471-480.
- Lonsdale M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology* 80: 1522-1536.
- Lounibos L.P. 2002. Invasions by insect vectors of human disease. *Ann. Rev. Entomol.* 47: 233-266.
- Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. & Bazzaz F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control *Ecological Applications* 10: 689-710.
- Maestri M. 2008. O gaúcho não foi uma raça. *Revista eletrônica espaço da Sophia* 16: 1-6. (disponível em www.espacodasophia.com.br)
- Mainka S., McNeeley J.A. & Jackson B. 2005. *Depend on Nature. Ecosystem Services supporting Human Livelihoods*, IUCN, Gland, Switzerland, 37 p.
- Malheiros T.F., Phippi J.A. & Coutinho S.M.V. 2008. Agenda 21 nacional e indicadores de desenvolvimento sustentável: contexto brasileiro. *Saúde & Sociedade* 17: 7-20.
- Masseti M. & De Marinis A.M. 2008. Prehistoric and Historic Artificial Dispersal of Lagomorphs on the Mediterranean Islands. In: Alves P.C., Ferran N. & Hackländer K. (Eds.). *Lagomorph Biology*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Mayo C.A. 1985. *Estancia y sociedad en la pampa*. Editorial Biblos, Buenos Aires, 202 p.
- McCool S.F. & Stankey G.H. 2004. Indicators of sustainability: Challenges and opportunities at the interface of science and policy. *Environmental Management* 33: 294-305.
- McGarry D., Shackelton C.M., Gambiza J., Shackelton S.E. & Fabricius C.F. 2005. *A rapid assessment of the effects of invasive species on human livelihoods, especially of the rural poor*. Department of Environmental Science, Rhodes University, Grahamstown.
- McNeely J.A. 2001. *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. IUCN, Gland and Cambridge.
- McNeely J.A., Mooney H.A., Neville L.E., Schei P. & Waage J.K. (eds.) 2001. *Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN on behalf of the Global Invasive Species Programme*. IUCN, Gland, Cambridge.
- Mooney H.A. & Hofgaard A. 1999. Biological invasions and global change. In: Sandlund O.T., Schei P.T. & Viken A. (Eds.). *Invasive Species and Biodiversity Management*. Kluwer, Dordrecht, pp. 139-148.
- Moraes Vázquez A.I. 2007. Crecimiento del Litoral rioplatense colonial y decadencia de la economía misionera: un análisis desde la ganadería. *Investigaciones de Historia Económica* 9: 11-44.
- Morrone J.J. 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. M&T-Manuales & Tesis SEA, vol. 3. Zaragoza.
- Nentwig W. (ed.) 2007. *Biological Invasions. Ecological Studies*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 441 p.
- Panetta F.D. & Mitchell N.D. 1991. Homocline analysis and the prediction of weediness. *Weed Research* 31: 273-284.
- Patz J.A., Daszak P., Tabor G.M., Aguirre A.A., Pearl M., Epstein J., Wolfe N.D., Kilpatrick A.M., Foutopoulos J., Molyneux D. & Bradley D.J. 2004. Unhealthy landscapes: Policy recommendations on land use change and infectious disease emergence. *Environ. Health Perspect.* 112: 1092-1098.
- Perrings C., Dehnen-Schmutz K., Touza J. & Williamson M. 2005. How to manage biological invasions under globalization. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 212-215.
- Perrings C., Williamson M. & Dalmazzone S.E. (eds.) 2000. *The Economics of Biological Invasions*. Island Press, Cheltenham.
- Perz S.G. Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics: Forest transition theory and other directions. *The Professional Geographer* 59: 105-14.
- Pesavento S.J. 2002. *História do Rio Grande do Sul*. 9.ed. Mercado Aberto, Porto Alegre, 142 p.
- Pimentel D., Zuniga R. & Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288.
- Polop J., Calderón G., Feuillade M.R., García J., Enria D. & Sabattini M. 2007. Spatial variation in abundance of the junin virus hosts in endemic and nonendemic Argentine haemorrhagic fever zones. *Austral Ecology* 32: 245-253.
- Pysek P. & Richardson D. 2007. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: *Biological Invasions* (ed. Nentwig W). Springer - Verlag Berlin, pp. 97-126.

- REDE Interagencial de Informação para a Saúde. 2008. Indicadores básicos para a saúde no Brasil: conceitos e aplicações. Ficha catalográfica elaborada pelo Centro de Documentação da Organização Pan-Americana da Saúde. Rede Interagencial de Informação para a Saúde – Ripsa. 2.ed. Brasília: Organização Pan-Americana da Saúde. 349 pp.
- Rejmánek M. & Richardson D. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77: 1655-1661.
- Ricciardi A. 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology* 21: 329-336.
- Richardson D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12: 18-26.
- Richardson D.M. & Higgins S.L. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. In: *Ecology and Biogeography of Pinus* (ed. Richardson DM). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 450-473.
- Richardson D.M., van Wilgen B.W. & Nuñez M.A. 2008. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? *Biological Invasions* 10: 573-577.
- Richardson D.M., Williams P.A. & Hobbs R.J. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography* 21: 511-527.
- Rosengurt B. 1944. Las formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. In: *Estudios sobre praderas naturales del Uruguay* (eds. Gallinal JP, Bergalli L, Campal EF, Aragon L & Rosengurt B), 4a. contribución. Agros N° 134, Montevideo.
- Ruddell E.J. & Hammit W.E. 1987. Prospect refuge theory: A psychological orientation for edge effect in recreation environments. *Journal of Leisure Research*, 19: 249-260.
- Ruiz G.M. & Carlton J.T. (eds.) 2003. *Invasive species: vectors and management strategies*. Island Press, Washington, Covelo, California, London.
- Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huennek e.L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. 2000. Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Scholes M.C. & Nowicki T.E. 1988. Effects of pines on soil properties and processes In: *Ecology and Biogeography of Pinus* (ed. Richardson DM). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 341-353.
- Simberloff D. 2005. The politics of assessing risk for biological invasions: the USA as a case study. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 216-222.
- Simberloff D. & Von Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1: 21-32.
- Sousa J.A.S.d. 1985. O Brasil e o Rio da Prata de 1828 à queda de Rosas. In: *História geral da civilização brasileira. II O Brasil monárquico* (ed. Holanda SB). Difel, São Paulo.
- Strauss S., Campbell O.W. & Salamin N. 2006. Exotic taxa less related to native species are more invasive. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 5841-5845.
- Telfer S., Bown K.J., Sekules R., Begon M., Hayden T. & Birtles R. 2005. Disruption of a host-parasite system following the introduction of an exotic host species. *Parasitology* 130: 661-668.
- Torchin M.E. & Mitchell C.E. 2004. Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 183-190.
- Travis J.M.J. & Park K.J. 2004. Spatial structure and the control of invasive alien species. *Animal Conservation* 7: 321-330.
- Van Wilgen B.W., Le Maitre D.C. & Cowling R.M. 1988. Ecosystem services, efficiency, sustainability and equity: South Africa's Working for Water Programme. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 378-378.
- Vasques G.A., Nogueira A.S., Kirchner F.F. & Berger R. 2007. Uma síntese da contribuição do gênero *Pinus* para o desenvolvimento sustentável no sul do Brasil *Floresta* 37: 445-450.
- Vitousek P.M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: toward an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57: 7-13.
- Vitousek P.M., Walker L.R., Whiteaker L.D., Mueller-Dombois D. & Matson P.A. 1987. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science* 238: 802-804.
- Vittor A.Y., Gilman R.H., Tielsch J., Glass G., Shields T., Lozano W.S., Pinedo-Cancino V. & Patz J.A. 2006. The effect of deforestation on the human-biting rate of *Anopheles darlingi*, the primary vector of *Falciparum* malaria in the Peruvian Amazon. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 74: 3-11.
- Whittaker R.J. & Fernández-Palacios J.M. 2007. *Island Biogeography: ecology, evolution and conservation*. Oxford University Press, New York.
- Williams K. & Cary J. 2001. Perception of native grassland in southeastern Australia. *Ecological Management & Restoration* 2: 39-144.
- Williamson M. 1996. *Biological invasions*. Chapman and Hall, London.
- Wittenberg R. & Cock M.J.W. 2001. Espécies exóticas invasoras: uma guia sobre las mejores prácticas de prevención y gestión. In. Programa Global de Espécies Invasoras. (Disponível em <http://www.gisp.org/publications/toolkit/toolkitsp.pdf>)
- Wright J.A., Di Nicola A. & Gaitan E. 2000. Latin American forest plantations. *Journal of Forestry* 98: 20-23.
- Yaméogo L., Resh V.H. & Molineaux D.H. 2004. Control of River Blindness in West Africa: Case History of Biodiversity in a Disease Control Program. *EcoHealth* 1: 172-183.
- Zalba S.M. & Villamil C.B. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4: 55-72.
- Zalba S.M. & Ziller S.R. 2008. *Herramientas de prevención de Invasiones de I3N: Análisis de Riesgo de Establecimiento e Invasión y Análisis de Vectores y Rutas de Dispersión*. I3N Red de Información sobre Espécies Invasoras de IABIN (Red Interamericana de Información sobre Biodiversidade). Disponible em: <http://i3n.iabin.net/HerramientasdePrevenciondeInvasionesBiologicasdel3N>.
- Zavaleta E.S., Hobbs R.J. & Mooney H.A. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 454-459.
- Ziller S.R. & Zalba S.M. 2007. Proposals to prevent and control exotic invasive species. *Natureza & Conservação* 5: 78-85.
- Ziller S.R., Zalba S.M. & Dudeque Zenni R. 2007. *Modelo para el desarrollo de una estrategia nacional para el manejo de especies exóticas invasoras*. The Nature Conservancy Programa Global de Espécies Invasoras (GISP), Curitiba.
- Zvelebil M., Domanska L. & Dennell R. 1998. *Harvesting the Sea, Farming the Forest: The Emergence of Neolithic Societies in the Baltic Region and Adjacent Areas*. Sheffield University Press, Sheffield.



Valério Pillar. Plantio de *Pinus* nos Campos de Cima da Serra, São Francisco de Paula, RS.



Capítulo 25

Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul

Renato Borges de Medeiros¹, João Carlos de Saibro² & Telmo Focht³

Introdução

A invasão de habitats pastoris por plantas exóticas é um fenômeno global, com graves consequências aos sistemas ecológicos, econômicos e sociais. O processo de invasão de um ambiente recipiente por uma nova espécie é influenciado pelo número de propágulos que entra no novo ambiente, pelas características morfofisiológicas da espécie invasora e pela suscetibilidade do ambiente recipiente à nova espécie. A invasibilidade decorre de vários fatores, tais como regiões climáticas, regimes de distúrbios, presença de herbívoros e flutuações de recursos disponíveis na comunidade herbácea. No caso particular da pastagem nativa do Rio Grande do Sul (RS), de maneira geral, a invasibilidade é facilitada pela presença de alta frequência de espaços vazios, originados pelo pastejo intensivo ou seletivo, uso não recomendado do fogo e de práticas de cultivo em áreas de campo. A existência de recursos não utilizados nestes espaços, tais como nutrientes, água e luz, criam condições ótimas para o recrutamento de plantas a partir do banco de sementes do solo. Estes espaços ao mesmo tempo em que, promovem a regeneração de espécies endêmicas, a partir do banco de sementes do solo, favorecem o recrutamento de plântulas de espécies exóticas. Acredita-se que estas sejam as principais causas da invasão da pastagem nativa do RS pelo capim-annoni (*Eragrostis plana*). A sua expansão decorre do comportamento ingestivo dos animais que, durante a época de maior crescimento da pastagem nativa (primavera-verão), preferem consumir espécies nativas de maior valor nutritivo em detrimento do capim-annoni. Nesta condição de pastejo seletivo, favorecida pela redução do potencial competitivo das espécies nativas, a invasora se desenvolve em condições de reduzida competição, floresce e produz grande quantidade de sementes, aumentando assim a abundância de propágulos no solo e as chances de surgimento de novas plantas na área.

Foto de abertura: Renato Borges de Medeiros. Campo nativo invadido por capim-annoni.

¹ Prof. Associado, DPFA-UFRGS, Porto Alegre, RS, renato.medeiros@ufrgs.br

² Prof. Colaborador Convidado, DPFA-UFRGS, Porto Alegre, RS, joao.saibro@ufrgs.br

³ Biólogo, Pós-Doutorando, Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, tfocht@gmail.com

Eragrostis plana foi detectado pela primeira vez no Brasil em 1957 numa área de capim-de-rhodes (*Chloris gayana* Kunth), na Estação Experimental de Tupanciretã da Secretaria da Agricultura do RS (SARS 1978). Acredita-se que chegou a este local como impureza em lotes de sementes de capim-de-rhodes importadas da África do Sul (SARS 1978). De acordo com o documento “Grupo Rural Annoni” a espécie teria sido visualizada em 1971 por Ernesto José Annoni, em sua propriedade, no município de Sarandi, RS, hoje Pontão. Neste local, foram produzidas sementes que foram distribuídas no Estado com o nome comum de capim-annoni-2, ao qual aqui nos referimos como capim-annoni. Posteriormente, suas sementes foram comercializadas em diversos municípios nos estados de Santa Catarina, Paraná e Mato Grosso. A espécie já ocupa áreas expressivas de pastagens nativas no Uruguai e na Argentina. Estima-se que a área de pastagem nativa invadida no RS seja superior a um milhão de hectares (Medeiros & Focht 2007). Atualmente, o capim-annoni é considerado uma invasora de extrema agressividade e difícil controle (SARS 1978).

Sem uma profunda alteração nas práticas de controle e redução da taxa de expansão desta invasora, o campo natural continuará em progressiva degradação e, em consequência, as dificuldades para o gerenciamento sustentável da propriedade rural aumentarão, contribuindo para a redução da rentabilidade da produção pecuária do RS. Este capítulo apresenta e discute os principais resultados de pesquisa e sua aplicação na prevenção e controle do capim-annoni. A aplicação efetiva destes conhecimentos contribuirá decisivamente para reduzir os prejuízos ambientais e socioeconômicos provocados por esta invasora em áreas do Bioma Pampa.

Distinguímos três períodos nos estudos com capim-annoni no RS. O primeiro período se estendeu de 1970 a 1980 e teve como objetivo principal determinar o valor nutritivo e a qualidade nutricional da “forragem” de capim-annoni por meio da avaliação da resposta produtiva animal. A hipótese era de que o capim-annoni teria baixa qualidade nutricional e não deveria ser considerada uma espécie forrageira e sim invasora. Estes estudos foram conduzidos por pesquisadores da Estação Experimental de Tupanciretã da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), e da Universidade Federal de Santa Maria. O segundo período ocorreu entre 1980 e 2000 e envolveu um número expressivo de trabalhos. Os centros de pesquisa da EMBRAPA-Pecuária Sul, Bagé, e EMBRAPA Clima Temperado, Pelotas, conduziram a maioria dos trabalhos. Em razão do capim-annoni ser oficialmente considerado uma planta invasora em 1979 (Reis 1993), os esforços se direcionaram ao combate da invasora por meio de esquemas de rotação entre cultivos de cereais de inverno e sorgo granífero e soja com pastagens, com uso ou não de herbicidas, composição florística, tamanho do banco de sementes do solo, ensaios de alelopatia, dentre outros. O terceiro período, iniciado a partir de 2000, deu continuidade ao combate da invasora tendo como objetivo prioritário desenvolver ferramentas de manejo para a prevenção e controle da invasão. Atualmente, várias instituições do RS (EMBRAPA, FEPAGRO, UFRGS, UFPel, URCAMP) estão com algum tipo de trabalho em andamento. Além de retomar questões já abordadas, tais como o uso de roçadeiras, herbicidas, alelopatia e banco de sementes no solo, os novos trabalhos de pesquisa enfocam estudos de genética, ecofisiologia e autoecologia do capim-annoni, recuperação de sementes em fezes de bovinos, combate da invasora em acostamentos viários, longevidade do banco de sementes do solo, identificação de ambientes de pastagem nativa com potencial para evitar a invasão, e a utilização de pastagens invadidas por capim-annoni com animais recebendo suplementação mineral e protéica. Neste período, aparece com destaque a preocupação dos pesquisadores em avaliar técnicas de controle do capim-annoni baseada em princípios ecológicos. Os resultados mais relevantes das pesquisas, obtidos nestes três períodos, serão relatados a seguir.

Capim-annoni não é uma boa forrageira

As primeiras pesquisas realizadas no RS para avaliar o desempenho produtivo de novilhos de sobreano em campo nativo em comparação com o capim-annoni mostraram que este superou o campo nativo em ganho de peso vivo/ha (Tabela 25.1). Todavia, o ganho cumulativo individual e o ganho

médio diário/animal, reflexo direto do baixo valor nutritivo da “forragem” da espécie invasora, foi inferior ao obtido no campo nativo (Leal *et al.* 1973, Silva *et al.* 1973). Porém, estes trabalhos compararam “pastagem de capim-annoni” com pastagem nativa de baixo valor nutritivo, localizada no município de Tupanciretã, região do Planalto Médio, onde os solos são muito arenosos e de baixa fertilidade natural. Em razão deste fato, ficou evidente que o capim-annoni não era uma espécie desejável como planta forrageira para ruminantes.

Estudos posteriores apontaram a espécie como deficiente em qualidade e palatabilidade (Nascimento & Hall 1978), não oferecendo suporte nutricional para ovelhas adultas e cordeiros (Figueiró 1976). Estes autores registraram em forragem seca verde de capim-annoni com 30 dias de crescimento, valores médios de 7% de proteína bruta e de 50% de digestibilidade *in vitro*. Estas informações levaram pesquisadores, extensionistas e produtores a reconhecerem esta gramínea como de baixo valor forrageiro, com características de planta invasora, dominante e de difícil erradicação (Reis & Oliveira 1978). Com base nestas avaliações, a portaria MA nº 205, de 13 de março de 1979 do Ministério da Agricultura proibiu a comercialização, transporte, importação e exportação de suas sementes e mudas no Brasil (Reis 1993).

Controle do capim-annoni

Vários estudos envolvendo práticas para o controle de capim-annoni em campos infestados foram conduzidos no RS desde 1981. Algumas práticas são eficientes no controle da invasão, porém não têm como objetivo a restauração da vegetação campestre natural. São limitadas, portanto, do ponto de vista da conservação da biodiversidade (veja capítulo 21).

A hipótese de que a invasora apresentava mecanismos alelopáticos que prejudicavam outras espécies determinou a realização de pesquisas para testar este efeito em plantas cultivadas em vasos. A germinação de sementes e o desenvolvimento das plântulas de trevo-branco (*Trifolium repens* L.) e do azevém-anual (*Lolium multiflorum* L.) foram prejudicadas quando expostas a extratos de capim-annoni, sugerindo a presença de mecanismos ativos de defesa alelopática da espécie em relação a estas forrageiras cultivadas (Coelho 1986). Entretanto, o autor verificou que as plântulas de cornichão cv. São Gabriel (*Lotus corniculatus* L.), ao contrário, não foram afetadas pelos mesmos extratos, sinalizando para uma eventual existência de variabilidade específica para este efeito.

Cultivos sucessivos de forrageiras anuais de inverno, aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.) e azevém-anual, e de verão, milheto (*Pennisetum americanum* (L.) Leeke) e soja (*Glycine max* (L.) Merr), durante quatro anos, conduzidos na Estação Experimental da FEPAGRO em Tupanciretã, reduziram drasticamente a presença de capim-annoni, permitindo, na seqüência, o estabelecimento de forrageiras perenes como *Panicum maximum* cv. Gatton, *Chloris gayana* e *Brachiaria humidicola* (Guterres 1993). O autor verificou que o capim-annoni foi quase eliminado com o uso de *B. humidicola*. No estudo de Couto (1994), realizado na EMBRAPA-Clima Temperado, Capão do Leão, RS, *B. humidicola* também demonstrou ser a melhor opção de controle do capim-annoni, quando comparada a *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf. Apesar de mostrar-se mais competitiva, *B. humidicola* não impediu que, com o passar do tempo, o capim-annoni retornasse à área. Entretanto, estas duas espécies de braquiárias não apresentam uma boa adaptação às condições climáticas do RS e, segundo o Instituto Hórus (2009), podem se tornar invasoras no Estado.

Em área de pastagem nativa invadida por capim-annoni (32,3% de cobertura e 2.010 sementes viáveis/m² da invasora no solo) em Capão do Leão, RS, Reis & Coelho (2000) estabeleceram três sucessões de culturas durante dois ciclos agrícolas (1996 e 1997) – soja, sorgo grânifero (*Sorghum*

▼ Tabela 25.1 | Ganho médio diário (GMD), ganho de peso vivo cumulativo/animal (GPV) e por hectare (GPV/ha) de novilhos de sobreano em pastagem de capim-annoni e em pastagem nativa (média de dois anos). Estação Experimental de Tupanciretã, RS.

Variáveis avaliadas	Tratamentos	
	Capim-annoni	Pastagem nativa
GMD (g)	248	274
GPV/animal (kg)	90	100
GPV/ha (kg)	176	78

(adaptado de Leal *et al.* 1973, Silva *et al.* 1973)

bicolor (L.) Moench) ou sorgo forrageiro (*Sorghum sudanense* (Piper) Stapf) na estação quente, seguida de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) na estação fria, e com o uso de herbicidas para controlar as plantas e o banco de sementes do solo (BSS) da invasora. Em maio de 1997 esta área foi semeada com capim-pensacola (*Paspalum sauriae* (Par.) Parodi) no segundo ciclo agrícola, juntamente com aveia-preta. Em avaliações feitas em 1999, quatro anos após, os autores registraram uma expressiva redução da cobertura do solo pelo capim-annoni, que caiu de 32,3% para valores entre 2,1 e 4,1% e a quantidade de sementes viáveis no solo caiu de 2.010 para valores entre 40 e 80. A cobertura do capim-annoni no tratamento testemunha, que era de 32,3% em 1995, aumentou para 65% em 1999.

Gonzaga & Coelho (1993), após controlar a infestação de capim-annoni a níveis de cobertura próximos de zero por meio de rotação soja x aveia e uso de herbicidas por três anos consecutivos, utilizaram uma consorciação de cornichão cv. São Gabriel e trevo-branco com a gramínea perene de inverno *Agrostis capillaris* L. (brown top), sob diferentes pressões de pastejo (2, 4 e 6% do PV), para avaliar a reinfestação da área. A invasora, ao final do quarto ano de avaliação, um ano após o estabelecimento da pastagem, apresentou percentuais de cobertura do solo de 0,2, zero e 0,3% nas pressões 2, 4 e 6% de PV, respectivamente. Os autores concluíram que, independente da pressão de pastejo aplicada, é possível manter a infestação do capim-annoni em níveis muito baixos com a utilização de rotação de culturas + herbicidas seguidas de cultivos consorciados de espécies de gramíneas e leguminosas forrageiras.

Aprendendo a conviver com capim-annoni e a prevenir sua expansão

Em razão de ainda existir no RS uma expressiva área livre de capim-annoni, os estudos realizados desde 2001 se concentraram, prioritariamente, no desenvolvimento de técnicas voltadas para prevenção da expansão do capim-annoni, tais como avaliação do seu efeito alelopático sobre espécies de gramíneas forrageiras nativas e cultivadas exóticas, longevidade de sementes enterradas no solo, recuperação de sementes nas fezes de bovinos de corte, e restauração da vegetação campestre de acostamentos de estradas dominados por capim-annoni, e ainda avaliações de práticas de manejo da pastagem visando prevenir a invasão. Com vistas a atender a demanda de produtores que têm parte ou a totalidade de seus campos invadidos por capim-annoni, os esforços foram dirigidos para estudos de respostas sobre o desempenho ponderal e reprodutivo de animais em pastejo e a avaliação econômico-financeira destas áreas.

Confirmando a alelopatia

O capim-annoni é considerado uma espécie invasora de pastagens com potencial alelopático (Coelho 1986). Para testar este efeito, Ferreira *et al.* (2008) colocaram pedaços de caules e folhas da parte mediana da planta de capim-annoni em caixas gerbox, dispostos em três níveis de cobertura 0%, 50% e 100%. Estes substratos foram cobertos com papel de germinação e a seguir foram colocadas quatro repetições de 100 sementes de cada uma das seguintes espécies: *Paspalum notatum* Flüge (grama-de-forquilha), *Paspalum regnellii* Mez (macega-do-banhado), *Panicum maximum* Jacq. (capim-mombaça), *Setaria anceps* Stapf (capim-kazungula) e *Lactuca sativa* L. (alface) como testemunha. Observou-se o efeito alelopático na germinação das sementes após o início da decomposição do tecido vegetal do capim-annoni. Sementes com rápida germinação, como as de capim-mombaça e macega-do-banhado, bem como as de alface, escaparam do efeito alelopático, e as mais prejudicadas foram a grama-de-forquilha e capim-kazungula. O dano à germinação foi proporcional ao gradiente crescente do nível de cobertura do capim-annoni. A germinação tardia de grama-de-forquilha e capim-kazungula as expôs ao efeito alelopático do capim-annoni. A germinação da macega-do-banhado é estimulada no nível de cobertura com capim-annoni de 50%, contudo na cobertura máxima há uma queda significativa na germinação de suas sementes. Do ponto de vista prático, verifica-se que este efeito prejudicial precoce sobre grama-de-forquilha e capim-kazungula é preocupante em razão da

primeira ser a espécie mais abundante e de maior valor nutritivo da pastagens nativas do RS e, a segunda, embora exótica, apresenta alto potencial para controlar o capim-annoni.

Longevidade das sementes no solo

Outro aspecto importante em relação ao capim-annoni é o seu alto potencial de produção de sementes de pequeno tamanho e alta capacidade germinativa (Medeiros *et al.* 2006, Medeiros & Focht 2007). Estas apresentam habilidade para enterrar-se, evitar a germinação precoce e formar bancos de sementes no solo (BSS). Este mecanismo de escape prolonga a longevidade da semente, habilitando a espécie a regenerar-se e reinstalar novas populações em resposta a eventuais distúrbios no solo (Medeiros *et al.* 2006). Por estas razões, realizou-se um experimento para determinar a longevidade das sementes de capim-annoni numa área de pastagem nativa da EEA/UFRGS, Eldorado do Sul, RS, num “Argissolo Vermelho Distrófico Típico”. Foram enterrados (no sentido vertical) 80 sacos de náilon permeáveis, contendo cada um 500 sementes com 90% do poder germinativo. Em cada saco havia cinco compartimentos com 100 sementes em cada uma que, dispostas no perfil do solo, situaram-se nas seguintes profundidades: superfície, a 2,5 cm, e a 5, 10 e 20 cm. Os sacos foram colocados no solo no dia 14/07/2003. Ocorreram sete exumações, sendo as primeiras quatro em intervalos de três meses e as três últimas em intervalos de seis meses. A primeira exumação ocorreu em 14/10/2003 e a última em 14/01/2006. A porcentagem de sementes germinadas, recuperadas nas sete exumações nas diferentes profundidades no perfil do solo, foram descritas por modelos exponenciais simples negativos (Medeiros *et al.* 2006). A germinação das sementes da superfície, após dois anos, foi de 4,5% e, para as sementes a 20 cm de profundidade, o valor foi de 40,3%. De acordo com os modelos, 0,1% das sementes na superfície ainda sobrevivem após cinco anos e, 0,01% daquelas enterradas a 20 cm, ainda estarão viáveis após 24 anos (enterradas). A previsão de longevidade das sementes enterradas nas profundidades de 2,5, 5 e 10 cm é de aproximadamente quatro, cinco e 10 anos, respectivamente. Isto demonstra que, quanto mais profunda estiver a semente, melhor preservada estará sua capacidade germinativa. Neste caso, se a área infestada for cultivada, a utilização do sistema de plantio direto deve ser preferida para evitar que sementes viáveis localizadas nas zonas mais profundas do solo sejam trazidas à superfície, germinem e estabeleçam novas populações da invasora, e que novas sementes sejam enterradas em profundidade.

Viabilidade de sementes recuperadas em fezes de bovinos

Amostras de fezes de bovinos coletadas em campos dominados pelo capim-annoni no final do estágio reprodutivo, entre março e abril de 2006, em Rio Pardo, RS, colocadas em casa de vegetação e mantidas irrigadas, apresentaram expressiva quantidade de plântulas germinadas (Medeiros & Focht 2007). Esta observação confirmou hipótese de que uma fração considerável de sementes passa incólume no trato digestivo de bovinos, fenômeno já registrado em espécies de gramíneas com sementes pequenas como as de *Eragrostis curvula* (Kirkman & Morris, s.d.) e *Sporobolus indicus* (Andrews 1995). Em razão disso foi realizado um experimento com o objetivo de avaliar o efeito da passagem pelo trato digestivo de bovinos sobre a viabilidade de sementes de capim-annoni recuperadas em fezes (Lisboa *et al.* 2009). De acordo com estes autores, de um total de 27.373 sementes (6 g) de capim-annoni colocadas na fístula ruminal de oito novilhos, uma quantidade estimada de 11.734 sementes intactas foi recuperada nas fezes (Tabela 25.2). Este valor representou 43% da quantidade fornecida aos animais. O número de sementes excretadas nos três primeiros dias representou 97,2%. No quinto dia foram excretadas somente 89 sementes (Tabela 25.2). Os autores esperavam que no quinto dia todas as sementes tivessem passado pelo trato digestivo, conforme encontrado em *Panicum virgatum* L. (Ocumpaugh *et al.* 1993), em *Sporobolus pyramidalis* e *Sporobolus natalensis* (Bray *et al.* 1998) e em capim-touceirinha (*Sporobolus indicus* (L.) R. Br. var. *major* (Buse) Baaijens) (Andrews 1995). Os dados de recuperação de sementes de capim-annoni nas fezes foram mais bem descritos por uma função exponencial simples negativa ($Y=43163e^{-1,5546x}$; $r^2=0,99$). A partir desta função foi estimado

que a partir do oitavo dia o número de sementes presentes nas fezes excretadas seria igual a zero.

De um total de 11.734 sementes recuperadas nas fezes, 849 germinaram em condições de laboratório (Tabela 25.2). Esta fração representou 7,23% e 3,11% das sementes recuperadas e ingeridas, respectivamente. Simão Neto *et al.* (1987) registraram 21% e 12% de sementes recuperadas viáveis em *Brachiaria decumbens* e *Axonopus affinis*, respectivamente. Possivelmente, as sementes de capim-annoni estão sujeitas à alta degradabilidade ao passarem pelo trato digestivo de bovinos. Esta perda pode ser compensada pela elevada produção de sementes de pequeno tamanho e alto poder germinativo do capim-annoni (Medeiros & Focht 2007). Lisboa *et al.* (2009) concluíram que alta proporção de sementes de capim-annoni é excretada nas fezes de bovinos, mas somente uma pequena fração apresenta viabilidade. O trato digestivo é a principal causa do desaparecimento e da perda do poder germinativo das sementes.

A ausência de sementes de capim-annoni nas fezes no oitavo dia indica que o período mínimo de quarentena para limpar o trato digestivo de bovinos deve ser de uma semana recebendo forragem sem a presença de sementes da invasora. Do ponto de vista prático, se esta recomendação não for respeitada, a expansão do capim-annoni continuará de forma ascendente em razão da efetiva dispersão de suas sementes por meio das fezes.

▼ Tabela 25.2 | Número e porcentagem de sementes recuperadas e germinadas, e porcentagens de sementes recuperadas em relação a ingeridas (R-I), germinadas em relação a recuperadas (G-R) e germinadas em relação a ingeridas (G-I) de capim-annoni nas fezes de novilhos durante três ou cinco dias após serem colocadas em fistula ruminal.

Dias	Recuperadas		Germinadas		R-I	G-R	G-I
	n°	%	n°	%	%	%	%
1	9.120 ± 1602	77,7	793 ± 460	93,5	33,4	6,76	2,91
2	1.917 ± 572	16,3	50 ± 33	5,9	7,0	0,42	0,18
3	377 ± 131	3,2	5 ± 9	0,6	1,4	0,04	0,02
4	231 ± 119	2,0	-	-	0,8	-	-
5	89 ± 54	0,8	-	-	0,3	-	-
Total	11.734	100	849	100	43,0	7,23	3,11

(Lisboa *et al.* 2009).

Restauração da vegetação de acostamento viário dominada por capim-annoni

A regeneração da vegetação campestre dos acostamentos viários dominados por capim-annoni é outra prática essencial para reduzir a expansão dessa invasora (Medeiros & Focht 2007). Atualmente quase toda malha viária no RS está invadida por esta espécie e funciona como foco primário de dispersão de sementes (Medeiros *et al.* 2004). Em razão deste fato, Ferreira (2007) conduziu um trabalho com o objetivo de restaurar a vegetação nativa de acostamento viário dominada por capim-annoni por meio do estímulo do banco de sementes do solo (BSS), semeadura de espécies nativas e pela introdução de forrageiras cultivadas adaptadas e sem potencial invasor. O experimento foi realizado no município de Rio Pardo, RS, em área cercada e contínua em acostamento de rodovia municipal com 96m de extensão e 6m de largura na faixa de domínio. O autor testou o efeito de subsolador e de subsolador mais grade de disco com aplicação de calcário e fósforo associados à semeadura de *Panicum maximum* Jacq., capim-mombaça; *Setaria anceps* Stapf, capim-kazungula; mistura de três gramíneas nativas *Paspalum notatum* Flüge, grama-de-forquilha; *Paspalum regnellii* Mez, macegado-banhado; *Paspalum urvillei* Steud (capim-das-roças); e sem introdução (testemunha) sobre a composição florística, tamanho e composição do banco de sementes do solo (BSS), matéria seca aérea e cobertura de capim-annoni. Nas duas avaliações do BSS (BSS-1+BSS-2) constatou-se a presença de 85 espécies, distribuídas entre 31 famílias. Destas espécies, 68 foram registradas na primeira coleta do BSS-1 (8/01/2005) e 57 na segunda coleta do BSS-2 (6/11/2006). A maioria destas espécies pertencem às famílias *Asteraceae* e *Poaceae*, refletindo o padrão geral da florística registrada no Bioma Pampa (Carlotto 2008, Focht 2008). Nas avaliações do BSS-1+BSS-2, 20% é composto de espécies exóticas. Em razão da composição botânica, pode-se considerar que estes BSS possuem potencial invasor. Compõe-se, em sua maioria, de espécies pioneiras hábeis em produzir descendentes, fato este ocorrido com o capim-annoni. No BSS-1, *Relbunium vile* (Cham. & Schltdl) K. Schum apresentou a

maior quantidade de sementes ($2.529/m^2$), representando 12,57% do total (20.110 sementes/ m^2). O capim-annoni apresentou 963 sementes/ m^2 , o equivalente a 4,79% do total. No BSS-2, a espécie mais abundante foi *Sisyrinchium micranthum* Cav., com 3.896 sementes/ m^2 ou 13,6% do total (28.617 sementes/ m^2). O capim-annoni aparece com 2.040 sementes/ m^2 , representando 7,13% do total. Apesar da dominância do capim-annoni em acostamentos viários, os dados demonstram que há potencial para regeneração da vegetação nativa a partir da presença de rico e heterogêneo BSS. Este fato indica que existe uma “vegetação latente no solo”, representada pelo BSS.

Nas três avaliações da florística da vegetação, o autor registrou 29 famílias compondo 86 espécies, das quais 20,93% eram exóticas. As famílias *Poaceae*, *Asteraceae* e *Cyperaceae* foram as que apresentaram o maior número de espécies. Resultado semelhante foi encontrado em um levantamento florístico de margem viária (RS 142) entre os km 23 e 33, no município de Não-Me-Toque, RS (Schneider & Irgang 2005). Na primeira avaliação florística, antes da aplicação dos tratamentos, a cobertura relativa do capim-annoni situava-se em torno de 70%. Na segunda e terceira avaliações florísticas, um e dois anos após a aplicação dos tratamentos, a cobertura média relativa do capim-annoni caiu para 19,9% e 18,1%, respectivamente. No período, entre o primeiro e o terceiro levantamentos florísticos, observou-se uma nova configuração da comunidade vegetal, apresentando um gradiente decrescente de cobertura do capim-annoni, permitindo que novas espécies ocupassem espaços e aumentassem seu valor ecológico dentro do ecossistema. Esta alteração possibilitou que as espécies introduzidas (capim-mombaça, capim-kazungula, capim-das-roças e macega-do-banhado) se estabelecessem. Esta última espécie nativa pode ser promissora para competir com o capim-annoni, pois sua área de cobertura relativa foi ampliada de 3,02%, registrada no primeiro levantamento florístico, para 6,26% no último. Ferreira (2007) observou que *Paspalum plicatulum* Michx., espécie nativa espontânea na área, teve sua importância ecológica aumentada na comunidade, sendo uma espécie igualmente promissora para o controle da invasora.

O rendimento médio de 2,8 t/ha de fitomassa verde seca do capim-annoni antes da aplicação dos tratamentos representou 85% do total presente na área experimental. O componente “outras espécies” em conjunto apresentaram uma média de apenas 0,5 t/ha, o equivalente a 15% do total. Na última avaliação, dois anos depois do início do experimento, a fitomassa verde seca média de capim-annoni caiu para 0,5t/ha. Nos tratamentos de espécies introduzidas nas parcelas com o solo preparado com uso de subsolador seguido de gradeação, os rendimentos médios de matéria seca verde foram 2,9; 1,8; 0,3 t/ha para capim-mombaça, capim-kazungula e mistura de gramíneas nativas. O baixo rendimento da fitomassa do tratamento com gramíneas nativas, em parte, pode ser atribuído ao desaparecimento de todas as plantas de grama-de-forquilha em razão de um possível efeito alelopático do capim-annoni. No tratamento testemunha a participação do componente “outras espécies” foi de 2,5 t/ha. Este componente também foi importante nos demais tratamentos. Todos os tratamentos reduziram drasticamente a participação do capim-annoni na área estudada. No caso do solo preparado somente com o subsolador, o rendimento médio de matéria seca verde das espécies introduzidas e testemunha foram de 0,8 t/ha, 46% do rendimento com o uso de subsolador e grade. Os resultados demonstraram que é tecnicamente possível regenerar a vegetação dos acostamentos de estradas a partir do banco de sementes presente no local e, ao mesmo tempo, reduzir a produção de biomassa do capim-annoni. As espécies introduzidas capim-mombaça e capim-kazungula e a testemunha mostraram-se muito promissoras no controle do capim-annoni, podendo ser utilizadas quando se objetiva o controle no curto prazo. Num prazo mais longo o preparo do solo, com o uso do subsolador, tem potencial para reduzir a presença do capim-annoni nos acostamentos viários.

Campo nativo alto previne a invasão

A prevenção ainda é a melhor estratégia contra invasoras, pois, uma vez presentes e acumulando sementes no solo no novo ambiente, a sua erradicação é muito difícil (Mohler 2001). Em razão deste fato, Focht (2008) realizou um experimento numa área de 90 m x 90 m de campo nativo originalmente

livre de capim-annoni situada em Dom Pedrito, RS. No experimento foram avaliadas as seguintes combinações de fatores: 1) três regimes de manejo: pastejo contínuo; pastejo rotativo; e exclusão do pastejo; 2) três níveis de distúrbio do solo: pastagem inicialmente alta (maior que 10cm); pastagem inicialmente baixa (± 5 cm), semeada com trevo-branco (2 kg/ha) + cornichão São Gabriel (6 kg/

ha) + azevém-anual (25 kg/ha); pastagem inicialmente baixa mais revolvimento parcial do solo com o uso de escarificador e após semeado com as mesmas espécies e quantidades que o tratamento anterior; e 3) adubação: sem adubação; duas aplicações de 50 kg/ha de P_2O_5 /ano, com uma aplicação no início do outono e outra no início da primavera na forma de superfosfato triplo; três aplicações de 50 kg N/ha/ano na forma de uréia, sendo uma aplicação no início do outono, outra no início da primavera e a terceira no início do verão. Todos os tratamentos foram semeados com capim-annoni (4 kg/ha), para que a disponibilidade de sementes não fosse limitante para o estabelecimento da invasora. Após a aplicação dos tratamentos, a altura da pastagem no regime de pastejo contínuo manteve-se em torno de 5 cm, no rotativo oscilou entre 9 e 13 cm e no regime de exclusão, a partir do segundo ano, oscilou entre 30 a 60 cm. Um ano após a aplicação dos tratamentos foi ressemeado o capim-annoni, na mesma densidade (4 kg/ha) em todos os tratamentos. A aplicação dos tratamentos ocorreu em 10/07/2004 e a última avaliação foi realizada em 01/05/2007.

No período avaliado de três anos, não foi registrado o efeito da adubação, nem o efeito interativo da adubação com os outros fatores estudados. Por esta razão, os dados obtidos em função de adubação não serão apresentados. A Tabela 25.3 apresenta o efeito da interação entre regime de manejo da pastagem e níveis iniciais de distúrbio do solo sobre número de plantas/m² de capim-annoni no levantamento de 01/05/2007, três anos após o início do experimento. Verifica-se que o distúrbio mais intenso, campo inicialmente baixo com escarificação do solo, favoreceu o estabelecimento e o desenvolvimento do capim-annoni, sendo que o efeito foi mais evidente sob pastejo contínuo (42,2 plantas/m²) e menos no campo excluído de pastejo (16,9 plantas/m²). Sob pastejo rotativo, o número de plantas no campo escarificado (27,6/m²) foi intermediário ao registrado para os demais regimes de manejo. Nas parcelas não escarificadas, plantas de capim-annoni foram encontradas somente nas parcelas manejadas em regime de pastejo contínuo (9,8 e 10,7 plantas/m² para campo inicialmente alto e baixo respectivamente), significando que o pastejo contínuo, ao manter a vegetação do campo com menor altura, torna-o mais suscetível à invasão, mesmo que o campo inicialmente alto tenha sido menos favorável à invasão. Nas parcelas não escarificadas, pastejo em rotação ou sua exclusão impediram o estabelecimento de plantas de capim-annoni. A exclusão do pastejo e, em menor grau, o pastejo rotativo, ao contrário do pastejo contínuo, possibilita o crescimento e a elevação em altura das plantas que regeneram a partir de estruturas vegetativas, tornando o ambiente pouco favorável à germinação e ao estabelecimento de plantas de capim-annoni.

A origem destes efeitos, promovendo ou limitando o recrutamento de plantas de capim-annoni, resultam também de efeitos secundários decorrentes da maior ou menor interceptação da energia radiante, pelas diferenças de altura no dossel, impostos pelos tratamentos de regime de manejo da pastagem, conforme se observa na Figura 25.1. Este efeito pode ser observado na regressão linear positiva entre a altura da pastagem e a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) refletida pela vegetação no nível do solo. Esta regressão permite deduzir que, à medida que aumenta a altura da vegetação, menor será a interceptação da radiação e, em consequência, menor será o número de plantas de capim-annoni recrutadas. Pela mesma razão pode-se dizer que, ao contrário, à medida que diminui a altura

▼ Tabela 25.3 | Densidade de plantas de capim-annoni (plantas/m²) em função de regimes de manejo da pastagem e níveis iniciais de distúrbio em 01 de maio de 2007. Upacarái, Dom Pedrito, RS.

Regime de manejo	Níveis iniciais de distúrbio			Média
	Campo alto	Campo baixo + semeadura forrageiras	Campo baixo + escarificação + semeadura forrageiras	
Exclusão	0,0	0,0	16,9	5,6
Pastejo rotativo	0,0	0,0	27,6	9,2
Pastejo contínuo	9,8	10,7	42,2	20,9
Densidade média	3,3	3,7	28,9	-

da vegetação aumenta a radiação refletida e, conseqüentemente, maior será o número de plantas de capim-annoni recrutadas.

Com base nestes resultados, é possível concluir que o regime de pastejo contínuo contribuiu para que algumas sementes de capim-annoni tivessem a chance de germinar e estabelecer-se, ou seja, esta prática de manejo, independente do nível inicial de distúrbio do solo, é o principal fator responsável pela invasão da pastagem nativa pelo capim-annoni. Comprovou-se neste estudo que a manutenção de uma maior altura da pastagem através da utilização do pastejo rotativo pode evitar o estabelecimento do capim-annoni. Estes resultados, acima de tudo, demonstram que uma pastagem nativa com altura em torno

de 10 cm, com maior biomassa, mais densa e vigorosa maximiza a utilização dos recursos ambientais (luz, nutrientes e água) e, em conseqüência, limita a disponibilidade destes recursos para o eventual recrutamento e desenvolvimento da espécie invasora (Davis *et al.* 2000). As comunidades com estas condições mantêm uma maior massa de forragem verde, acumulam material morto, eliminam espaços vazios, reduzem a entrada de luz e a temperatura na superfície do solo. Ao contrário, a maior invasão verificada sob pastejo contínuo no campo inicialmente baixo e no campo escarificado está diretamente associada com a baixa altura da pastagem imposta inicialmente pelo pastejo intenso e, subseqüentemente, mantida pelo pastejo contínuo. A combinação destes dois fatores (distúrbio inicial intenso mais pastejo contínuo), conforme esperado, favorece o aparecimento de plantas de capim-annoni. Assim, o tempo transcorrido entre a primeira semeadura de capim-annoni (10/7/2004) e a última avaliação (01/05/2007) foi suficiente para que algumas sementes da espécie tivessem a chance de germinar e estabelecer-se, dando início ao processo de invasão.

Utilização de pastagem nativa dominada por capim-annoni

A performance produtiva e reprodutiva de animais em áreas de pastagem nativa intensamente infestadas por capim-annoni é prejudicada pelo baixo consumo voluntário da forragem, em razão dos seus altos teores de fibra e baixos teores de proteína. Em pastagens com estas condições recomenda-se a utilização da suplementação mineral e protéica aos animais, a fim de promover uma melhoria na qualidade da dieta, incrementar a atividade microbiana do rúmen, estimular o consumo de forragem e melhorar o seu desempenho produtivo e reprodutivo. Esta recomendação representa uma oportunidade de combater o capim-annoni sem implicar na conversão do campo natural em culturas de grão ou pastagens cultivadas. Acima de tudo, esta alternativa representa uma perspectiva de conviver “amistosamente” com o problema da invasão numa condição de maior produtividade animal e, ao mesmo tempo, uma oportunidade para desenvolver novas ferramentas de manejo com potencial para reduzir a frequência do capim-annoni e restaurar a biodiversidade da pastagem nativa. Em razão destes fatos, foi realizado, em Rio Pardo, RS, experimento para avaliar o efeito da suplementação protéica e mineral sobre a performance produtiva e reprodutiva em três fases do desenvolvimento de novilhas de corte em pastagem nativa dominada por capim-annoni. Na primeira fase, de 6 de setembro a 15 de dezembro de 2005, foi avaliada durante 101 dias de pastejo a performance produtiva e reprodutiva de novilhas de corte com idade inicial de 20 meses (Brüning 2007). Na segunda fase, de 18 de março a 21 de setembro de 2006 (188 dias) foi avaliado o desempenho produtivo e reprodutivo de novilhas em

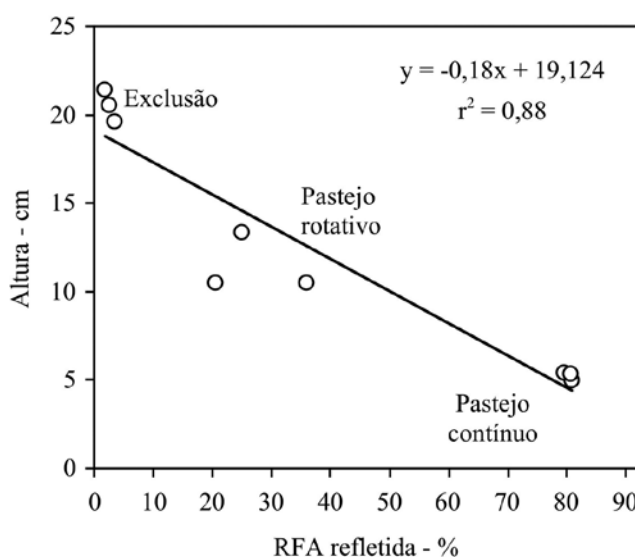


Figura 25.1 Regressão linear entre a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) refletida no nível do solo e a altura da vegetação em função dos regimes de manejo da pastagem na avaliação de 08/10/2006.

gestação, com idade inicial de 27 meses (Garcia 2008), e na terceira fase, compreendida entre 28 de setembro de 2006 e 25 de maio de 2007 (240 dias) foi feita a avaliação da performance produtiva e reprodutiva de vacas primíparas com idade inicial de 34 meses (os mesmos animais da segunda fase) e o desempenho ponderal de seus terneiros com e sem “creep-feeding”, até o desmame com idade de 6 a 7 meses (Pellegrini *et al.* 2008a, Pellegrini *et al.* 2008b).

Nestes experimentos foram avaliados os efeitos da suplementação mineral-protéica usando os seguintes tratamentos: sal mineral, ou sal mineral proteinado, ou sal proteinado mais sal mineral re-produção, em comparação com sal comum, usado como testemunha, sobre o desempenho produtivo e reprodutivo das novilhas de corte, em pastagem nativa que apresentava 70% de cobertura de capim-annoni. Utilizou-se uma área experimental de 37 hectares, subdividida em oito poteiros, sendo estes as unidades experimentais. Foram utilizadas 32 novilhas *testers*, com idade inicial média de 20 meses. As novilhas foram acasaladas e as que conceberam (prenhas) foram reagrupadas para as avaliações das duas fases seguintes. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com duas repetições. As variáveis avaliadas foram: massa de forragem, carga animal (kg PV/ha), oferta de forragem, ganho médio diário, ganho de peso vivo por área (GPV/ha), escore de condição corporal inicial dos animais. Foram realizados a determinação dos componentes morfológicos, folha, colmo e o material morto, do capim-annoni e de outras espécies (maior parte nativas); dos quais foram avaliados o teor de proteína bruta (PB) e de fibra em detergente neutro (FDNcp, corrigida para cinzas e PB).

Os valores médios observados de massa de forragem disponível, carga animal, oferta de forragem total e verde oscilaram entre 2.800 a 3.700 kg de matéria seca/ha, 450 a 600 kg PV/ha, oferta de forragem total entre 16 a 20 kg de MS/100 kg de PV e oferta de forragem verde 10 a 15 kg de MS/100 kg de PV. Em cada uma das três fases de avaliação a massa de forragem, a carga animal e a oferta de forragem não apresentaram diferenças entre os tratamentos. Este fato permite inferir que as diferenças verificadas no desempenho produtivo e reprodutivo dos animais estão associadas aos tratamentos de suplementação e, desse modo, às dietas por eles consumidas. As determinações bromatológicas apresentaram os seguintes valores médios obtidos das três fases de avaliação: a) PB - 8,8; 5,9; 4,4; e 11,1% para folha e colmo de capim-annoni, material morto e outras espécies (maioria espécies de gramíneas nativas com dominância de grama-de-forquilha), respectivamente; b) FDNpc - 79,0; 83,1; 80,0; e 66%, para folha e colmo de capim-annoni, material morto e outras espécies, respectivamente. As médias ponderadas de PB e FDNpc da forragem disponível foram 5,9 e 77,8%, respectivamente, e a participação porcentual do componente “outras espécies” na matéria seca oscilou entre 2,5% e 7,3%. Uma fração considerável do nitrogênio presente na FDNcp encontra-se na forma indisponível. No conjunto, os valores médios de PB da matéria seca estão aquém do valor crítico mínimo de 7%, abaixo do qual a ingestão de nitrogênio não satisfaz as exigências dos microorganismos do rúmen (Van Soest 1994). Os valores médios de FDNpc, por sua vez, são extremamente elevados, limitando a ingestão.

De um modo geral, se observou a tendência dos ganhos de peso, registrados nos tratamentos com sal proteinado, ser superior aos observados com apenas sal comum, nas três fases de avaliação (Tabela 25.4). Os ganhos, na primeira fase de avaliação, foram favorecidos em parte, pelo fato das novilhas se encontrarem numa fase de menor exigência nutricional e, também, pela pastagem estar em crescimento ativo e com maior proporção de material verde. Na segunda fase de avaliação, os ganhos de peso dos animais caíram para valores em torno de 50% menores do que os registrados na primeira fase, pois os animais estavam em gestação e, portanto, numa fase fisiológica de alta exigência nutricional, somado ao fato das plantas estarem em avançado estágio de desenvolvimento que, associado às baixas temperaturas do período frio, restringiram o crescimento de novos perfilhos, provocando acúmulo de material morto e reduzindo o valor nutritivo da pastagem. Na terceira fase, as exigências nutricionais das vacas primíparas são muito altas em razão de terem que se recuperar do parto, alimentar seus terneiros e talvez conceber e repetir cria. Como resultado, em todos os tratamentos de suplementação, as vacas perderam peso (Tabela 25.4), sendo que as que receberam sal comum ainda perderam condição

de escore corporal caindo de 2,7 para 2,5, enquanto as vacas dos demais tratamentos mantiveram seus escores em torno de 2,9, todos considerados muito baixos.

Os ganhos de peso dos terneiros não foram influenciados pelos tratamentos, e variaram de 466 a 543 g/terneiro. A produção de leite das vacas não foi influenciada pelos tratamentos, sendo as produções médias de 5,3 litros/dia no início da lactação e de 1,3 litros/dia no final. Cabe ainda destacar, que o desempenho reprodutivo das vacas que receberam sal reprodução e sal proteinado associado ao “creep-feeding”, atingiu uma taxa média de natalidade de 62,5%, enquanto as vacas expostas aos demais tratamentos atingiram a taxa média histórica de 50% registrada no rebanho de bovinos de corte no RS, ou seja não repetiram cria.

Com a finalidade de descrever as variações da vegetação pelas espécies presentes nos oito poteiros, Carlotto (2008) realizou levantamentos da composição florística da vegetação em oito unidades amostrais demarcadas ao longo de gradientes de relevo topo, encosta e baixada. Os levantamentos foram realizados nos dias 9/10/2005 (primavera), 24/06/2006 (inverno) e 03/02/2007 (verão). A estimativa de abundância-cobertura das espécies presentes em cada parcela experimental foi realizada em oito quadros permanentes de 0,5m x 0,5m por poteiro (Girardi-Deiro & Gonçalves 1987).

Os tratamentos de suplementação não influenciaram a composição florística dos piquetes nos três levantamentos realizados na pastagem nativa dominada por capim-annoni. Desse modo, supõe-se que os efeitos dos tratamentos de suplementação sobre o comportamento ingestivo dos animais tenham sido independentes da composição florística da pastagem. A ausência de resposta aos tratamentos deve-se, possivelmente, também ao pequeno consumo dos suplementos pelos animais (entre 50 a 150 g/animal/dia), à pequena oscilação da massa de forragem entre os piquetes (2,8 a 3,5 t/ha) e ao curto período de avaliação. Nos três levantamentos foram identificadas 90 espécies e 23 famílias assim distribuídas: 66 espécies no primeiro levantamento (primavera) em 19 famílias, 43 espécies no segundo levantamento (inverno) em 15 famílias e 27 espécies no terceiro levantamento (verão) em 10 famílias. Registrou-se a ocorrência de 31 espécies ruderais nos três levantamentos florísticos, representando 34% das espécies residentes no local. As famílias mais abundantes em número de espécies foram, em ordem decrescente, *Poaceae*, *Asteraceae*, *Fabaceae* e *Cyperaceae*, sendo que a primeira família contribuiu com 30 espécies. A predominância destas famílias também foi observada por outros autores (Boldrini 1993, Focht 2001, 2008). Boldrini (1993), em pesquisa realizada na mesma região ecoclimática do presente trabalho, registrou, em 10 levantamentos durante cinco anos, a ocorrência de 209 espécies, representadas por 37 famílias, sendo que 68,8% destas pertenciam a cinco famílias. Focht (2001), em área de pastagem nativa, na mesma região ecoclimática, em dois levantamentos durante um ano, encontrou 149 espécies distribuídas em 30 famílias, sendo que das espécies encontradas, 36 eram ruderais. As famílias predominantes encontradas nestes trabalhos são semelhantes às observadas no presente estudo. No entanto, o número de famílias e de espécies por família observadas foram inferiores aos encontrados por aqueles autores. O menor número de famílias e espécies pode ser atribuído à elevada abundância de capim-annoni, bem como por um provável efeito alelopático negativo do capim-annoni sobre as espécies nativas (Ferreira *et al.* 2008). Tem sido afirmado de senso comum que a invasão da pastagem nativa pelo capim-annoni reduz a frequência/cobertura de espécies forrageiras nativas, podendo provocar o desaparecimento temporário de algumas. Provavelmente, este desaparecimento também pode decorrer do pastejo repetido nos sítios formados por espécies nativas de elevada palatabilidade. A remoção intensa de partes vegetativas das espécies mais palatáveis pela

▼ Tabela 25.4 | Efeito da suplementação protéica e mineral sobre ganho médio diário (g/animal) dos animais nas três fases de avaliação. Granja São Lucas, Rio Pardo, RS.

Suplementos	Novilhas de sobreano (Primavera)	Novilhas gestantes (Outono-inverno)	Vacas primíparas (verão-outono-inverno)
Sal comum	218	77	-141
Sal mineral	280	180	-92
Sal proteinado	424	270	-24
Sal proteinado+sal reprodução	411	206	-10
Média	333	183	-67

Tabela adaptada (Brüning 2007, Garcia 2008, Pellegrini *et al.* 2008a, Pellegrini *et al.* 2008b).

herbivoria pode reduzir as suas frequências ou mesmo serem eliminadas, enquanto que as de menor palatabilidade podem ser incrementadas por estarem numa condição de reduzida competição (Burrows 1990). Neste processo, espécies menos palatáveis e rejeitadas pelos animais, tal como o capim-annoni, têm a oportunidade de se desenvolverem numa condição de baixa competição e aumentarem em abundância (Medeiros & Focht 2007).

Dentre as espécies com frequência maior ou igual a 50%, em cada um dos três levantamentos, sete estiveram presentes em todos eles (*Eragrostis plana*, *Paspalum notatum*, *Desmodium incanum*, *Hypoxis decumbens*, *Vernonia nudiflora*, *Andropogon lateralis*, *Piptochaetium montevidense*). Apenas o capim-annoni foi registrado em todas as unidades amostrais nos três levantamentos florísticos. Os resultados destas avaliações permitem concluir que a elevada e homogênea abundância do capim-annoni e a sua presença em qualquer situação de relevo provocam forte redução na riqueza florística da pastagem nativa, concordando com o que tem sido afirmado de senso comum, que áreas de pastagem nativa invadidas por capim-annoni apresentam menor riqueza.

Um aspecto relevante refere-se a presença do “pega-pega” (*Desmodium incanum*) em 95% das unidades amostrais avaliadas neste estudo, demonstrando que ele se mantém na pastagem nativa dominada por capim-annoni, não sendo prejudicado pelo efeito alelopático registrado para outras espécies (Coelho 1986, Ferreira *et al.* 2008). Este fato sugere a necessidade de se realizar pesquisas com o objetivo de identificar práticas de manejo que favoreçam o aumento da sua frequência e contribuição na forragem disponível, tais como aplicações de corretivos e fertilizantes fosfatados (Moojen 2001). No caso particular de pastagens nativas dominadas por capim-annoni, o aumento da abundância desta leguminosa nativa perene é altamente desejável para melhorar a qualidade da forragem produzida, além de sua provável contribuição no aporte de nitrogênio para todo o ecossistema.

Considerações finais

Em razão da alta proporção das pastagens nativas já atingidas pela invasão do capim-annoni no RS, a situação atual exige que medidas efetivas para o controle e contenção da sua expansão sejam prontamente implementadas, a fim de evitar um provável desastre ecológico no bioma Pampa e seus prejuízos ambientais e socioeconômicos. Há mais de 40 anos esta situação vem sendo denunciada por técnicos e produtores, revelando claramente o enorme perigo desta invasão biológica que ameaça a integridade florística e a produtividade animal das pastagens nativas no Bioma Pampa.

As pesquisas realizadas ao longo das últimas quatro décadas, sumarizadas neste capítulo, oferecem informações úteis para definir algumas estratégias e ações eficazes no sentido de combater ou controlar a expansão geográfica ou territorial do capim-annoni, e até mesmo de estabelecer um convívio amistoso com esta gramínea, através da utilização de pastagens nativas infestadas pela invasora. Entretanto, por melhor que seja o atual suporte científico proporcionado pelas pesquisas, este alicerce ainda é insuficiente para solucionar adequadamente os problemas causados por esta invasora no Rio Grande do Sul. Apesar do esforço realizado na implementação das recomendações da pesquisa, os seus efeitos práticos no controle do capim-annoni não foram efetivos. A oportunidade de recuperar este “tempo perdido” depende de colocar em prática as recomendações disponíveis e implementar vigorosamente novos projetos e políticas pertinentes de modo intenso e contínuo.

Para atingir um nível satisfatório de sucesso, com relevante redução do agravamento da atual situação, um programa permanente de prevenção da contaminação das pastagens nativas livres de capim-annoni, discutido e elaborado em conjunto entre os setores públicos e privado, deve ser colocado em prática. Contudo, conforme demonstrado neste capítulo, o aumento da altura da pastagem e de seu resíduo pode evitar a invasão e, por isso, deve ser recomendada e priorizada neste programa.

Em razão da grande extensão da área já invadida pelo capim-annoni, é necessário avançar no desenvolvimento de um conjunto de práticas de manejo para a utilização racional e sustentável destes campos. A dificuldade para desenvolver estas técnicas reside no pastejo seletivo, com os animais preferindo consumir as espécies nativas mais palatáveis, em detrimento do capim-annoni. Esta seletividade varia com a espécie vegetal e com a idade das plantas, com a carga e a espécie animal, sendo maior em ovinos do que em bovinos. Em razão destes fatos, avaliações dos efeitos da manipulação de níveis de oferta de forragem com categorias de bovinos menos exigentes e de espécies de herbívoros menos seletivos, pastejo misto bovino-ovino, ajustado para cada estação de crescimento, uso de pastejo rotativo ou diferimentos, suplementação protéica e mineral e/ou energética, especialmente no período frio para rebaixar as touceiras do capim-annoni não consumido na estação de crescimento, sobre a dinâmica do capim-annoni, poderiam indicar o potencial destas práticas na restauração da frequência “original” das principais espécies nativas de bom valor nutritivo. A introdução de gramíneas e de leguminosas nativas ou o aumento da frequência de espécies altamente desejáveis, como *Desmodium incanum* por meio da calagem e adubação fosfatada, roçadas estratégicas ou fenação para evitar a produção de sementes da invasora, também podem contribuir para a restauração das espécies nativas de maior valor nutritivo. As ferramentas de manejo de prevenção e controle do capim-annoni, discutidas neste capítulo, devem ser aprimoradas por meio de projetos de pesquisa alicerçados em princípios ecológicos, multidisciplinares, integrados entre universidades e instituições de pesquisa regionais, nacionais e internacionais, empresas privadas e produtores rurais.

Agradecimentos

Os autores agradecem o inestimável apoio do professor Valério De Patta Pillar, no planejamento dos experimentos com capim-annoni e sua valiosa contribuição na revisão deste capítulo, bem como a UFRGS, FAPERGS, CNPq, CAPES, Sindicato Rural de Dom Pedrito, Estância Guatambu, Fazenda São Lucas, Tortuga Companhia Zootécnica Agrária e Sindicato Rural de Rio Pardo pelo apoio logístico e financeiro recebido para a execução dos trabalhos de pesquisa com capim-annoni, muitos dos quais, relatados neste capítulo.

Referências

- Andrews T.S. 1995. Dispersal of Seeds of Giant *Sporobolus* spp. after Ingestion by Grazing Cattle. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 35: 353-356.
- Boldrini I.I. 1993. *Dinâmica de Vegetação de uma Pastagem Natural sob Diferentes Níveis de Oferta de Forragem e Tipos de Solos, Depressão Central, Rio Grande do Sul*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 262.
- Bray S.G., Cahill L., Paton C.J. & al. e. 1998. Can cattle spread giant rats tail grass seed (*Sporobolus pyramidalis*) in their faeces? Disponível em: <<http://www.regional.org.au/au/asa/1998/6/030bray.htm>> Acesso: 04/04/2005.
- Brüning G. 2007. *Efeito da suplementação mineral e protéica na composição químico-bromatológica da forragem e desempenho de novilhas em pastagem nativa dominada por capim-annoni-2 na Depressão Central, RS*. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 140.
- Burrows C.J. 1990. *Processes of vegetation change*. Unwin Hyman, London, 551 p.
- Carlotto S.B. 2008. *Comportamento ingestivo diurno de vacas primíparas em pastagem nativa dominada por capim-annoni-2 em função de suplementação protéica e mineral*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 157.
- Coelho R.W. 1986. Substâncias Fitotóxicas Presentes no Capim Annoni-2. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 21: 255-263.
- Couto A.C.A.d. 1994. *Avaliação de duas espécies de Brachiaria visando controlar a reinvasão por Eragrostis plana Nees*. Dissertação de Mestrado, Zootecnia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, p. 161.
- Davis M.A., Grime J.P. & Thompson K. 2000. Fluctuating Resources in Plant Communities: a General Theory of Invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
- Ferreira N.R. 2007. *Controle ecológico de focos dispersores de capim-annoni-2 em acostamentos de rodovias*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 101.
- Ferreira N.R., Medeiros R.B. & Soares G.L.G. 2008. Potencial alelopático do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) na germinação de sementes de gramíneas perenes estivais. *Revista Brasileira de Sementes* 20: 43-50.
- Figueiró P. 1976. Resposta do capimannoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) ao pastejo com ovinos. In: *13 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ Salvador, pp. 281-282.
- Focht T. 2001. *Padrões espaciais em comunidades vegetais de um campo pastejado e suas relações com fatores do ambiente*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 132.

- Focht T. 2008. *Ecologia e dinâmica do capim-annoni-2 (Eragrostis plana Nees), uma invasora dos Campos Sulinos: prevenção da sua expansão*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 157.
- Garcia R.P.A. 2008. *Avaliação da suplementação mineral e protéica no desempenho produtivo de novilhas gestantes em pastagem nativa dominada por capim-annoni-2*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 80.
- Girardi-Deiro A.M. & Gonçalves J.O.N. 1987. Determinação do Tamanho e Número de Amostras da Vegetação do Campo Natural em Bagé, RS. In: *Coletânea das Pesquisas Forrageiras*. EMBRAPA-CNPO Bagé, pp. 91-102.
- Gonzaga S.S. & Coelho R.W. 1993. Manejo de pastagem de *Agrostis capillaris* Consorciado com *Lotus corniculatus* visando controlar a reinvasão com *Eragrostis plana*. In: *Reunião Regional de Avaliação de Pesquisa dom Annoni-2*. EMBRAPA-CPPSUL Bagé, pp. 5-23.
- Guterres E.P. 1993. Considerações sobre o estabelecimento de forrageiras em áreas inçadas com capimannoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) na Estação Experimental Zootécnica de Tupanciretã. In: *Reunião Regional de Avaliação de Pesquisa com Annoni-2*. EMBRAPA-CPPSUL Bagé, pp. 5-23.
- Hórus I. 2009. Espécies Exóticas Invasoras: Fichas técnicas/*Eragrostis plana*. URL <www.institutohorus.org.br/download/fichas/Eragrostis/plana.htm>
- Leal T.C., Nunes R.V.O. & Silva V.S. 1973. Performance de Novilhos em Pastagens de *Eragrostis plana* Nees e Campo Nativo, com e sem Adubação. In: IPZFO Tupanciretã.
- Lisboa C.A.V., Medeiros R.B., Azevedo E.B. et al. 2009. Germinação de sementes de capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Ness) recuperadas em fezes de bovinos. *Revista Brasileira de Zootecnia* 36: 405-410.
- Medeiros R.B. & Focht T. 2007. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Ness) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 13: 105-114.
- Medeiros R.B., Focht T., Freitas M.R. & Menegon L.L. 2006. Longevidade de Sementes de Capim-Annoni-2 em Solo de Campo Natural. In: *21 Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul*. Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul Pelotas.
- Medeiros R.B.d., Pillar V.D. & Reis J.C.L. 2004. Expansão de *Eragrostis plana* Ness. (Capim Annoni-2) no Rio Grande do Sul e indicativos de controle. In: *20 Reunión del Grupo Técnico Regional del Cono Sur en Mejoramiento y Utilización de los Recursos Forrajeros del Área Tropical y Subtropical*. Grupo Campos Salto, pp. 208-211.
- Mohler C.L. 2001. Weed Evolution and Community Structure. In: *Ecological Management of Agricultural Weeds* (eds. Liebman M, Mohler CL & Staver CP). Cambridge University Cambridge, pp. 444-493.
- Moojen, E. L. 1991. *Dinâmica e potencial produtivo de uma pastagem nativa do Rio Grande do Sul submetida a pressões de pastejo, época de diferimento e níveis de adubação*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 231p.
- Nascimento A. & Hall G.A.B. 1978. Estudos Comparativos de Capim Annoni-2 (*Eragrostis plana*) e Pastagem Nativa de Várzea da Região de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 1. Características Químico-Bromatológicas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 13: 7-14.
- Ocuppaugh W.R., Stuth J.W. & Archer S.S. 1993. Recovery and germination of switchgrass seed fed to cattle. In: *17 International Grassland Congress* (ed. Osmond G). International Grassland Society The University of Adelaide, Waite Agricultural Institute, pp. 316-319.
- Pellegrini C.B., Medeiros R.B., Carlotto S.B. et al. 2008a. Efeito da suplementação protéica e mineral de vacas de corte sob pastejo no desenvolvimento de seus bezerros. In: *22 Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur – Grupo Campos* (Anais...). Minas, Lavalleya: INIA, Uruguai. pp. 216-217. CD-ROM.
- Pellegrini C.B., Medeiros R.B. & Saibro J.C. 2008b. Suplementação protéica e mineral de vacas de corte em pastagem nativa dominada por capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Ness). In: *22 Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur – Grupo Campos* (Anais...). Minas, Lavalleya: INIA, Uruguai. p. 216. CD-ROM.
- Reis J.C.L. 1993. Capimannoni-2: Origem, Morfologia, Características, Disseminação. In: *2 Reunião Regional de Avaliação de Pesquisa com Annoni-2* (ed. EMBRAPA-CPPSUL). EMBRAPA-CPPSUL Bagé, pp. 5-23.
- Reis J.C.L. & Coelho R.W. 2000. Sucessão de culturas no controle do capimannoni-2. In: *37 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia* (eds. Nascimento Jr. D et al). SBZ Viçosa.
- Reis J.C.L. & Oliveira O.L.P. 1978. Considerações sobre o Capim Annoni 2. In: *Circular Técnica*. EMBRAPA-UEPAE Bagé, p. 8.
- SARS 1978. Relatório e apreciação sobre o valor nutritivo, produtividade e comportamento do “capim Annoni 2” (*Eragrostis plana* Nees). In: *Relatório*. IPZFO, Secretaria Agricultura do Rio Grande do Sul Porto Alegre, p. 13.
- Schneider A.A. & Irgang B.E. 2005. Florística e fitossociologia de vegetação viária no município de Não-Me-Toque, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 1: 49-62.
- Silva V.P.S., Leal T.C., Gomes D.B. & al. e. 1973. Performance de Novilhos em Pastagens de *Eragrostis plana* (capimannoni-2) e Campo Nativo, com e sem Fertilização. In: *Anuário Técnico do IPZFO*. IPZFO Porto Alegre, pp. 117-118.
- Simão Neto M., Jones R.M. & Ratcliff D. 1987. Recovery of pasture seed ingested by ruminants:1-Seed of six tropical pasture species fed to cattle, sheep and goats. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 27: 239-246.
- Van Soest P.J. 1994. *Nutritional Ecology of the Ruminant*. Cornell University Press, New York, 476 p.



Cerros Florentina, Palomas e dos Munhoz, Santana do Livramento, RS.
Acervo Labgeo/Centro de Ecologia da UFRGS.



Capítulo 26

Os desafios da ciência das pastagens européias são relevantes para os Campos Sulinos?¹

Jean-François Soussana²

Introdução

Na Europa, as pastagens naturais são uma das formas predominantes de uso da terra, cobrindo 80 milhões de hectares, ou 22% das terras da União Européia (EU-25) (EEA 2005). As pastagens naturais européias sustentam um importante número de herbívoros domésticos, 150 milhões de vacas e 150 milhões de ovelhas, aproximadamente 15% da população animal global (FAO 2003). A maior parte das pastagens naturais européias são mantidas com pastejo ou ceifa, sendo a frequência e a intensidade de cada um cruciais para a proteção das pastagens naturais e das espécies que elas abrigam. A pressão sobre habitats pastoris está aumentando progressivamente. Em 20 anos, a área de pastagens naturais e artificiais permanentes no oeste europeu reduziu em 12% (E.C. 1999). Especialmente em sistemas de produção de leite, parte das pastagens semi-naturais tem sido substituídas por pastagens semeadas, que são supridas com altas taxas de suplemento de fertilização de nitrogênio orgânico e inorgânico. Por outro lado, as pastagens naturais extensivamente manejadas em áreas de menor importância são parcialmente abandonadas e 60% da área recentemente florestada na União Européia foi anteriormente pastagem permanente ou área de produção de feno (EEA 2005). Essa situação assemelha-se àquela dos Campos Sulinos, onde a área de abrangência dos campos naturais diminuiu em muitas regiões (Baldi & Paruelo 2008) como um resultado da recente expansão de lavouras.

Existem, no entanto, algumas grandes diferenças no manejo das pastagens naturais na Europa e no sul do Brasil. Grande parte das pastagens naturais na Europa são fertilizadas com taxas anuais de mais de 100 kg N/ha (Fig. 26.1). Em contraste com os Campos Sulinos, o pastejo na Europa é sazonal.

Foto de abertura: Valério Pillar. Lavouras no Planalto Médio, RS.

¹ Este capítulo foi originalmente escrito em inglês. Tradução: Carolina C. Blanco e Alessandra Fidelis

² INRA, UR874 Grassland Ecosystem Research, Clermont-Ferrand, France. E-mail:soussana@clermont.inra.fr. INRA, UREP, 234 Avenue du Brézat, F-63100, France.

Devido à grande variabilidade na temperatura e precipitação ao longo do continente, o início da estação de pastejo varia entre Fevereiro e Junho e sua duração potencial fica entre 60 e 180 dias (Fig. 26.2). A maioria dos campos manejados na Europa são cortados, no mínimo, uma vez por ano para a produção de feno e silagem e, portanto, a fração do campo utilizada para pastejo é relativa-

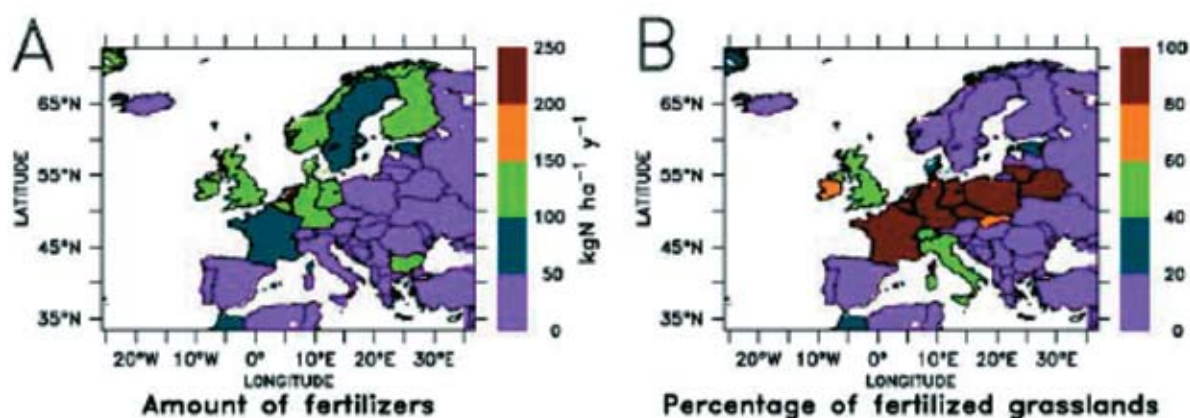


Figura 26.1 Quantidade de suplemento anual de fertilizantes à base de N e a porcentagem de pastagens naturais fertilizadas em países da Europa (Vuichard *et al.* 2007).

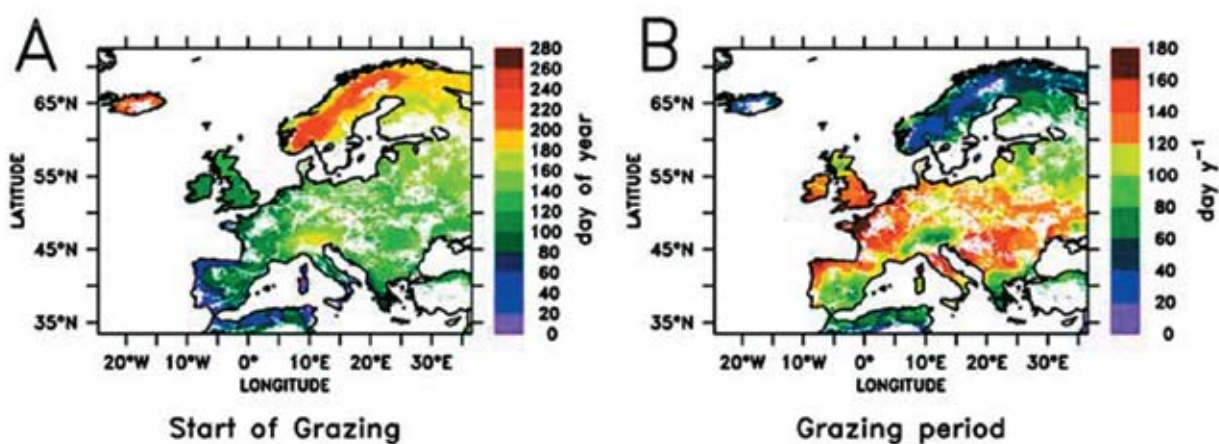


Figura 26.2 Dia do ano para o começo do pastejo e duração do período de pastejo nas pastagens naturais européias (estimativa baseada no clima). Modificado de (Vuichard *et al.* 2007).

mente pequena (Fig. 26.3). O pastejo é usualmente organizado com rotação entre potreiros, sendo cada potreiro submetido a uma instantânea e alta lotação animal por um curto período de tempo (uma ou duas semanas, por exemplo). Essas práticas de manejo levam à utilização de uma alta fração da produtividade primária líquida acima do solo com ceifa ou pastejo. Por outro lado, em áreas montanhosas e secas, campos grossos (*rough grasslands*) são extensivamente pastejados no verão, uma prática que se assemelha mais às práticas de pastejo nos Campos Sulinos.

Assim como no sul do Brasil, as áreas definidas como habitats de pastagem ‘semi-natural’ na Europa são o lar de muitas espécies valiosas. Estima-se que metade de todas as espécies depende de habitats agrícolas incluindo cerca de 40% de pastagens naturais permanentes (EEA 2005). As pastagens semi-

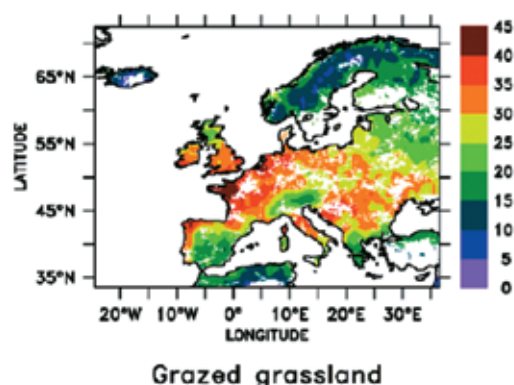


Figura 26.3 Distribuição na Europa da proporção de campos pastejados (porcentagem da área total de pastagens naturais). Simulações feitas com o modelo PASIM (Vuichard *et al.* 2007).

naturais muitas vezes são *hot spots* de biodiversidade e abrigam muitas plantas especializadas, animais e microorganismos, todos interligados numa grande variedade de microhábitats (Marriott *et al.* 2004, Clergue *et al.* 2005).

Conseqüentemente, na Europa, alguns dos tópicos de conservação da natureza mais críticos relacionam-se hoje a mudanças de práticas tradicionais para práticas modernas em hábitats que são usados para pastejo e para o abandono da terra de cultivo em algumas outras áreas onde a intensificação não é possível ou não é economicamente viável (EEA 2005).

A mudança global afetará os biomas campestres em todo o mundo. A queima de combustíveis fósseis pelo homem tem feito com que as concentrações médias de CO₂ na atmosfera aumentem e excedam 380 $\mu\text{mol mol}^{-1}$, um nível que é 32% maior do que em períodos pré-industriais (Keeling & Whorf 2005). Pelo fato do CO₂ absorver energia de ondas longas, ele aquece a superfície da Terra. Predições sobre a futura concentração atmosférica de CO₂ no ano de 2100 variam entre 540 e 970 $\mu\text{mol mol}^{-1}$ (Houghton *et al.* 2001). Entradas adicionais de carbono na atmosfera produzirão mais aquecimento e podem contribuir para a ocorrência de mais períodos de calor (Meehl & Tebaldi 2004).

Os solos das pastagens naturais são grandes estoques de carbono (C), podendo agir como um reservatório bruto de CO₂ atmosférico (isto é, seqüestro de C). O óxido nitroso (N₂O) é emitido por solos fertilizados e por sistemas de descarga de estoque animal (Freibauer *et al.* 2004). A fermentação entérica produz metano (CH₄), que é emitido pelo rebanho e pode ser trocado com o solo. Portanto, as pastagens naturais contribuem para a troca biosfera-atmosfera de gases de traço radiativamente ativo, com seus fluxos intimamente ligados ao manejo (Soussana *et al.* 2004).

Uma busca por literatura na base de dados *CAB Abstracts* para os últimos cinco anos usando-se ‘grassland’ como palavra-chave teve combinações com: ‘biodiversidade’, ‘mudança climática’ e ‘seqüestro de carbono ou gases do efeito estufa’. Essa pesquisa gerou 1513, 1047 e 470 referências, respectivamente, mostrando uma pesquisa ativa em andamento em cada um desses campos. No entanto, houve apenas cinco referências que consideravam todas as palavras-chave. Interconexões entre biodiversidade, mudança climática e seqüestro de carbono são, portanto, raramente discutidas para ecossistemas de pastagens naturais.

Tópicos sobre biodiversidade, mudança climática, seqüestro de C e sistemas de produção estão altamente interconectados nos ecossistemas de pastagens naturais e deveriam ser considerados juntos durante o planejamento de práticas de manejo pelos seguintes motivos:

- ambos biodiversidade e estoques de C (*i.e.*, matéria orgânica do solo) são vulneráveis à mudança climática,
- a biodiversidade e a matéria orgânica do solo podem favorecer a resiliência das pastagens naturais à mudança climática,
- ambas biodiversidade e matéria orgânica do solo afetam a taxa de seqüestro de carbono,
- as práticas agrícolas, que agem sobre esses fluxos e taxas de mudanças são planejadas no nível da propriedade de um modo consistente e são direcionadas por fatores sócio-econômicos.

Neste contexto, existem novos riscos (induzidos pela mudança climática), novas oportunidades (relacionadas ao seqüestro de carbono e à conservação da biodiversidade, por exemplo) e novos desafios (envolvendo manejo do campo e práticas agrícolas) para as pastagens naturais manejadas. Esses riscos e oportunidades são discutidos no contexto europeu, sendo abordada sua relevância para os Campos Sulinos.

Biodiversidade, serviços ambientais e mudança climática global

Pressões e impactos sobre a biodiversidade das pastagens naturais

Na Europa, a intensificação agrícola, especialmente o uso de arado e ressemeadura e uma mudança de feno para a produção de silagem nos últimos 50 anos resultaram na perda da biodiversidade (flora e fauna) associada às pastagens semi-naturais. Enquanto campos ricos em espécies têm sido o foco de esforços de conservação da natureza (Jefferson 2005), também têm sido feitas tentativas para recuperar pastagens semi-naturais em solos anteriormente arados (Walker *et al.* 2004).

Os impactos no uso de fertilizantes e dos regimes de pastejo e ceifa na dinâmica de vegetação foram amplamente estudados no passado. Estudos recentes têm focado, mais do que antes, nas pastagens naturais que são intensamente utilizadas e que são mais freqüentemente caracterizadas por um baixo nível de diversidade de plantas. Mudanças dramáticas na dominância de espécies de plantas têm sido registradas (Marriott *et al.* 2004, Clergue *et al.* 2005). As pastagens naturais representam um hábitat importante e uma fonte de alimento para muitas espécies de aves protegidas (Inchausti & Bretagnolle 2005). Tal papel das pastagens naturais na conservação da biodiversidade pode ser analisado somente no nível de paisagem e necessariamente deve considerar as forças sócio-econômicas que determinam o sistema de uso da terra e sua evolução.

De acordo com modelos empíricos baseados em nicho, as mudanças projetadas na temperatura e precipitação possivelmente levarão a grandes mudanças na distribuição de espécies de plantas, com efeitos negativos na biodiversidade em escalas regional e global (Thomas *et al.* 2004, Thuiller *et al.* 2005b, a). Embora tais predições dos modelos sejam altamente incertas, experimentos dão suporte ao conceito de mudanças rápidas na composição de espécies de plantas e na diversidade sob CO₂ elevado, com interações complexas com outros agentes de mudança global (Teyssonneyre *et al.* 2002, Zavaleta *et al.* 2003, Picon-Cochard *et al.* 2004).

Em ambas misturas binárias e pastagens semi-naturais, o CO₂ elevado resultou num aumento na abundância de leguminosas fixadoras de N₂ e na fixação biológica de N₂. O manejo distingue essa resposta à medida que o CO₂ elevado aumentou a proporção de herbáceas, quando não freqüentemente desfolhadas, e de leguminosas, quando freqüentemente desfolhadas (Teyssonneyre *et al.* 2002). Em estudos subsequentes de competição inter-específica entre gramíneas, observou-se que espécies de gramíneas que capturam relativamente mais luz por unidade de área da folha em campos mistos do que suas competidoras e que possuem alta eficiência no uso do nitrogênio (Soussana *et al.* 2005), tornam-se progressivamente dominantes sob condições de CO₂ elevado.

Muitos impactos significativos da mudança climática podem emergir através de mudanças na intensidade e freqüência de eventos climáticos extremos. As secas, em particular, têm um importante papel na dinâmica da pastagem, embora uma chuva de inverno mais intensa e tempestades mais freqüentes também têm implicações na erosão do solo e na qualidade da água. Durante o verão de 2003, a produção de forragem foi reduzida em 30% na França (COPA & COGEA 2003) como resultado de uma onda de calor no verão com temperaturas de mais de 6°C acima daquelas dos registros anteriores e um déficit de precipitação de mais de 300 mm ano⁻¹ (Schär *et al.* 2004). Uma quantidade elevada de CO₂ atmosférico reduz a sensibilidade a baixas precipitações da maioria dos ecossistemas terrestres (Morgan *et al.* 2004). No entanto, uma diminuição na precipitação de verão no sul da Europa, acompanhada por temperaturas altas e crescentes que aumentam a evapotranspiração, poderiam levar inevitavelmente a secas mais freqüentes e mais intensas (Lehner *et al.* 2005).

Tais condições climáticas podem causar um estresse significativo na biodiversidade das pastagens naturais e levar a um aumento na vulnerabilidade do ecossistema. De fato, tem sido mostrado que aquecimento e precipitação alterada afetam a estrutura da comunidade de plantas e a diversidade de

espécies em experimentos de manipulação da precipitação (Zavaleta *et al.* 2003, Klein *et al.* 2005). A resiliência das espécies de pastagens perenes à seca também é afetada por inúmeros parâmetros, tais como, profundidade de raiz, fechamento estomático em resposta ao baixo potencial de água do solo, reservas de C e N e habilidade em rebrotar ramos de gemas dormentes. A vulnerabilidade diferencial ao calor e aos eventos de seca das espécies coexistentes irá claramente desempenhar um papel crescente na formação da estrutura da comunidade vegetal diante da mudança climática.

No entanto, nosso entendimento da sensibilidade e da resiliência das pastagens naturais a tais eventos climáticos extremos ainda é limitado. Têm-se assumido que a biodiversidade oferece uma segurança contra os riscos climáticos (Yachi & Loreau 1999) e aumenta a produtividade primária líquida (Hector *et al.* 1999). No entanto, o papel da biodiversidade na adaptação das pastagens naturais à variabilidade climática não tem sido acessada experimentalmente. A dinâmica contínua e reversível da vegetação predomina em estados estáveis da mesma, ao passo que a dinâmica descontínua e irreversível ocorre quando os limites são ultrapassados e um estado estável substitui outro (Briske *et al.* 2005). Os limites climáticos para a biodiversidade na maioria das vezes interagem com a fertilização e o manejo da pastagem natural, que modificam as interações competitivas entre plantas vizinhas (Soussana & Lafarge 1998), assim como o comportamento de pastejo de herbívoros domésticos (Parsons & Dumont 2003).

O papel da variabilidade climática tem contribuído para mudar a ênfase de um paradigma de equilíbrio para um paradigma de não-equilíbrio na ciência das pastagens extensivas (Briske *et al.* 2003). Nas pastagens naturais temperadas, as secas subseqüentes poderiam resultar numa dinâmica de não-equilíbrio da vegetação e dos sistemas pastoris. A transição não reversível em direção a um novo estado do ecossistema campestre poderia ocorrer, especialmente como um resultado da baixa pressão de pastejo durante períodos de recuperação pós-seca.

Mudanças na sazonalidade da produção são uma conseqüência provável da mudança climática. O clima mais quente e o aumento de CO₂ podem ser benéficos para o crescimento da planta quando a água não é limitante. Em resposta à mudança climática, as estratégias de manejo, assim como os sistemas de produção, precisarão adaptar-se considerando as mudanças na biodiversidade de plantas. Serão necessários: alteração na rotação da pastagem, modificação dos períodos de pastejo e ceifa, alteração da forragem e da espécie/raça animal, alteração na integração de sistemas mistos pastagem/lavoura incluindo o uso de forragens semeadas adaptadas, reavaliação das aplicações de fertilizantes e o uso de suplementos e concentrados na alimentação (Howden *et al.* 2007).

De modo semelhante, a biodiversidade das pastagens naturais dos Campos Sulinos encara múltiplas pressões de mudanças no uso da terra, do sobrepastejo e, em algumas regiões, do abandono e do adensamento de arbustos (Overbeck *et al.* 2007). Esse bioma também estará sujeito ao aquecimento global, ao aumento da intensidade do El Niño Oscilação Sul e mudanças no padrão sazonal de chuvas (IPCC 2007). O balanço atual entre espécies C3 e C4 pode mudar no futuro. Os níveis futuros de CO₂ podem favorecer as plantas C3 em detrimento das C4 (Ziska 2003); porém, o oposto é esperado com a associação do aumento da temperatura e os efeitos permanecem incertos (Tubiello *et al.* 2007). O aumento do CO₂ também afetará a qualidade da forragem ao reduzir o conteúdo de proteína da folha em gramíneas C3 (Picon-Cochard *et al.* 2004). Um aumento no conteúdo de leguminosas nos campos pode, contudo, compensar o declínio no conteúdo de proteína das espécies de plantas não-fixadoras (Picon-Cochard *et al.* 2004), contanto que outros nutrientes (*e.g.* fósforo) não sejam limitantes. O adensamento de espécies lenhosas também poderia ser favorecido pela elevação do CO₂ em áreas com baixa pressão de pastejo, uma vez que as plântulas de árvores e arbustos são mais receptivas à elevação de CO₂ do que as gramíneas C3 e C4 (Tubiello *et al.* 2007). Portanto, essas mudanças climáticas e atmosféricas irão requerer adaptações no manejo das pastagens naturais para ajudar a conciliar a produção do rebanho e a conservação da biodiversidade.

O papel da biodiversidade para os serviços ambientais em pastagens naturais manejadas

Os ecossistemas campestres fornecem serviços tais como a produção de alimento para o rebanho e o seqüestro de carbono no solo e devem ser manejados com objetivos de múltiplos propósitos relacionados às diferentes funções designadas às pastagens naturais: ambiente, biodiversidade, ecologia de paisagem e produção agrícola (Lemaire *et al.* 2005).

A diversidade da vegetação campestre tem sido descrita em termos de número de espécies e composição botânica. Uma análise funcional da vegetação pode ajudar a entender e prever o impacto do manejo das pastagens naturais de um modo mais geral. Interações planta-planta (Soussana & Lafarge 1998), planta-solo (Loiseau *et al.* 2005) e planta-herbívoros (Louault *et al.* 1997) contribuem para a regulação dos fluxos de N e C nos ecossistemas campestres e mediam as respostas da comunidade e do ecossistema a causadores externos como clima e mudança de manejo. A fixação biológica do N em sistemas baseados em leguminosas está intimamente relacionada à demanda de N em escalas que variam da planta como indivíduo ao ecossistema campestre (Hartwig 1998, Loiseau *et al.* 2001).

Uma abordagem conceitual para entender as conexões entre as espécies e o funcionamento do ecossistema usando atributos de plantas foi proposta por Chapin *et al.* (Chapin *et al.* 2000). A avaliação dos atributos funcionais das plantas permite propor duas questões. Quais atributos favorecem a seleção de um dado conjunto de espécies em uma comunidade? Como os atributos das espécies selecionadas controlam o funcionamento do ecossistema e a produtividade (Lavorel & Garnier 2002)? De acordo com a hipótese da razão de massa (Grime 1998), os atributos envolvidos na aquisição de recursos e uso no nível de espécie deveriam ser escalonados para o nível de funcionamento do ecossistema, contanto que os atributos sejam pesados pela contribuição da espécie na comunidade. No entanto, atributos individuais não deveriam ser considerados isoladamente, porque pares de atributos freqüentemente estão coordenados (Wright *et al.* 2004). Alguns conjuntos de atributos estão suficientemente bem relacionados para serem considerados formando uma única dimensão da variação da estratégia composta de vários atributos (Westoby & Wright 2006). Mudanças nos atributos de espécies de plantas dominantes mediam parcialmente os impactos das mudanças no uso da terra na vegetação e no funcionamento do ecossistema (Garnier *et al.* 2004).

Os atributos da folha também afetam a qualidade e o valor nutritivo da folhagem para os herbívoros. Uma grande área específica da folha aumenta a digestibilidade (Duru *et al.* 2004, Pontes *et al.* 2007). Um alto conteúdo de N na folha aumenta a sua qualidade e seletividade pelos herbívoros. Atributos que são evitados (tais como um alto conteúdo de matéria seca na folha) estão freqüentemente associados com baixa palatabilidade (Pontes *et al.* 2007). A identificação de tipos funcionais de plantas constitui uma abordagem poderosa para entender as respostas da vegetação às práticas agrícolas (Louault *et al.* 2005, Pillar *et al.* 2009). Portanto, existe uma necessidade de estudo das características agronômicas das espécies nativas mais abundantes (Peeters 2004) com o objetivo de sermos capazes de prever suas performances a partir de seus atributos em pastagens semi-naturais com grande diversidade de espécies.

Para tais estudos, os Campos Sulinos oferecem um modelo extraordinário dada a grande diversidade de espécies e a coexistência de muitos tipos funcionais de plantas (Pillar *et al.* 2009). A biodiversidade, em todos os seus componentes, (de genes a ecossistemas) precisa ser estudada nesse bioma, uma vez que a biodiversidade provavelmente aumenta a resiliência às condições de mudança ambiental. Abordagens sobre adaptação também serão necessárias na contribuição para deter a perda da biodiversidade e para fornecer um arcabouço adequado para sustentabilidade da água e manejo dos recursos do solo, à medida que aumenta a resiliência da produção do rebanho à mudança climática (Howden *et al.* 2007).

Oportunidades para o sequestro de carbono e a mitigação dos gases do efeito estufa em pastagens naturais manejadas

Entre 1990 e 2005, as emissões diretas do setor agrícola aumentaram 17% e esse aumento, na maioria das vezes, ocorreu nos países em desenvolvimento (IPCC 2007). A metodologia do inventário dos gases do efeito estufa usada pelo IPCC (IPCC 1996, 2006), contudo, inclui somente as emissões diretas no setor agrícola. Emissões indiretas de gases de efeito estufa geradas pelas atividades de produção através do uso de insumos (*e.g.* fertilizantes, suplementos, pesticidas) não pertencem ao setor agrícola, mas são contemplados por outros setores tais como a indústria (*e.g.* para a síntese e acondicionamento de fertilizantes à base de N inorgânico e de pesticidas orgânicos) e o transporte (*e.g.* transporte de fertilizantes e suplementos). As emissões do uso de eletricidade e combustível não são consideradas no setor de construção e transporte, respectivamente (IPCC 2006). As mudanças no uso da terra (*e.g.* desmatamento das florestas tropicais) induzidas pela agricultura, tais como a expansão das pastagens e das lavouras sobre os ecossistemas naturais, foram inicialmente reportadas no setor LULUCF (sigla para *Land-Use Change and Forestry*, Mudança no Uso da Terra e Silvicultura) (IPCC 1996). O IPCC (IPCC 2006) revisou a definição do setor ao criar o setor de agricultura, silvicultura e uso da terra (AFOLU), que inclui categorias de uso da terra (*e.g.* área de floresta, área de cultivo, pastagens naturais, áreas úmidas) e que são posteriormente subdivididas em áreas que permanecem na mesma categoria e áreas convertidas de uma categoria para outra.

Embora a abordagem setorial usada pelo IPCC seja apropriada para os inventários nacionais e regionais dos gases do efeito estufa, ela não reflete as emissões geradas diretamente ou indiretamente por produtos comercializados. Análises do ciclo de vida incluem emissões indiretas geradas pelo uso de insumos e atividades anteriores à cadeia produtiva. Com esta abordagem, estimou-se que o rebanho gera diretamente ou indiretamente 18% das emissões de gases do efeito estufa quando medido em equivalentes de CO₂ (FAO 2003). O rebanho produz 9% das emissões de CO₂ atmosférico. A última parte disso (*i.e.* 7%) deriva de mudanças no uso da terra – especialmente o desmatamento – causadas pela expansão das pastagens e das terras aráveis para lavouras de grãos usados na alimentação animal. O rebanho também emite 37% do metano atmosférico, grande parte vindo da fermentação entérica dos ruminantes. Ele emite 65% do óxido nitroso atmosférico, a grande maioria vem do estrume. Juntamente com seus potenciais de aquecimento global, num horizonte de 100 anos essas emissões de CH₄ e N₂O respondem por 6 e 5% das emissões em equivalentes de CO₂ (FAO 2003).

Os ecossistemas agrícolas estocam grandes reservas de C (IPCC, 2006), a maioria na matéria orgânica do solo. Historicamente, esses sistemas têm perdido mais de 50 Gt de C (Paustian *et al.* 1998, Lal 1999, 2004). No entanto, o sequestro de carbono no solo (sumidouros) é o mecanismo responsável pela maioria do potencial de mitigação do setor agrícola, com uma contribuição estimada de 89% para o potencial técnico (IPCC 2007), excluindo, contudo o potencial para a substituição de energia fóssil através do uso não agrícola de biomassa. No mundo todo, o potencial de sequestro de carbono orgânico do solo está estimado entre 0,01 e 0,3 Gigatoneladas de C por ano em 3,7 bilhões de hectares de pastagens permanentes (Lal 2004). Logo, o sequestro de carbono orgânico do solo pelas pastagens permanentes do mundo poderia potencialmente compensar mais de 4% das emissões globais de gases de efeito estufa.

Os métodos de manejo das pastagens que aumentam a produção de forragem como a fertilização com N mostraram ter um potencial para aumentar os estoques de C do solo (Rees *et al.* 2005). A reserva de carbono pode ser mantida por longo tempo somente se os nutrientes mais importantes para as plantas são adicionados ao ecossistema. Se a limitação de N for mais freqüente, o suprimento de N deve ser mantido (*e.g.* através da deposição de N atmosférico, fixação de N₂, suplemento de fertilizante com N) (Hungate *et al.* 2003, Fontaine *et al.* 2004) para a estocagem de C por longo tempo.

Em campos manejados para agricultura, a intensidade do pastejo e da ceifa tende a diminuir o sequestro de C no solo através do declínio na produtividade primária líquida causado por uma redução

no índice de área folhar e pela redução da parte da produtividade primária líquida que retorna ao solo (Soussana *et al.* 2007). No entanto, tem sido observada uma resposta compensatória da produtividade primária líquida ao pastejo moderado nas pastagens naturais e campos abertos, mostrando que o pastejo extensivo pode realmente favorecer o sequestro de carbono no solo quando comparado ao abandono da área (McNaughton 1993).

Com o avanço dos estudos de micrometeorologia das trocas de CO_2 na escala de ecossistema, as técnicas de medida de covariância do fluxo turbulento têm sido aplicadas às pastagens naturais e extensivas. Com 20 locais de pastagens naturais na Europa, Gilmanov *et al.* (*no prelo*) confirmaram as estimativas anteriores para a América do Norte (Follett 2001) de que o balanço entre a produtividade primária bruta e a respiração do ecossistema é positiva. No entanto, em contraste com as florestas, aproximadamente metade do carbono fixado é estocado na forragem, que é freqüentemente colhida e digerida fora do local de pastejo pelos ruminantes (Soussana *et al.* 2007).

De acordo com as primeiras medidas de fluxo de C, a média de seqüestro de C no local de pastejo alcança 74 e -231 g C/m² por ano para as pastagens naturais da Europa em solos minerais e solos orgânicos drenados, respectivamente (Soussana *et al.* 2007). De acordo com os dados do inventário das mudanças no estoque de C orgânico no solo, o seqüestro de C de pastagens naturais no local de pastejo alcança, em média, 17 g C/m² por ano. O seqüestro de C fora do local de pastejo também ocorre no celeiro, quando mais estrume é produzido pela digestão da folhagem cortada que é retornada para a pastagem. O seqüestro de carbono atribuído, incluindo ambos os estoques no local de pastejo e fora dele, alcança 128, 98 e 73 g C/m² por ano nos campos naturais europeus pastejados, ceifados e mistos sobre solos minerais, embora com grande incerteza (Soussana & Tallec 2009).

O papel da biodiversidade no seqüestro de carbono em pastagens semi-naturais ainda não recebeu atenção suficiente. Experimentos de biodiversidade têm mostrado que um aumento no número de espécies de plantas e de tipos funcionais de plantas aumenta a produtividade primária líquida dos ecossistemas campestres (Hector *et al.* 1999). Esse resultado pode ser parcialmente explicado por um efeito de seleção, onde a maioria das espécies produtivas em monoculturas tendem a se tornar cada vez mais dominantes em campos mistos ricos em espécies. No entanto, a superprodução também ocorre em campos mistos ricos em espécies como resultado de um efeito complementar entre tipos funcionais de plantas (*e.g.* entre gramíneas e leguminosas) e as espécies de plantas (Loreau *et al.* 2001). Além disso, a reserva de C do solo é afetada pela estrutura da comunidade de plantas e pelos atributos funcionais da planta (tais como o diâmetro da raiz) que determina a proporção de massa fina da raiz (Personeni *et al.* 2005).

Os estoques de carbono do solo nos ecossistemas campestres são vulneráveis à mudança climática. A onda de calor e seca de 2003 reduziu em 30% a produtividade primária bruta em toda a Europa, que resultou em uma forte anomalia na fonte de dióxido de carbono (0,5 Pg C ano⁻¹) para a atmosfera e reverteu o efeito de quatro anos de seqüestro líquido de carbono do ecossistema (Ciais *et al.* 2005). Um aumento nos eventos de seca futuros poderiam, portanto, tornar os campos temperados fontes de carbono, contribuindo para retroalimentações positivas carbono-clima já antecipadas nos trópicos e nas altas latitudes.

Quando considera-se o impacto do manejo das pastagens e da mudança climática nas emissões de gases do efeito estufa, é importante considerar os impactos sobre todos os gases do efeito estufa. As emissões de N_2O e CH_4 são freqüentemente expressas em termos de CO_2 ou equivalentes de carbono- CO_2 . Por exemplo, na escala de tempo de 100 anos, uma unidade de óxido nitroso tem o mesmo potencial de aquecimento global (GWP) que 298 unidades de dióxido de carbono, ao passo que, em um quilograma para quilograma base, uma unidade de metano tem o mesmo GWP que 25 unidades de dióxido de carbono (IPCC 2006).

As pastagens naturais manejadas são freqüentemente fertilizadas para sustentar a produtividade e, assim, emitem N_2O para a atmosfera acima do nível de base que é encontrado nos sistemas naturais. Os fluxos de N_2O das pastagens naturais indicam uma emissão média de 2,0 kg N_2O -N/ha/ano em 2000, que se traduz em 0,25 t CO_2 -C equivalente/ha/ano (Freibauer *et al.* 2004). No entanto, em um estudo recente, o fator médio de emissão direta de N_2O -N pelas aplicações de fertilizantes à base de N foi substancialmente menor (0,75%) do que o valor padrão do IPCC de 1% (Niklaus *et al.* 2006). A fermentação entérica de ruminantes emite CH_4 com intervalo para emissão anual de 0,05 to 0,25 t CH_4 por cabeça (0,3 to 1,5 t eqC, FAO 2003). Quando expresso em CO_2 -C equivalente, as emissões de N_2O e CH_4 das pastagens naturais levam, em média, a uma vantagem de 20% da atividade de sumidouro de CO_2 atmosférico. No entanto, a digestão da folhagem colhida pelos ruminantes fora do local de pastejo induz a emissões adicionais de CO_2 e CH_4 que futuramente compensam a atividade líquida média de sumidouro dos gases do efeito estufa da pastagem (Soussana & Tallec 2009). Tem sido mostrado recentemente que as espécies de plantas e os tipos funcionais de plantas afetam as emissões líquidas de N_2O e CH_4 dos solos de pastagens naturais (Niklaus *et al.* 2006), embora os mecanismos envolvidos não estejam totalmente entendidos.

O potencial dos Campos Sulinos para o seqüestro de carbono é provavelmente alto, embora este tópico tenha recebido pouca atenção. Tennigkeit e Wilkes (Tennigkeit & Wilkes 2008) já estimaram que o melhoramento do manejo de pastagens extensivas tem o potencial biofísico de 1,3 - 2Gt CO_2 no mundo todo para 2030. Portanto, os campos naturais (incluindo o manejo de pastagens naturais, mais uma parte de restauração de terras degradadas) têm um alto potencial para promover o aumento do C se forem adotadas as práticas de manejo apropriadas. Tecnologias associadas para realizar a mitigação nas pastagens naturais são economicamente viáveis, sugerindo então um potencial atrativo de mitigação econômica. Uma gama de intervenções integradas de manejo de pastagens naturais que podem reduzir as emissões de gases de efeito estufa e aumentar o sequestro de C (aumentando a entrada de C no solo e da vegetação lenhosa acima dele e/ou reduzindo as perdas) foram descritas por Smith *et al.* (Smith *et al.* 2008) e são de potencial interesse para os Campos Sulinos. Elas incluem a introdução de novas espécies e variedades, manejo do fogo, restauração de solos orgânicos e terras degradadas, estendendo o uso de culturas perenes, aumentando a cobertura de árvores no sistemas silvo-pastoris, manejando a intensidade de pastejo e duração/periodicidade e melhorando a qualidade da pastagem. Contudo, os benefícios de aumentar o seqüestro de C precisam ser colocados no contexto de emissões significativas de metano e óxido nitroso da produção de gado ruminante e é importante que os efeitos da mudança nas práticas de manejo sejam considerados no contexto de redução efetiva das emissões de gases do efeito estufa. Isto requer inventários de gases do efeito estufa de todo o ecossistema manejado (Soussana & Tallec 2009).

Avaliação e planejamento de sistemas de produção sustentáveis de acordo com os novos interesses ambientais

A acumulação do conhecimento científico sobre os processos biofísicos e as práticas de manejo na maioria das vezes não é suficiente para planejar sistemas de produção inovadores e sustentáveis. O conhecimento biofísico é mais freqüentemente produzido nas escalas de parcela ou de paisagem, ignorando a escala da propriedade independente do seu papel chave para a tomada de decisão. Contudo, as práticas inovadoras vindas da pesquisa precisam estar integradas nos sistemas sustentáveis de produção. Antes de planejar e promover tais sistemas, os seus impactos no ambiente deveriam ser considerados. De um ponto de vista metodológico, a consideração do impacto ambiental no nível de propriedade, usando por exemplo o ciclo de vida, aparece como uma ferramenta promissora (Payraudeau & van der Werf 1998).

Avaliação das práticas dos produtores pelos seus efeitos ambientais

Tópicos agro-ambientais têm tido muita atenção na Europa diante dos impactos da produção intensiva na qualidade da água e do ar, da biodiversidade e da saúde (*e.g.* nitrato, pesticidas e metais pesados na água). Enquanto ainda existem inúmeros estudos em andamento sobre esses tópicos, uma nova preocupação surgiu: o papel dos sistemas de produção nas emissões de gases do efeito estufa.

Uma fazenda de criação de gado consiste em uma unidade produtiva que converte vários recursos em produtos como leite, carne e muitas vezes até grãos. Na Europa, muitas fazendas com ruminantes têm sistemas de produção mistos: eles próprios produzem a ração e, na maioria das vezes, parte da ração animal e até mesmo a palha que é eventualmente necessária para cama de estábulo. Por outro lado, eles reciclam o estrume animal ao aplicá-lo no campo. A maioria das fazendas compram alguns insumos como fertilizantes e sempre usam diretamente a energia produzida por combustíveis fósseis. As emissões líquidas de gases do efeito estufa (metano, óxido nitroso e dióxido de carbono) estão relacionadas aos fluxos de carbono e nitrogênio, assim como às condições ambientais.

Até agora, existem apenas poucos modelos do balanço de gases do efeito estufa em fazendas. A maioria dos modelos usa fatores de emissões fixas para emissões externas e internas. Apesar destes modelos considerarem ambos os tipos de emissões de gás carbônico (por exemplo, de combustíveis fósseis), eles não incluem possíveis mudanças de carbono no solo resultantes do manejo da propriedade. O uso de simulações dinâmicas ao invés de fatores estáticos possibilita a captação da dependência ambiental dos fluxos dos gases do efeito estufa (Salètes *et al.* 2004). Opções de mitigação das emissões dos gases para as pastagens naturais podem ser melhor implementadas na escala da propriedade. Atualmente, inventários nacionais usam uma abordagem *top-down*, na qual a informação sobre as práticas agrícolas é agregada e então ponderada pelos fatores de emissão. Tais métodos são baseados nas quantidades de insumos usados e por isso, refletem apenas as mudanças nesses fatores, mas não são sensíveis às mudanças de manejo. Particularmente, melhoras na eficiência não afetam inventários nacionais, se eles não forem computados pelas mudanças nos fatores de emissão. Então, uma abordagem *bottom-up*, isto é, a partir da fazenda poderia funcionar como um incentivo para a parte interessada ao levar em conta a heterogeneidade dos manejos das propriedades. Tipologias de pastagens naturais e fazendas deveriam estar conectadas para permitir o cálculo do balanço de carbono e gases do efeito estufa das fazendas de criação de gado. Tal abordagem permitiria continuar no caminho das inovações por ser influenciada por tendências sócio-econômicas e ajudariam, desta forma, a projetar opções de mitigação que são relevantes para os proprietários.

Planejando sistemas produtivos para a multifuncionalidade das pastagens naturais

Na escala da propriedade, freqüentemente há uma considerável diversidade de vegetação entre as áreas de campos. Esta diversidade, que contribui para a biodiversidade da paisagem, pode ser vista pelos proprietários como ambas vantagem e barreira (Soussana & Duru 2007). Considerar a diversidade da vegetação entre campos na escala da propriedade é um pré-requisito para inovação em sistemas de produção (Andrieu *et al.* 2006). A diversidade funcional de comunidades vegetais por toda a área manejada, ao invés de uma diversidade de espécies altamente localizada apenas em alguns campos, favoreceria a conservação da diversidade de espécies da pastagem na escala de paisagem (McIntyre *et al.* 2003).

Van Keulen (Keulen 2006) enfoca o papel positivo da heterogeneidade e diversidade nos recursos naturais, que é muitas vezes intencionalmente criado no nível da propriedade. Em regiões dominadas por pastagens naturais permanentes, as propriedades que mantêm tipos contrastantes de campos contribuem para a diversidade da paisagem. Um mosaico de campos de vegetação e tipos de solo contrastantes poderia realmente ser mais favorável para a diversidade de plantas e animais do que uma forte diversidade florística num território homogêneo (Steiner & Köhler 2003).

A multifuncionalidade dos campos leva a uma reavaliação dos princípios de elaboração, planejamento e implementação do sistema em diferentes escalas de espaço e tempo. Propriedades de criação de animais passam por mudanças estruturais (como por exemplo, cronograma de alimentação e uso da terra) que questionam o manejo das propriedades e mais especificamente, os princípios de pastejo (Soussana & Duru 2007): para que servem os sistemas de pastejo? Estes sistemas estão de acordo com as questões ecológicas e sociais e suas interações? Tais questões necessitam ser direcionadas desde o início em projetos de pesquisa em sistemas de pastejo para focalizar os objetivos que são mais relevantes para os proprietários.

A atual intensidade de uso da terra nos Campos Sulinos é obviamente menor do que nos campos da Europa. No entanto, os sistemas de produção estão passando por rápidas mudanças que espera-se que sejam ainda mais pronunciadas nas próximas décadas, dado o aumento projetado da produção animal no Brasil (FAO 2003). Embora os principais direcionadores dessas mudanças sejam sócio-econômicos, a consciência ambiental dos consumidores pode contribuir para moldar os sistemas de produção animal no sul do Brasil e em qualquer outro lugar. Selos verdes, indicando por exemplo os custos ambientais em termos de biodiversidade e de carbono na produção da carne e de laticínios, estão sendo desenvolvidos em alguns países europeus. Tais selos, a longo prazo, poderiam interferir nas forças do mercado, potencialmente favorecendo o desenvolvimento de sistemas sustentáveis de produção pecuária. No entanto, ainda existem muitas incertezas associadas ao cálculo dos custos ambientais dos produtos alimentícios e isto pode, no futuro, criar preocupação nos produtores.

Conclusões

A ciência das pastagens naturais enfrenta novos desafios no mundo todo que devem ser direcionados para uma melhor integração do conhecimento disponível em áreas como a biodiversidade, mudança climática, sequestro de carbono e sistemas de produção, que geralmente têm sido consideradas separadamente. Os manejadores das pastagens são confrontados com questões múltiplas sobre por exemplo, o balanço entre objetivos ambientais e de produção, balanço entre o fornecimento de alimentos e energia (biocombustíveis), mitigação e adaptação às mudanças climáticas. A ciência das pastagens naturais necessita ajudar a responder tais questões ao progredir em direção às ferramentas de decisão que são informadas pelas pesquisas de melhor qualidade disponíveis e que permitem a integração quantitativa do conhecimento.

Essa revisão permite priorizar questões-chave para pesquisas futuras:

- Como reduzir a sensibilidade e aumentar a resiliência da biodiversidade das pastagens naturais às ondas de calor e secas num clima alterado?
- Como proteger os estoques de carbono orgânico do solo em tempos de aquecimento global?
- Como preservar habitats para espécies raras e ameaçadas de plantas e animais, e ao mesmo tempo, manejar a diversidade funcional da vegetação para finalidades agrícolas?
- Como manter a heterogeneidade e diversidade da vegetação campestre nas escalas de paisagem e propriedade?
- Como elaborar sistemas de produção inovadores que integrem os impactos das atividades de produção na biodiversidade, qualidade do ar e água, uso de energia fóssil e efeitos dos gases do efeito estufa?
- Como produzir conhecimento integrado, considerando-se a consistência de diferentes práticas de manejo e sua viabilidade na escala da propriedade de acordo com os quatro critérios (rentabilidade, mão-de-obra, performances ambiental e agrícola)?

Embora essas questões sejam de interesse genérico em diferentes partes do mundo, o estado atual do conhecimento dos Campos Sulinos ressalta a necessidade de investigar futuramente: i) o papel das pastagens naturais e seu manejo para a biodiversidade e serviços ambientais, ii) os impactos esperados da mudança climática na vegetação das pastagens naturais e nos sistemas pastoris, iii) estratégias sustentáveis de manejo das pastagens naturais com o propósito de reconciliar objetivos de produção e ambientais.

Referências

- Andrieu N., Josien E. & Duru M. 2006. Effect of the diversity of grassland communities and field characteristics on land use management practices assessed at the farm level. *Agriculture, Ecosystem and Environment* (in press).
- Baldi G. & Paruelo J.M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13: 6.
- Briske D., Fuhlendorf S.D. & Smeins F.E. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology* 40: 601-614.
- Briske D.D., Fuhlendorf S.D. & Smeins F.E. 2005. State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: A synthesis of ecological concepts and perspectives *Rangeland Ecology & Management* 58: 1-10.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Díaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Ciais P., Reichstein M., Viovy N., Granier A., Ogée J., Allard V., Aubinet M., Buchmann N., Bernhofer C., Carrara A., Chevallier F., Noblet N.D., Friend A.D., Friedlingstein P., Grünwald T., Heinesch B., Keronen P., Knohl A., Krinner G., Loustau D., Manca G., Matteucci G., Miglietta F., Ourcival J.M., Papale D., Pilegaard K., Rambal S., Seufert G., Soussana J.F., Sanz M.J., Schulze E.D., Vesala T. & Valentini R. 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437: 529-533.
- Clergue B., Amiaud B., Pervanchon F., Lasserre-Joulin F. & Plantureux S. 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 25: 1-15.
- COPA & COGEA 2003. Assessment of the impact of the heat wave and drought of the summer 2003 on agriculture and forestry. In: Committee of Agricultural Organisations in the European Union General Committee for Agricultural Cooperation in the European Union.
- Duru M., Cruz P. & Magda D. 2004. Using plant traits to compare sward structure and composition of grass species across environmental gradients. *Applied Vegetation Science* 7: 11-18.
- E.C. 1999. Agriculture, rural development. Facts and Figures. A challenge for Agriculture. (Data source: Eurostat, 1999). In: European Commission.
- EEA 2005. *The European Environment: state and outlook 2005. Part A. Integrated assessment*. European Environment Agency
- FAO 2003. *World agriculture: towards 2015-2030*. Jelle Bruinsma ed. Earthscan, London, 429 p.
- Follett R.F. 2001. Organic carbon pools in grazing land soils. In: *Potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect* (eds. Follett R.F., Kimble J.M. & Lal R.). Lewis Publishers Inc: Boca Raton, pp. 65-86.
- Fontaine S., Bardoux G., Abbadie L. & Mariotti A. 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters* 7: 314-320.
- Freibauer A., Rounsevell M.D.A., Smith P. & Verhagen J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1-23.
- Garnier E., Cortez J., Billes G., Navas M.L. & Roumet C. 2004. Debussche et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85.
- Gilmanov T., Soussana J.F., Aires L., Allard V., Ammann C., Balzarolo M. & al e. Partitioning of the tower-based net CO2 exchange in European grasslands into gross primary productivity and ecosystem respiration components using light response functions analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (in press).
- Grime J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86: 902-910.
- Hartwig U.A. 1998. The regulation of symbiotic N2 fixation: a conceptual model of N feedback from the ecosystem to the gene expression level. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1: 92-120.
- Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C., Caldeira M.C., Diemer M., Dimitrakopoulos P.G., Finn J.A., Freitas H., Giller P.S., Good J., Harris R., Höglberg P., Huss-Danell K., Joshi J., Jumpponen A., Körner C., Leadley P.W., Loreau M., Minns A., Mulder C.P.H., O'Donovan G., Otway S.J., Pereira J.S., Prinz A., Read D.J., Scherer-Lorenzen M., Schulze E.-D., Siamantziouras A.-S.D., Spehn E.M., Terry A.C., Troumbis A.Y., Woodward F.I., Yachi S. & Lawton J.H. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grassland. *Science* 286: 1123-1127.
- Houghton J.T., Ding Y. & 1. I.P.o.C.C.W.G. 2001. *Climate change 2001: the scientific basis*. Cambridge University Press 881 p.
- Howden S.M., Soussana J.F., Tubiello F.N., Chhetri N., Dunlop M. & Meinke H. 2007. Adapting agriculture to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 104: 19691-19696.
- Hungate B.A., Dukes J.S., Shaw M.R. & Luo Y. 2003. Field C R. Nitrogen and climate change. *Science* 302: 1512-1513.
- Inchausti P. & Bretagnolle V. 2005. Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in agriculture areas. *Biology of Conservation* 122: 375-384.
- IPCC 1996. *Revised guidelines for national greenhouse gas inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, Cambridge University Press.
- IPCC 2006. *Good Practice Guidance on Land Use Change and Forestry in National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC),
- Institute for Global Environmental Strategies, Tokyo
- IPCC 2007. *Climate Change 2007: Climate Change: the scientific basis. IPCC Working Group I Fourth Assessment Report* Cambridge University Press, Cambridge. England.
- Jefferson R.G. 2005. The conservation management of upland hay meadows in Britain: a review. *Grass and Forage Science* 60: 322-331.
- Keeling C.D. & Whorf T.P. 2005. In: *Trends: A Compendium of Data on Global Change Carbon Dioxide Information Analysis Center*, Oak Ridge Natl Lab.: Oak Ridge, Tennessee.
- Keulen H.V. 2006. Heterogeneity and diversity in less-favoured areas. *Agricultural Systems* 88: 1-7.
- Klein J.A., Harte J. & Zhao X.Q. 2005. Dynamic and complex microclimate responses to warming and grazing manipulations. *Global Change Biology* 11: 1440-1451.
- Lal R. 1999. Long-term tillage and wheel traffic effects on soil quality for two central Ohio soils. *Journal of Sustainable Agriculture* 14: 67-84.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.

- Lavorel S. & Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Lehner B., Czisch G. & Vassolo S. 2005. The impact of global change on the hydropower potential of Europe: a model-based analysis. *Energy Policy* 33: 839-855.
- Lemaire G., Wilkins R. & Hodgson J. 2005. Challenges for grassland science: managing research priorities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 99-108.
- Loiseau P., Louault F., Roux X.L. & Bardy M. 2005. Does extensification of rich grasslands alter the C and N cycles, directly or via species composition? *Basic and Applied Ecology* 6.
- Loiseau P., Soussana J.F., Louault F. & Delpy R. 2001. Soil N contributes to the oscillations of the white clover content in mixed swards of perennial ryegrass under conditions that simulate grazing over five years. *Grass and Forage Science* 56: 205-217.
- Loreau M., Naeem S., Inchaustil P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D. & Wardle D.A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.
- Louault F., Carrere P. & Soussana J.F. 1997. Efficiencies of ryegrass and white clover herbage utilization in mixtures continuously grazed by sheep. *Grass and Forage Science* 52: 388-400.
- Louault F., Pillar V.D., Aufrere J., Garnier E. & Soussana J.F. 2005. Plant traits functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 151-160.
- Marriott C.A., Fothergill M., Jeangros B., Scotton M. & Louault F. 2004. Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland area. A review. *Agronomie* 24: 447-461.
- McIntyre S., Heard K.M. & Martin T.G. 2003. The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands: does it reduce or enhance plant biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 445-457.
- McNaughton S.J. 1993. Grasses and grazers, science and management. *Ecological Applications* 3: 17-20.
- Meehl G.A. & Tebaldi C. 2004. More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st century. *Science* 305: 994-997.
- Morgan J.A., Pataki D.E., Körner C., Clark H., Grosso S.J.D., Grünzweig J.M., Knapp A.K., Mosier A.R., Newton P.C.D., Niklaus P.A., Nippert J.B., Nowak R.S., Parton W.J., Polley H.W. & Shaw M.R. 2004. Water relations in grassland and desert ecosystems exposed to elevated atmospheric CO₂. *Oecologia* 140: 11-25.
- Niklaus P.A., Wardle D.A. & Tate K.R. 2006. Effects of plant species diversity and composition on nitrogen cycling and the trace gas balance of soils. *Plant and Soil* 282: 83-98.
- Overbeck G., Müller S.C., Fidelis A.T., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., Boldrini I.L., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.
- Parsons A.J. & Dumont B. 2003. Spatial heterogeneity and grazing processes. *Animal Research* 52.
- Paustian K., Cole C.V., Sauerbeck D. & Sampson N. 1998. CO₂ mitigation by agriculture: An overview. *Climatic Change* 40, 135-162. 40: 135-162.
- Peeters A. 2004. *Wild and sown grasses. Profiles of a temperate species selection: ecology, biodiversity and use*. FAO and Blackwell Publishing, Rome, 311 p.
- Personeni E., Luscher A. & Loiseau P. 2005. Rhizosphere activity, grass species and N availability effects on the soil C and N cycles. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 819-827.
- Picon-Cochard P., Teyssonneyre F., Besle J.M. & Soussana J.F. 2004. Effects of elevated CO₂ and cutting frequency on the productivity and herbage quality of a semi-natural grassland. *European Journal of Agronomy* 20: 363-377.
- Pillar V.D., Duarte L.S., Sosinski E.E. & Joner F. 2009. Sorting out trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20: 334-348.
- Pontes L.D.S., Soussana J.F., Louault F., Andueza D. & Carrère P. 2007. Leaf traits affect the above-ground productivity and quality of pasture grasses. *Functional Ecology* 21: 844-853.
- Rees R.M., Bingham I.J., Baddeley J.A. & Watson C.A. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128: 130-154.
- Salètes S., Fiorelli J.L., Vuichard N., Cambou J., Olesen J.E., Hacala S. et al. 2004. Greenhouse Gas Balance of cattle breeding farms and assessment of mitigation options. In: *Greenhouse Gas Emissions from Agriculture. Mitigation Options and Strategies* (eds. Kaltschmitt M & Weiske A). Institute for Energy and Environment: Leipzig, pp. 203-208.
- Schär C., Vidale P.L., Lüthi D., Frei C., Häberli C., Liniger M.A. & Appenzeller C. 2004. The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427: 332-336.
- Smith P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H., Kumar P., McCarl B., Ogle S., O'Mara F., Rice C., Scholes B., Sirotenko O., Howden M., McAllister T., Pan G., Romanenkov V., Schneider U., TowPrayoon, Wattenbach M. & Smith J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: *Philosophical Transactions. Royal Society Biological Sciences*, pp. 789-813.
- Soussana J.F. & Lafarge M. 1998. Competition for resources between neighbouring species and patch scale vegetation dynamics in temperate grasslands. *Annales de Zootechnie* 47: 371-382.
- Soussana J.F., Loiseau P., Vuichard N., Ceschia E., Balesdent J., Chevallier T. & Arrouays D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20: 219-230.
- Soussana J.F., Teyssonneyre F., Picon-Cochard, C. & Dawson, L. 2005. A trade-off between nitrogen uptake and use increases responsiveness to elevated CO₂ in infrequently cut mixed C3 grasses. *New Phytologist* 166: 217-230.
- Soussana J.F. & M Duru M. 2007. Grassland science in Europe facing new challenges: biodiversity and global environmental change. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 272: 11.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z. & Valentini, R. 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 121-134.
- Soussana J.F. & Tallec T. 2009. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* (in press).
- Steiner N. & Köhler W. 2003. Effects of landscape patterns on species richness - a modelling approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 353-361.
- Tenningkeit T. & Wilkes A. 2008. An Assessment of the Potential for Carbon Finance in Rangelands. *ICRAF Working Paper* 68.
- Teyssonneyre F., Picon-Cochard C., Falcimagne R. & Soussana J.F. 2002. Effects of elevated CO₂ and cutting frequency on plant community structure in a temperate grassland. *Global Change Biology* 1034-1046.
- Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., Siqueira M.F.d., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., Jaarsveld A.S.v., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Peterson A.T., Phillips O.L. & Williams S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Thuiller W., Lavorel S., Araújo M.B., Sykes M.T. & Prentice I.C. 2005a. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 8245-8250.

- Thuiller W., Lavorel S., Araújo M.B., Sykes M.T. & Prentice I.C. 2005b. Climate change threats to plant diversity in Europe. In: *National Academy of Sciences*, USA, pp. 8245-8250.
- Tubiello F., Soussana J.F., Howden S.M. & Easterling W. 2007. Crop and pasture response to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 104: 19686-19690.
- Vuichard N., Ciais P., Viovy N. & Soussana J.F. 2007. Simulating the Greenhouse Gas Budget of European Grasslands within a Process Driven Approach: Spatial and temporal patterns of radiative forcing. *Global Biogeochemical Cycles* 21.
- Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J. & Pywell R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119: 1-18.
- Westoby M. & Wright I. 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 261-268.
- Wright I.J., Reich P.B., Westoby M., Ackerly D.D., Baruch Z. & Bongers F. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428.
- Yachi S. & Loreau M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 96: 1463-1468.
- Zavaleta E.S., Shaw M.R., Chiariello N.R., Mooney H.A. & Field C.B. 2003. Additive effects of simulated climate changes, elevated CO₂, and nitrogen deposition on grassland diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 7650-7654.
- Ziska L.H. 2003. Evaluation of yield loss in field-grown sorghum from a C3 and C4 weed as a function of increasing atmospheric carbon dioxide. *Weed Science* 51.



Maurício Vieira de Souza. Complexo do Jarau-Quarai, RS.



Capítulo 27

Uso de la tierra y biodiversidad en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires: cambios hacia el interior de la frontera agropecuaria

David Bilenca^{1,2}, Mariano Codesido³ & Carlos González Fischer³

Una de las definiciones habituales señala a los agroecosistemas como ecosistemas que son manejados por el hombre con la finalidad de producir alimentos y fibras (y, más recientemente también, combustibles), por lo que son sometidos a frecuentes e intensas modificaciones tanto de sus componentes bióticos como abióticos. Algunos de los factores bióticos manejados incluyen la productividad y la composición de especies (qué cultivos introducir, qué plantas y animales controlar, etc.), en tanto que entre los factores abióticos que son modificados figuran la disponibilidad de nutrientes o la humedad del suelo, entre muchos otros. Además de los componentes físicos y biológicos, las características de los agroecosistemas dependen también de factores socio-económicos, como las tendencias de mercado y de los consumidores, los precios y la política de subsidios, que influyen tanto sobre los tipos de materias primas que se han de producir como sobre los sistemas de producción que se han de emplear.

La práctica de la agricultura trae aparejada una serie de profundas transformaciones que afectan prácticamente todos los aspectos y procesos que son estudiados por los ecólogos, desde el comportamiento de los individuos y la dinámica de las poblaciones hasta la composición y estructura de las comunidades y los flujos de materia y energía a través del ecosistema. En tal sentido, la implantación de agroecosistemas y la intensificación agrícola están consideradas entre las principales fuerzas que inciden sobre el cambio ambiental global.

Foto de apertura: Valério Pillar. Pampa de Achala nas Sierras Grandes, Província de Córdoba, Argentina.

¹ Grupo de Ecología de Agroecosistemas. Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires

² Doctor de la Universidad de Buenos Aires (Área Ciencias Biológicas); Investigador Adjunto, CONICET

³ Becarios de CONICET; doctorandos de la Universidad de Buenos Aires

Características de la reciente expansión e intensificación agrícolas

En las últimas décadas la conversión de tierras para uso agrícola en Argentina ha pasado por un período de franca aceleración. Uno de los casos mejor documentados y que ha ganado mayor atención de la opinión pública y de las organizaciones ambientalistas ha sido la expansión de la frontera agrícola asociada a la deforestación de los bosques nativos en varias de las provincias que integran las Yungas y el Chaco: Salta, Formosa, Chaco y Santiago del Estero, entre otras. No obstante, el proceso de expansión de la frontera agrícola se ha dado también con intensidad en otras regiones del país. En zonas periféricas de la región pampeana, que hasta hace poco tiempo estaban dedicadas mayormente a la ganadería extensiva sobre pastizales naturales y que eran consideradas tierras marginales, hoy es posible observar un creciente avance de la agricultura. Por ejemplo, estudios de clasificación de imágenes satelitales realizados en el centro de la provincia de San Luis han detectado una drástica reducción en la cobertura de pastizales naturales, que pasaron de cubrir más del 90% de la superficie en 1985 a menos del 45% en 2001, a manos de cultivos y pasturas. Otro tanto ha sucedido con los departamentos que conforman la Pampa Mesopotámica en el sur de la provincia de Entre Ríos donde, de acuerdo a los datos proporcionados por los últimos Censos Nacionales Agropecuarios (CNA 1988, CNA 2002), la proporción de la superficie cubierta por cultivos anuales aumentó de 8,5 a 18,7 por ciento.

La conversión de tierras para la agricultura se ha dado incluso hacia el interior de los límites preexistentes de la frontera agropecuaria. En efecto, en la provincia de Buenos Aires, que cuenta con agroecosistemas fuertemente intervenidos y vastas zonas donde la agricultura se viene practicando desde hace más de un siglo, es posible detectar un intenso reemplazo de tierras para uso agrícola. Durante el período 1988-2002 la superficie de cultivos anuales en la provincia de Buenos Aires incorporó más de un millón doscientas mil hectáreas (el equivalente aproximado a 60 veces la superficie de la ciudad de Buenos Aires), llevando el porcentaje de la superficie cubierta con cultivos anuales en la provincia del 20% a casi el 26%. Si bien la agriculturización en la provincia de Buenos Aires es un fenómeno generalizado y en aumento, la magnitud de este proceso varía entre las diferentes sub-regiones o unidades ecológicas de la región pampeana contenidas en la provincia (Fig. 27.1): mientras en la Pampa Ondulada los parches con campos de cultivos son los que dominan la matriz del paisaje, en la Pampa Deprimida – ocupada en su mayor parte por la cuenca del río Salado – las limitantes edáficas han restringido el ingreso de cultivos en muchas zonas, por lo que los campos ganaderos bajo pastizales naturales o semi-naturales continúan siendo los elementos dominantes del paisaje, en tanto que la Pampa Interior y la Pampa Austral presentan valores intermedios de agriculturización.

La agriculturización ha generado a su vez una serie de cambios en la práctica de la actividad ganadera. Una de las principales consecuencias ha sido el reordenamiento territorial de la ganadería y la reducción de la superficie ganadera, particularmente de los campos de invernada. Este proceso ha impulsado, por un lado, una mayor intensificación de la ganadería, de modo tal que ahora el engorde es realizado con mayor frecuencia con algún tipo de suplemento nutricional o con alimentación a corral de los animales y, por otra parte, ha conducido al desarrollo de ganadería

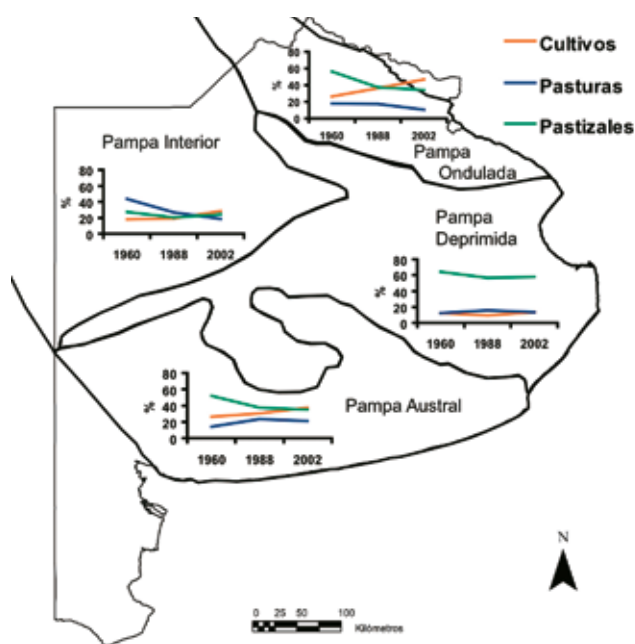


Figura 27.1 Cambios en la superficie cubierta por cultivos anuales, pasturas y pastizales en las diferentes sub-regiones o unidades ecológicas de la región pampeana contenidas en la provincia de Buenos Aires, 1960-1988-2002. Fuente: elaboración propia sobre la base de datos de los respectivos Censos Nacionales Agropecuarios, INDEC.

en áreas hasta entonces consideradas marginales, como en la zona de islas del Delta del Paraná. Otra consecuencia importante ha sido la concentración de la hacienda y el aumento de la carga animal en las áreas que quedan disponibles para la ganadería (pastizales naturales, montes, verdeos y pasturas implantadas). En ciertos casos, este aumento en la carga animal no ha sido acompañado con medidas de manejo orientadas a incrementar la receptividad de dichas áreas, dando lugar al sobrepastoreo y la caída en los índices de preñez y destete.

Paralelamente al avance de la agricultura, hacia fines de la década de 1980 tiene lugar un proceso de mayor intensificación agrícola asociado al paulatino reemplazo del sistema de labranza convencional por el sistema de siembra directa. La siembra directa tiene la particularidad de que, al mantener el suelo cubierto por los residuos de cosecha, reduce sensiblemente las pérdidas por erosión y favorece el aprovechamiento más eficiente del contenido de agua en el suelo, lo que, en parte, permitió extender la agricultura a zonas que tradicionalmente no eran agrícolas. A su vez, el menor tiempo dedicado a las labores que demanda el sistema de siembra directa junto al empleo de variedades de cultivos de ciclo corto favoreció el uso más intensivo del suelo a través del doble cultivo. Este proceso estuvo apoyado fundamentalmente en la expansión del cultivo de soja y en el incremento del doble cultivo trigo-soja de segunda, a la vez que incorporó un mayor uso de agroquímicos (fertilizantes y pesticidas). La adopción por parte de los productores del cultivo de soja – cuya incipiente introducción en la región pampeana data de mediados de la década de 1970 – cobró un nuevo impulso a partir de 1996, con el lanzamiento al mercado de variedades de soja transgénica resistentes al herbicida glifosato y su excelente asociación con la siembra directa. Este proceso ha situado a la soja como el cultivo más sembrado de Argentina (con más de 16 millones de hectáreas, cuatro de las cuales corresponden a la provincia de Buenos Aires), y a la siembra directa como el sistema de manejo dominante en las provincias que integran la región pampeana (más del 70% de la siembra de la soja de primera y del 80% de la soja de segunda, así como altos porcentajes de otros cultivos, son sembrados bajo esta modalidad).

Respuesta de las aves a los cambios en el uso de la tierra en la provincia de Buenos Aires

Como resultado de esta serie de eventos, la expansión de la superficie cultivada y los mayores rendimientos alcanzados han llevado a la producción agrícola argentina a cobrar un salto sin precedentes: Con algo más de 30 millones de hectáreas ocupadas, la producción conjunta de cereales y oleaginosas ha superado el umbral de los 90 millones de toneladas, frente a las 20 millones de hectáreas ocupadas y 30-35 millones de toneladas producidas de hace tan sólo un par de décadas atrás. Algunas de las previsiones más serias sostienen que esta tendencia continuará en aumento y que para 2015 se superaría el umbral de 120 millones de toneladas y de al menos 37 millones de hectáreas bajo uso agrícola (aunque de momento no se especifica la localización de esas siete millones de hectáreas adicionales que serían convertidas a la agricultura).

Algunos de los cambios ya detectados por esta serie de recientes transformaciones en los agroecosistemas de la región pampeana incluyen pérdidas de nutrientes del suelo por falta de reposición adecuada, mayores riesgos de contaminación de aguas subterráneas y de cuerpos de agua asociada al mayor uso de fertilizantes y pesticidas, y una reestructuración en las comunidades de malezas. Sin embargo, no se conocen debidamente los efectos que estas transformaciones pudieran estar generando sobre la vida silvestre. Al respecto, los antecedentes registrados en agroecosistemas ubicados en otras zonas templadas del mundo han señalado la notable sensibilidad con que las especies que integran la fauna silvestre responden a las transformaciones introducidas por el hombre en los agroecosistemas, y que comprenden desde cambios en el uso del microhábitat hasta cambios en su distribución entre las diferentes unidades que conforman la estructura del paisaje. No obstante, los efectos de estas transformaciones no son uniformes para todas las especies sino más bien diferenciales, de modo tal

que las características particulares de cada especie (su tamaño, sus requerimientos de hábitat, sus hábitos alimentarios, su habilidad dispersiva, etc.) suelen determinar en muchos casos las escalas espaciales de sus respuestas, con las consecuentes repercusiones que estos procesos tienen para las interacciones interespecíficas y la estructura de la comunidad.

Como parte de un estudio orientado a describir las asociaciones entre las características de del paisaje rural y la abundancia y distribución de las diversas especies de aves que integran los agroecosistemas bonaerenses, así como de analizar e inferir los posibles efectos que la agriculturización podría generar sobre los ensambles de aves, iniciamos en 2006 una serie de muestreos de aves a lo largo de caminos secundarios que abarcaron 32 partidos de la provincia de Buenos Aires distribuidos por las diferentes sub-regiones pampeanas incluidas en la provincia (Fig. 27.2). Las transectas dispuestas a lo largo de estos caminos fueron visitadas tanto en invierno como verano para poder estimar el componente migratorio de los ensambles de aves, acumulando un total de más de 230 horas de observación.

De la comparación de nuestros muestreos con registros publicados sobre la distribución de las aves en la provincia de Buenos Aires que fueron tomados entre las décadas de 1940 y comienzos de la década de 1990 (o sea, antes de que tuvieran lugar las recientes transformaciones en los agroecosistemas bonaerenses), surge que ocho de las 60 especies de aves terrestres que habitualmente residen en los partidos estudiados evidenciaron importantes cambios relativos en su distribución a lo largo y ancho de la provincia.

Un análisis más pormenorizado muestra que de esas ocho especies, cuatro evidenciaron una profunda retracción en su distribución en los 32 partidos estudiados, en tanto que las otras cuatro experimentaron una importante expansión (Tabla 27.1). Al asociar los cambios en la distribución de las aves con sus requerimientos de hábitat y nidificación, surge que las cuatro especies en retracción son estrechamente dependientes de pastizales naturales y semi-naturales como el ñandú (*Rhea americana*), la copetona (*Eudromia elegans multiguttata*), el lechuzón de campo (*Asio flammeus*) y el espartillero pampeano (*Asthenes hudsoni*), mientras que las especies que expandieron su distribución correspondieron mayormente con aquellas asociadas a cultivos, rastrojos y arboledas/construcciones (como, por ejemplo, la paloma ala manchada *Columba maculosa* y el halcón plumizo *Falco femoralis* Tabla 27.1).

Estos resultados indican que la distribución de las aves terrestres residentes en los agroecosistemas bonaerenses es la expresión de un proceso dinámico y que en buena medida parece estar asociado a los cambios en el uso del suelo, en particular a la pérdida de pastizales altos y al incremento de cultivos y ambientes peridomésticos insertos en la matriz agrícola.

▼ Tabla 27.1 | Lista de especies de aves terrestres residentes que evidenciaron cambios en su distribución geográfica en 32 partidos distribuidos en la provincia de Buenos Aires entre 1938-1993 (Narosky y Di Giacomo 1993) y la actualidad (este estudio, 2006-2007), clasificadas por el tipo de hábitat más frecuentemente utilizado por cada una de ellas.

Especies en retracción	Nombre común	Partidos 1938-93	Partidos 2006-07	Cambio relativo (%)	PAL	CES	RAD	CUL	ACO	VAL
<i>Rhea americana</i>	Ñandú	13	6	-54	*N	*				*
<i>Eudromia elegans</i>	Copetona	9	1	-89	*N					*
<i>Asio flammeus</i>	Lechuzón de campo	25	9	-64	*N		*			*
<i>Asthenes hudsoni</i>	Espartillero pampeano	14	6	-57	*N					*
Especies en expansión										
<i>Falco femoralis</i>	Halcón plumizo	19	28	+47		*	*	*	*N	*
<i>Columba maculosa</i>	Paloma ala manchada	14	23	+64			*	*	*N	*
<i>Poliophtila dumicola</i>	Tacuarita azul	10	15	+50					*N	*
<i>Ammodramus humeralis</i>	Chingolo ceja amarilla	12	28	+133				*N		*

Referencias: PAL: Pasturas o pastizal alto; CES: Pasturas o pastizal corto; RAD: rastrojos, arados o disquedados; CUL: cultivos; ACO: arboledas o construcciones; VAL: vegetación sobre alambrados. N: la especie nidifica en este hábitat.

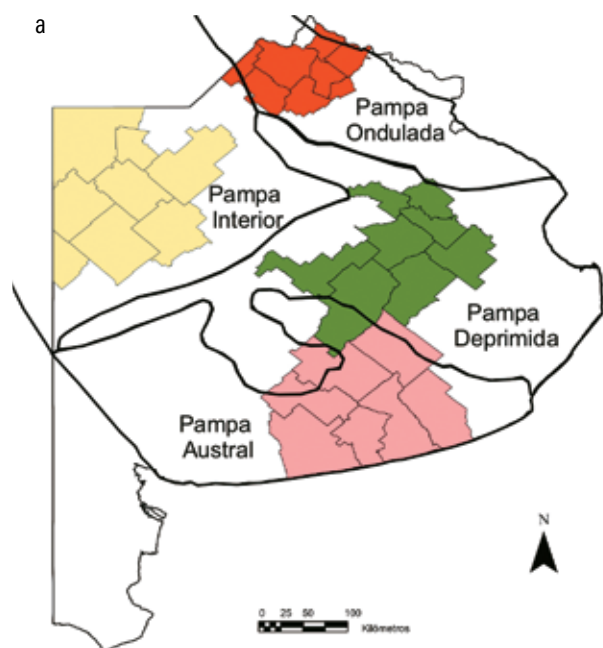


Figura 27.2 (a) Ubicación de los 32 partidos de la provincia de Buenos Aires en los que se efectuaron muestreos de aves; (b) Ejemplos de dos especies que experimentaron retracción en su distribución en el área de estudio (el ñandú *Rhea americana* y la copetona *Eudromia elegans*) y (c) de dos especies que se expandieron (el halcón plumizo *Falco femoralis* y la paloma ala manchada *Columba maculosa*) entre 1938-1990 (Narosky y Di Giacomo 1993) y el presente (2006-2007; este estudio). Fotos de Lip Kee (b, a la izquierda), Vincent Smith (b, a la derecha) e Abelardo Alcantara (c, a la izquierda).



Respuesta de los pequeños mamíferos a los cambios en el uso de la tierra en la Pampa Ondulada

Otro grupo que permite analizar los cambios experimentados por la fauna silvestre en los agroecosistemas bonaerenses es el de los pequeños mamíferos, que han sido relativamente bien estudiados a nivel regional. La detección a fines de la década de 1950 de la Fiebre Hemorrágica Argentina (FHA), una enfermedad endémica causada por el virus Junín y transmitida a través de roedores, impulsó el desarrollo de numerosos estudios ecológicos sobre los ensambles de pequeños mamíferos orientados a tratar de reducir el riesgo de transmisión de esta enfermedad.

Una revisión de los trampeos anuales o plurianuales efectuados en la región muestra que las especies de roedores del género *Calomys* son típicas de los parches de cultivos que constituyen actualmente la matriz del paisaje, en tanto que las especies del género *Akodon* son características de los manchones remanentes del pastizal alto que constituían la matriz original; actualmente las especies de *Akodon* ocupan también los ambientes longitudinales como los bordes de cultivos y los terraplenes de ferrocarril, donde se desarrollan comunidades de vegetación espontánea (Fig. 27.3 a y b). La mayor parte de los estudios que caracterizaron estos patrones de abundancia y distribución de pequeños mamíferos datan de las décadas de 1970 y 1980, o sea, *antes* de que tuvieran lugar los recientes cambios en la expansión e intensificación agrícolas y la introducción masiva de la siembra directa en la región, lo que motivó el desarrollo de estudios más actualizados para describir los posibles cambios que pudieran haberse suscitado (la aparición durante la década de 1990 de casos de Síndrome Pulmonar por Hantavirus –SPH– en la provincia de Buenos Aires, que tiene como reservorio del virus al ratón colilargo del Plata *Oligoryzomys flavescens*, fue un factor adicional que también reavivó el interés por nuevos estudios epidemiológicos).

Los trampeos recientemente efectuados en el partido de Exaltación de la Cruz (Pampa Ondulada, provincia de Buenos Aires, 2003-2005) confirman que el patrón de distribución de las especies entre los campos de cultivo (ahora bajo siembra directa) y sus bordes es similar al de décadas atrás, con predominio de *Calomys* en los cultivos y de *Akodon* en los bordes con vegetación espontánea (Fig. 27.3c).

Sin embargo, un análisis comparativo de la dieta de las aves rapaces, que se alimentan fundamentalmente de roedores, mostró un significativo cambio en la composición de las muestras actuales respecto de las obtenidas para la misma zona en 1985/1986. Este cambio estuvo caracterizado por un aumento relativo de las especies del género *Calomys*, numéricamente dominantes en los cultivos, en desmedro de *Akodon*, la especie numéricamente dominante en los bordes de cultivos, pastizales remanentes y ambientes con vegetación espontánea. La diferencia entre las muestras actuales y las de la década de 1980 es consistente con los cambios en el uso de la tierra experimentados en el partido de Exaltación de la Cruz, donde entre 1988 y 2002 la proporción de cultivos aumentó 65%, mientras que la cobertura de pastizales naturales disminuyó 24% (Recuadro 27.1).

Los bordes con vegetación espontánea que rodean a muchos cultivos continúan siendo el tipo de hábitat que conserva la mayor riqueza y abundancia relativa de pequeños mamíferos en el paisaje rural (Fig. 27.3). Paradójicamente, pese a que varios estudios destacan los servicios ambientales que los bordes de cultivos prestan a la agricultura a través de la provisión de refugio para numerosas especies de insectos que actúan como polinizadores o como agentes de control de plagas de los cultivos, basta hacer un corto viaje por la Pampa Ondulada para comprobar hasta qué punto los bordes están desapareciendo a manos de los cultivos, expandiéndose incluso por las banquinas de rutas y caminos secundarios (Fig. 27.3a). Al verse interrumpida por cultivos, la trama de bordes y alambrados en el paisaje agrícola está perdiendo así no sólo su papel como hábitat remanente para la flora y fauna nativas, sino que podría perder incluso su función como corredor biológico en el paisaje, impidiéndose así la recolonización de hábitats y el mantenimiento de la biodiversidad.

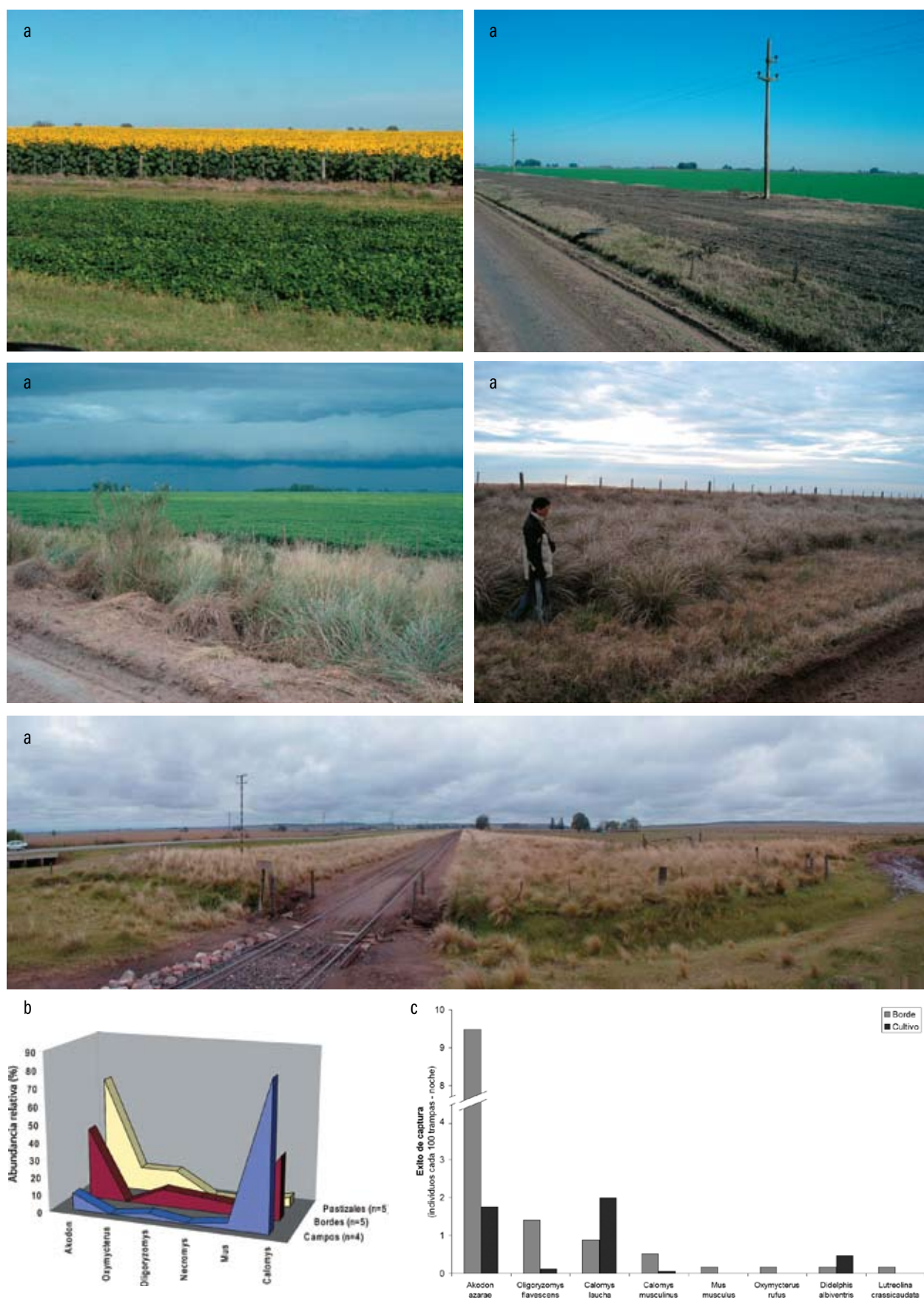
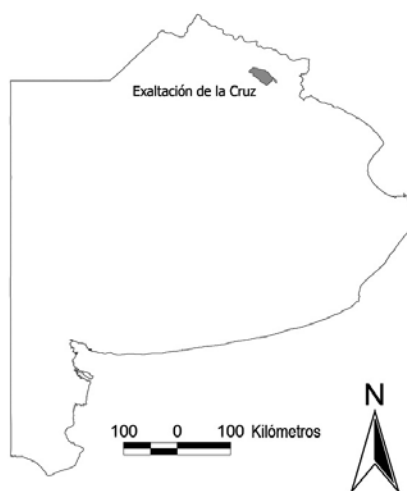
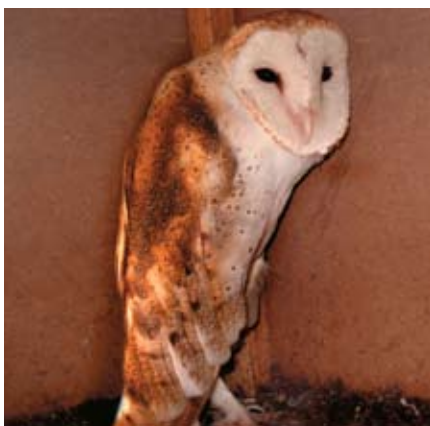
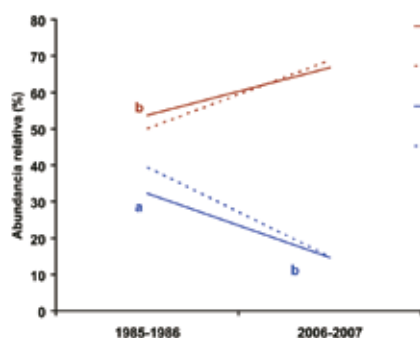


Figura 27.3 Algunos de los principales elementos del paisaje rural pampeano, y abundancia y distribución de pequeños mamíferos en cada uno de ellos. (a) Campos, terraplenes y bordes de cultivo, muchos de los cuales están siendo actualmente eliminados para sembrar cultivos. (b) Composición porcentual promedio de los géneros de roedores encontrados en ensambles correspondientes a diferentes tipos de hábitat localizados en agroecosistemas de la Región Pampeana (pastizales, campos de cultivos y bordes de cultivos; fuente: elaboración propia sobre la base de datos publicados en de Villafañe *et al.* 1988, Busch y Kravetz 1992, Bilenca y Kravetz 1995 y Comparatore *et al.* 1996). (c) Variación en la abundancia de pequeños mamíferos capturados en campos de cultivo y sus bordes adyacentes en el partido de Exaltación de la Cruz, Pampa Ondulada, provincia de Buenos Aires; 2003-2005 (fuente: adaptado de Bilenca *et al.* 2007).

Recuadro 27.1 Estudio de la dieta de aves rapaces: una herramienta para analizar cambios en el ambiente.

La lechuza de los campanarios, *Tyto alba*, es una especie cosmopolita con una amplia distribución en nuestro país. El análisis de las egagrópilas o bolos de regurgitación que expelen las lechuzas luego de cada ingesta constituye una potente herramienta para estudiar su dieta, tal como ya se lo ha abordado con éxito en agroecosistemas templados de Europa, Norteamérica y de nuestro país. Los restos óseos que aparecen en los bolos, particularmente las mandíbulas de los roedores, tienen elementos diagnósticos que permiten identificar, en muchos casos a nivel de especie, las frecuencias de las especies de las cuales se alimentan las lechuzas. En nuestro caso, analizamos los bolos de regurgitación de *Tyto alba* recolectados durante otoño-invierno y primavera-verano de 1985/86 (Bellocq 1998) y de 2006/07 (este estudio) procedentes del partido de Exaltación de la Cruz, en la provincia de Buenos Aires. En ambas épocas del año, la diferencia en la composición de ambas muestras es estadísticamente significativa (pruebas de diferencias de proporciones; $P < 0,001$), con un aumento relativo de *Calomys*, que dominan en los campos de cultivo, y una reducción significativa en las muestras en el porcentaje de *Akodon azarae*, la especie numéricamente dominante de los pastizales y otros ambientes naturales. Este cambio relativo en la composición de la dieta es consistente con los cambios en los principales usos de la tierra en el partido de Exaltación de la Cruz, según lo reflejan los datos de los censos agropecuarios efectuados por el INDEC 1988-2002.



Exaltación de la Cruz	Superficies ocupadas		Variación relativa
	1998	2002	
Cultivos anuales	31%	51%	65%
Pasturas	22%	14%	-40%
Pastizales naturales	40%	30%	-24%



En síntesis, estos resultados preliminares sugieren que la expansión del área cultivada, así como la pérdida de ambientes con vegetación espontánea como los bordes de cultivos, se traduce en cambios que afectan la abundancia y distribución de pequeños mamíferos – particularmente roedores – en los agroecosistemas de la región. Estos cambios no sólo podrían modificar la estructura de los ensamblajes de micromamíferos sino también repercutir sobre las especies que conforman los eslabones superiores de la trama trófica y que se alimentan principalmente de ellos, como las aves rapaces.

A modo de conclusión

“Durante los últimos años, hemos oído mucho acerca de los profundos cambios que se están produciendo en la flora y fauna de las regiones templadas del globo [...]. Si estos cambios se toman meramente como una evidencia del progreso material, deben ser motivo de regocijo para aquellos que están satisfechos y más que satisfechos con nuestro sistema de civilización o método de superar la naturaleza por la remoción de todos los obstáculos [...]. A aquél que encuentra placer en las cosas tal como existen en regiones vírgenes de los dominios de la naturaleza [...], le es permitido lamentarse por el aspecto alterado de la superficie terrestre [...]. Con más frecuencia tenemos noticias de Norteamérica, Nueva Zelanda y Australia en relación con esto, pero en ninguna parte del globo la civilización “ha escrito sus extrañas deformaciones” más marcadamente que en esa enorme planicie llamada las *pampas* [...]”.

Este párrafo, que quizás para algunos bien podría semejarse a una descripción bastante ajustada al contexto actual, corresponde en realidad a la introducción de *Un Naturalista en el Plata* (1892), una de las más bellas páginas escritas por el naturalista y escritor William Henry (Guillermo Enrique) Hudson, quien retrató como pocos las características singulares de la fauna pampeana y la belleza de sus inmensos pastizales. Hudson había nacido en los *Veinticinco Ombúes* – actual partido de Quilmes, provincia de Buenos Aires – en 1841 y habitó en nuestras pampas hasta 1874. En una breve síntesis, este extracto del relato de Hudson logra poner de manifiesto dos aspectos claves, a saber: 1) que la percepción acerca de la transformación del paisaje y la pérdida de la biodiversidad en la región pampeana datan de hace por lo menos unos 130 años y, 2) que ya desde entonces primaba la visión de que dicha transformación debía tener como objetivo fundamental el aumento de la producción en los agroecosistemas.

En el otro extremo, y en paralelo a esta visión productivista, la visión que primaba por entonces entre los conservacionistas – y que continúa vigente aún hoy en determinados círculos – enmarcaba a la conservación como una tarea cuyo principal propósito era proteger la naturaleza, entendiendo que dicha protección pasaba por mantener a la naturaleza al margen de las transformaciones humanas (el propio texto de Hudson parece inspirar esta visión).

En el caso que nos ocupa, cabe señalar que es altamente deseable que se establezcan nuevas áreas protegidas en la región pampeana ya que, de acuerdo con datos oficiales, la superficie cubierta por algún tipo de área protegida en las pampas apenas alcanza al 1,05%, cifra que está muy por debajo de las recomendaciones internacionales en la materia, que señalan que una eco-región debería contar con al menos un 10-15% bajo algún tipo de protección (pública, privada, de uso totalmente restringido o bajo cierto tipo de manejo, etc.). Al respecto, los esfuerzos de identificación de áreas de interés para la conservación en la región pampeana realizados por organizaciones ambientalistas, como las *Áreas Valiosas de Pastizal* (AVPs) compiladas por la Fundación Vida Silvestre Argentina, o las *Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves* (AICAs) reunidas por Aves Argentinas, permiten ser optimistas, ya que se podría elevar el valor de la superficie protegida actual del 1% a un potencial que podría rondar entre el 4-10%.

Al mismo tiempo, no es menos cierto que en este contexto de profunda fragmentación del paisaje pampeano, tanto las áreas protegidas que ya estén creadas como las que puedan crearse en un futuro no pueden ser concebidas como unidades separadas de su entorno – compuesto en este caso mayormente por agroecosistemas – ya que la evidencia científica indica que su aislamiento conducirá también inevitablemente a una pérdida de su biodiversidad. Si aceptamos que vastas áreas originalmente naturales de la región pampeana ya han sido virtualmente transformadas en *sistemas domesticados*, debemos entonces discutir acerca de las opciones que contamos hoy para llevar a cabo dicho proceso de domesticación de modo tal que la transformación de los paisajes y ecosistemas redunde en un bienestar humano en equilibrio con su entorno.

En la definición dada al inicio de este artículo ya habíamos señalado que el establecimiento de agroecosistemas tiene por objeto la producción de alimentos y otras materias primas. No obstante, también es cierto que otro aspecto distintivo de dicha definición es que se tratan de *sistemas manejados* con diversos propósitos. En la actualidad hay un creciente consenso en la necesidad de ampliar el rango de objetivos de manejo en los agroecosistemas de modo tal que, sin resignar el objetivo productivo como un aspecto central, se contemplen también simultáneamente la concreción de otros objetivos adicionales de similar valor e importancia, como algunos de los que ya fueron mencionados a lo largo de este artículo: Mitigación del cambio global, reducción de riesgos de contaminación de acuíferos, mantenimiento de la correcta provisión de servicios ambientales (muchos de los cuales redundan a su vez en una mayor producción) o conservación de la biodiversidad, entre otros. La inclusión de estos nuevos objetivos implica concebir a la actividad agropecuaria como una tarea llevada a cabo por *manejadores* del ambiente, y no tan sólo por *productores*, como suele describirse habitualmente a quienes trabajan en el campo.

En los agroecosistemas de la región pampeana tanto la producción de alimentos y fibras como la provisión de servicios ambientales y la conservación de la biodiversidad dependen prácticamente de las mismas tierras. Un paso hacia la resolución de este aparente conflicto requiere, entre otros aspectos, desarrollar una agenda de investigación en la cual, de manera acoplada y simultánea al desempeño de diferentes ensayos de manejo agronómico, se evalúen los cambios asociados en la composición de especies y en la estructura y funcionamiento de los procesos del sistema. La concreción de este tipo de estudios, desarrollados a diferentes escalas espaciales (el lote, el establecimiento rural, la unidad de paisaje, etc.) permitirá seguidamente elaborar manuales de buenas prácticas de manejo que sean capaces de conciliar los objetivos productivos, ambientales y de conservación.

Agradecimientos

Agradecemos a la Asociación Civil Ciencia Hoy su autorización para publicar este trabajo, correspondiente al artículo “Cambios en la fauna pampeana”, de Bilenca, D, Codesido, M y González Fischer, C, publicado en Ciencia Hoy, Volumen 18, N° 108, diciembre 2008-enero 2009, pp. 8-17. Este trabajo fue realizado con el apoyo del CONICET y de subsidios otorgados por la Universidad de Buenos Aires (UBACyT X282) y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, PNECO 1302). Agradecemos a Pablo Teta su gentil colaboración en el procesamiento de las egagrópilas, y a Carlos y Lucas Leveau, por su ayuda en parte de las tareas de campo. A Mauricio Earnshaw, por proveer las fotos de las aves. Al revisor anónimo, por sus oportunos comentarios a una versión previa de este manuscrito.

Lecturas sugeridas

- Baldi, G., Guerschman, J.P. & Paruelo, J.M. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116:197-208.
- Baldi, G. & Paruelo, J.M. 2008. Land use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13 (2): 6 [on line]
- Ciencia Hoy. 2005. *La transformación de la agricultura argentina*. vol. 15 no. 87. Número especial.
- Demaría, M.R., Aguado Suárez, I. & Steinaker, D.F. 2008. Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecología Austral* 18: 55-70.
- Gómez Villafañe, I.E., Miño, M., Cavia R., Hodara, K., Courtalón, P., Suárez, O. & Busch, M. 2005. *Guía de Roedores de la provincia de Buenos Aires*. Editorial L.O.L.A., Buenos Aires.
- Hudson, G.E. 1984. *Un naturalista en el Plata*. Libros de Hispanoamérica, Buenos Aires.
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R. & Boucher, T. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316: 1866-1869.
- Narosky, T. & Di Giacomo, A. 1993. *Las aves de la provincia de Buenos Aires: Distribución y status*. Asociación Ornitológica del Plata, Vázquez Massini editores y L.O.L.A., Buenos Aires.
- Solbrig O.T. & Vaineman, L. (org.) 1998. *Hacia una agricultura productiva y sostenible en la pampa*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- Szpeiner, A., Martínez-Ghersa, M.A. & Ghersa, C.M. 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy* 17 (101): 38-43.
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C. & Carreño, L. 2006. Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y malezales. in Brown, A.U, Martínez Ortiz, M.A. & Corcuera, J. (Eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. p. 263-269.
- Weyland, F., Poggio, S.L. & Ghersa, C.M. 2008. Agricultura y biodiversidad. *Ciencia Hoy* 18 (106): 27-35.

Sitios de internet

- Atlas ambiental de Buenos Aires: <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/>
- Aves Argentinas: <http://www.avesargentinas.org.ar/>
- Fundación Producir Conservando: <http://www.producirconservando.org.ar>
- Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA): <http://www.vidasilvestre.org.ar>
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación: <http://www.ambiente.gov.ar/>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC): <http://www.indec.mecon.gov.ar>.
- Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART; Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires; CONICET): <http://www.agro.uba.ar/laboratorios/lart/>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la Nación: <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/>
- Sistema de Información de Biodiversidad (SIB): <http://www.sib.gov.ar/>



Márcio Borges Martins. Gavião-caboclo (*Heterozpizias meridionalis*) no Parque Estadual de Tainhas em São Francisco de Paula/Jaquirana, RS.



Capítulo 28

Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos

Eduardo Vélez¹, Luiza Chomenko², Wigold Schaffer³ & Marcelo Madeira⁴

Neste capítulo abordamos dois tópicos relacionados à conservação dos Campos Sulinos. No primeiro deles, tratamos de identificar as características que determinam a singularidade deste sistema ecológico, circunscrever sua abrangência espacial e compreender a ampla variedade de denominações que têm sido empregadas para referir-se a eles, no todo ou em parte, no contexto do Brasil e da América do Sul. No segundo, sistematizamos as principais iniciativas e ações que ao longo dos últimos anos vêm sendo implementadas, direta ou indiretamente, em prol da sua conservação e uso sustentável.

I. Os Campos Sulinos

No Brasil, as florestas e as savanas são as formações vegetais de maior expressão territorial. As savanas dispõem-se, principalmente, sobre a diagonal semi-árida que corta o continente sul-americano – desde a Caatinga, passando pelo Cerrado, até o Chaco argentino. Ao noroeste e ao sudeste desta faixa, em zonas de maior umidade, encontram-se as florestas Amazônica e Atlântica, respectivamente. No entanto, à medida que nos deslocamos para o sul gradativamente descortinam-se remanescentes de uma das formações vegetais brasileiras mais antigas, os campos temperados (Quadro 28.1).

Esta formação tipicamente campestre surge a partir da brusca interrupção da tropicalidade verificada nas áreas planálticas situadas na fronteira de São Paulo com o estado do Paraná (PR) (Ab'Sáber 2006), e toma conta da paisagem no sul do Rio Grande do Sul (RS), conectando-se aos campos e pampas do Uruguai e Argentina. O clima é temperado (Köppen 1948) e úmido, as geadas são freqüentes durante o inverno e a pluviosidade, além de elevada, é relativamente bem distribuída ao

Foto de abertura: Valério Pillar. Campos próximos do Arroio Sarandj, entre Quaraí e Santana do Livramento, RS.

¹ PPG Ecologia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. E-mail: velezedu@portoweb.com.br

² Museu de Ciências Naturais – Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. E-mail: chomenko@fzb.rs.gov.br

³ Secretaria de Biodiversidade e Florestas – Ministério do Meio Ambiente. E-mail: wigold.schaffer@mma.gov.br

⁴ Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. E-mail: marcelo.madeira@ibama.gov.br

longo do ano. Este cenário climático é um dos fatores determinantes da singularidade desta vegetação, quando comparada às outras formações campestres brasileiras.

Várias designações têm sido adotadas para referir-se aos campos do sul do Brasil – Campos Subtropicais (Veloso 1966), Campos Gerais e Pampas (Rizzini 1979), Campos Sulinos (MMA 2002, Joly *et al.* 1999, Marchiori 2004), região das Estepes (IBGE 2004), Campos do Sul do Brasil (IBGE 2004), Campos (Overbeck *et al.* 2007), dentre outras. Embora nenhuma tenha se consolidado plenamente no uso por pesquisadores e gestores ambientais, a maioria delas refere-se à mesma unidade ecológica presente nos três estados da região sul do Brasil. Entretanto, alguns autores usam denominações similares para referir-se exclusivamente à porção sul do RS (bioma Pampa⁵, Quadro 28.2), o que pode gerar confusão sobre a abrangência geográfica correspondente. Pradarias Mistas (Ab’Sáber 2006), Província dos Campos Sulinos (Eiten 1992) e Campos da Planície Rio-Grandense (Rizzini 1963) são alguns exemplos de tais denominações.

Os Campos Sulinos, pelo exposto acima e segundo o entendimento deste capítulo e livro, correspondem a todas as formações campestres presentes no interior do PR, Santa Catarina (SC) e norte do RS – em meio às formações florestais existentes, no âmbito do bioma Mata Atlântica, e na metade sul do RS – formando a paisagem característica do bioma Pampa (Quadro 28.1).

Quadro 28.1 Os Campos Sulinos e os Campos Temperados Sul-Americanos.

Os campos do cone sul da América do Sul constituem uma das principais formações de campos temperados do planeta (Bilenca & Miñarro 2004), estando entre as mais ricas em diversidade de gramíneas (Burkart 1975). Sua área de distribuição natural é de aproximadamente 1 milhão de km² compartilhados pela Argentina, Uruguai, Brasil e Paraguai.

Alguns autores não têm considerado os Campos Sulinos do bioma Mata Atlântica⁵ e a área disjunta ao sul do Paraguai como parte dos campos temperados. Burkart (1975) inclui a região setentrional dos Campos Sulinos no domínio dos Campos tropicais e subtropicais, limitando o domínio dos Campos temperados ao que Soriano *et al.* (1992) denominaram de *Pastizales del Rio de la Plata* (Campos do Rio da Prata). Nestes, os Campos Sulinos do bioma Pampa⁵ correspondem ao setor mais ao norte, sendo denominados por eles como *Campos del Norte*. Além disso, estes autores limitam o uso da denominação Pampa às formações campestres argentinas, empregando a denominação Campos para as formações campestres do Uruguai, do Brasil e de uma pequena porção na Argentina (sudeste da província de Misiones e ao leste de Corrientes).

A exclusão dos Campos Sulinos do bioma Mata Atlântica do contexto dos Campos temperados, ainda que não pertençam aos Campos do Rio da Prata, não faz sentido do ponto de vista climático, já que não estão sujeitos ao longo período seco que caracteriza os Campos tropicais. A única particularidade que os diferencia do restante dos campos situados mais ao sul é a maior influência tropical representada pelo predomínio de espécies de gramíneas megatérmicas (C4). Da mesma forma, o uso limitado da denominação Pampa ou Pampas às áreas ao sul e oeste do rio da Prata, adotado por alguns autores, expressa apenas uma tendência no uso regional destes termos.

Do ponto de vista biogeográfico toda a região dos Campos do Rio da Prata – que inclui os campos do Uruguai e da metade sul do RS – tem sido designada como Província do Pampa (Morrone 2001) ou Província Pampeana (Cabrera & Willink 1980).

Na atual classificação oficial da vegetação do Brasil (IBGE 2004), os Campos Sulinos correspondem à formação fitoecológica “Estepe” (Veloso *et al.* 1991, Leite 2002), embora também possam estar presentes em algum grau na tipologia das Formações Pioneiras. O uso do termo estepe para referir-se aos campos advém de um esforço em adaptar a classificação brasileira a um sistema universal fisionômico-ecológico (Veloso *et al.* 1991). No entanto, o termo tem sido criticado em função da incongruência com o contexto ombrófilo destes campos, dentre outros aspectos (Marchiori 2004, Capítulo 2).

A expressão Campos Sulinos, portanto, parece ser a mais adequada para designar estas formações campestres, já que resgata uma nomenclatura regional tradicional – Campos – e, ao mesmo tempo, os circunscreve ao sul do Brasil, diferenciando-os das demais formações campestres brasileiras. Além disso, tem sido adotada por vários autores (*e.g.* Joly 1999, MMA 2002, Marchiori 2004).

⁵ Segundo a classificação brasileira de biomas (IBGE 2004, Quadro 28.2).

Quadro 28.2 Os Campos Sulinos e a classificação oficial da vegetação e dos biomas brasileiros.

O Brasil atualmente adota dois sistemas oficiais de classificação para referir-se às suas áreas naturais: o mapa da vegetação do Brasil e o mapa dos biomas brasileiros (IBGE 2004). No primeiro são apresentadas as regiões fitoecológicas (tipos vegetacionais), derivadas das formas biológicas predominantes da vegetação (Florestas – em função das árvores, Estepes – em função das herbáceas, Savanas – um misto de árvores, arbustos e herbáceas, etc.), do conjunto fisionômico e da composição florística característica. No segundo são diferenciados seis biomas continentais, cada qual representa um compartimento da biodiversidade brasileira identificável em escala regional e definido por múltiplos critérios, dentre eles o compartilhamento de um conjunto particular de espécies de plantas e animais, os tipos vegetacionais predominantes (regiões fitoecológicas), a história evolutiva, e as características físicas predominantes (clima, geologia, relevo e solos). Com isto, embora os campos (estepes) sejam a vegetação predominante no bioma Pampa, também há presença de florestas, por exemplo. Da mesma forma, os campos estão naturalmente presentes no bioma Mata Atlântica, ainda que as florestas sejam a vegetação característica do bioma. De acordo com o critério da classificação oficial brasileira, os Campos Sulinos não são tratados como bioma, mas como um tipo vegetacional presente nos biomas Pampa e Mata Atlântica.

A fisionomia de formação aberta, característica dos Campos Sulinos, resulta do predomínio de espécies herbáceas, principalmente gramíneas, e da presença pouco expressiva de árvores ou arbustos. Embora constituam uma unidade do ponto de vista ecológico, os Campos Sulinos apresentam uma compartimentação norte-sul do ponto de vista da configuração espacial e em termos florísticos, correspondente às porções situadas no bioma Mata Atlântica e no bioma Pampa.

Ao norte, os Campos localizam-se sobre os derrames basálticos do Planalto Meridional, dispostos em grandes manchas espacialmente desconectadas – encaves de campos associados principalmente à Floresta com Araucária. O domínio da fisionomia florestal nesta região resulta da expansão sobre os campos verificada nos últimos milhares de anos (Quadro 28.3, Capítulo 1). Isto sugere que no passado os campos do sul do Brasil formavam um contínuo, compartilhando, portanto, a mesma história evolutiva. Ao sul, os Campos dispõem-se sobre as planícies e elevações menos pronunciadas ao sul e a oeste do rio Jacuí, correspondendo à fisionomia predominante na paisagem. Ambos compartimentos correspondem a províncias biogeográficas distintas, com diferenciações fisionômicas e florísticas em suas comunidades vegetais (veja Capítulos 2 e 4).

Quadro 28.3 Uma breve história dos Campos Sulinos.

A evolução do hábito herbáceo é considerada uma adaptação a climas áridos. Simon & Jacobs (1990) postulam que as gramíneas podem ter se originado no nordeste Australiano, no início do Eoceno (55,8 milhões de anos antes do presente), havendo evidências de megafósseis de gramíneas similares às formas modernas, também para este período, no Colorado, América do Norte (Lauenroth & Milchunas 1992). Coincidentemente, atribui-se ao Eoceno o surgimento dos mamíferos herbívoros que coevoluiram com este tipo de vegetação.

Brendenkamp *et al.* (2002) fizeram uma revisão sobre a origem e expansão dos campos no hemisfério sul, vinculando o processo de expansão à transição do clima úmido e quente para um clima seco e frio em determinadas porções ao sul do continente sul-americano e africano. Postulam que este processo se deu especialmente a partir do Mioceno, em decorrência da nova conformação continental pós-Gondwana. Ressaltam que durante o Quaternário (últimos 230 mil anos), a alternância entre períodos glaciais e interglaciais foi determinante para processos de expansão e retração das formações campestres.

O mais recente ápice de expansão dos campos está associado ao último período glacial, ocorrido há 18 mil anos. Behling *et al.* (2004, 2005) e Behling & Pillar (2007), mediante análises de perfis palinológicos no sul do Brasil, detectaram uma dominância de vegetação campestre durante este período glacial e também entre o início e a metade do Holoceno, em condições de clima seco/frio e seco/quente, respectivamente. Por outro lado, verificaram evidências de expansão florestal sobre os campos, especialmente entre os últimos 5 mil e 930 anos, atribuindo esta expansão ao clima úmido e à ausência de uma estação seca marcante.

Portanto, nas condições climáticas atuais, os Campos Sulinos representam relictos de um clima mais seco (Lindman 1906, Rambo 1956). Tratam-se dos ecossistemas naturais já existentes quando os primeiros grupos humanos chegaram na América do Sul, há cerca de 12 mil anos, não se constituindo, portanto, em ecossistemas secundários derivados do desmatamento. Nesta perspectiva, é de se esperar que a florística e a fisionomia destes campos também tenham experimentado modificações em sintonia com o novo contexto climático. Marchiori (2004) assinala o avanço de grupos taxonômicos tropicais em direção ao sul e a perda da feição de “estepes”, em função da gradativa “savanização” da paisagem.

II. Iniciativas de conservação e uso sustentável da biodiversidade dos Campos Sulinos

Historicamente, os Campos Sulinos têm sido negligenciados nas ações de conservação da biodiversidade (Overbeck *et al.* 2007). No entanto, um conjunto de iniciativas recentes, geradas a partir de distintos contextos e atores, pode estar modificando gradativamente este cenário.

O fato do Brasil ser considerado um “país florestal” e a vinculação da consciência ecológica da sociedade brasileira a uma agenda conservacionista pautada principalmente pela defesa da Floresta Amazônica e da Mata Atlântica terminaram por retardar a inclusão dos Campos Sulinos, e de outras áreas naturais igualmente importantes como o Cerrado, a Caatinga e o Pantanal, por exemplo, nas prioridades de ação ambiental.

A baixa proteção dada aos campos temperados não é uma exclusividade do Brasil. Embora situem-se entre os mais diversos e produtivos dos ambientes terrestres, os campos temperados até 1996 contavam com apenas 0,69% de proteção em todo o planeta (Henwood 1998). Recentemente o nível de proteção aumentou de forma importante chegando a 5,5% (TGCI 2008), porém sem acréscimos relevantes a partir da América do Sul.

No caso dos Campos Sulinos, o desencadeamento de uma preocupação específica no âmbito da sociedade brasileira parece ter emergido com mais intensidade a partir de dois temas de grande repercussão pública: (1) a discussão que precedeu à vedação legal das queimadas como prática de manejo dos campos no RS, estabelecida em dispositivo da Constituição Estadual de 1989 e, mais recentemente, (2) a polêmica instaurada em torno do futuro do bioma Pampa frente ao anúncio de extensas plantações de árvores exóticas para produção de celulose.

Também contribuíram para isto a inclusão dos campos e outras tipologias não-florestais na definição das Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade por parte do Ministério do Meio Ambiente (MMA), no âmbito da definição e implementação da Política Nacional de Diversidade Biológica (MMA 2002, MMA 2007a); e a publicação do Mapa de Biomas do Brasil (IBGE 2004), com o reconhecimento do bioma Pampa, o que desencadeou uma identidade pública nacional para uma porção singular do território brasileiro onde predominam os campos.

Sem a pretensão de esgotar o tema, a seguir são apresentadas várias iniciativas vinculadas aos Campos Sulinos que, quando avaliadas em conjunto, constituem um cenário mais alentador, na medida em que formam o substrato para a construção de ações mais arrojadas em prol da conservação da sua biodiversidade. Destas ações depende o futuro dos Campos Sulinos que têm sido alvo de uma acelerada perda de hábitat ao longo dos últimos anos (Crawshaw *et al.* 2007) e que ainda encontram-se sob um grande número de riscos e ameaças (Bilenca & Miñarro, 2004, Carvalho *et al.* 2008) em função de atividades antrópicas implantadas sem levar em conta as especificidades locais.

Legislação ambiental

No Brasil, não existe uma legislação específica para as formações campestres. No entanto, várias leis ambientais apresentam dispositivos aplicáveis a estes ecossistemas, com grande capacidade de contribuição na conservação dos Campos Sulinos, desde que efetivamente aplicados.

Constituição Estadual e Federal

Em termos constitucionais, existe na Constituição do Estado do RS, promulgada em 03.10.89, publicada em 04.10.89 e republicada em 14.12.89, um dispositivo resultante de um Emenda Constitucional de 23.02.2005 que se refere especificamente ao bioma Pampa:

“Art. 1º Acrescenta inciso ao art. 251 da Constituição do Estado, que será o XVI, com a seguinte redação:
Art. 251....
XVI - valorizar e preservar o Pampa Gaúcho, sua cultura, patrimônio genético, diversidade de fauna e vegetação nativa, garantindo-se a denominação de origem.”

Outro dispositivo que tem vinculação ao tema da conservação da biodiversidade refere-se à vedação da prática das queimadas (Quadro 28.4).

“Art. 251...

§ 1º...

XIII – Combater as queimadas, responsabilizando o usuário da terra por suas consequências.”

Quadro 28.4 A polêmica sobre a vedação legal das queimadas.

O uso, ou a vedação plena, do fogo como forma de manejo da vegetação nos Campos Sulinos é um tema que suscita visões divergentes, inclusive no âmbito acadêmico.

No Brasil, a legislação federal não veda esta prática, desde que autorizada pelo órgão ambiental. Com a promulgação da Constituição Estadual em 1989, as queimadas passaram a ser proibidas no RS. No entanto, têm havido tentativas de diminuir a restrição desta prática que, até o momento, não lograram êxito.

A Lei estadual nº 9.519/1992, que instituiu o Código Florestal do RS, abriu uma exceção para o disposto na Constituição Estadual, proibindo o uso do fogo ou das queimadas nas florestas e demais formas de vegetação natural no RS, ressalvados os casos de controle e eliminação de pragas e doenças como forma de tratamento fitossanitário. Nestes casos, o uso do fogo, desde que não seja de forma contínua, poderá ser permitido mediante devida licença do órgão florestal competente. No que diz respeito à esta exceção o Art. 28 estabelece que “o órgão florestal competente deverá difundir critérios e normas de queima controlada, assim como campanha de esclarecimento de combate a incêndios”.

Nos anos de 2000 e 2002, houve duas tentativas de ampliar a liberação das queimadas no RS para permitir seu uso no manejo dos campos. A primeira tentativa deu-se pela aprovação da Lei estadual nº 11.498, de 04/07/00, que modificou o Código Florestal do Estado, permitindo, dentre outras coisas, a queima controlada de campos nativos como técnica de manejo agropastoril, mediante laudo técnico. Esta lei foi julgada inconstitucional pelo Tribunal de Justiça do Estado (TJ/RS) em 2001. A outra tentativa ocorreu a partir da aprovação da Emenda Constitucional nº 32 que deu nova redação ao inciso XIII do Art. 251 da Constituição: “Combater as queimadas, ressalvada a hipótese de que, se peculiaridades locais justificarem o emprego do fogo em práticas agropastoris ou florestais, ocorra permissão estabelecida em ato do poder público municipal, estadual ou federal circunscrevendo as áreas e estabelecendo normas de precaução”.

Esta emenda também foi julgada inconstitucional pelo TJ/RS em 2002. Portanto, permanece a vedação definida pela Constituição Estadual, ressalvados os casos de tratamento fitossanitário.

Na Constituição Federal não há menção específica aos Campos Sulinos, nem tampouco ao bioma Pampa, onde eles correspondem à fisionomia representativa. Porém, tramita no Congresso Nacional uma Proposta de Emenda à Constituição (PEC) nº 237/08, proposta pelo deputado Pedro Wilson (PT-GO), que inclui o Pampa entre os biomas brasileiros considerados patrimônio nacional.

“Art. 1º Fica acrescido ao § 4º do art.225, da Constituição, que passa a vigorar com a seguinte redação:

Art. 225 ...

§ 4º A Floresta Amazônica, a Mata Atlântica, Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense, o Pampa e a Zona Costeira são patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.”

Atualmente, a Constituição Federal considera como patrimônio nacional a Amazônia, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira. Este tipo de iniciativa é importante na medida em que aumenta a hierarquia legal para o Pampa e, portanto, para sua conservação, contribuindo para a manutenção da integridade ambiental dos Campos Sulinos frente a disputas jurídicas envolvendo ações consideradas conflituosas, especialmente aquelas que levam à descaracterização de suas paisagens.

Lei da Mata Atlântica

A Lei nº 11.428/2006 e o Decreto nº 6.660/2008 referem-se a todas as formações florestais nativas e ecossistemas associados do bioma Mata Atlântica, sendo a abrangência geográfica legal definida pelo Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428/2006 (IBGE, 2009). Logo, a porção setentrional dos

Campos Sulinos inclui-se no que a legislação define como “Campos de Altitude” – vegetação com estrutura herbácea ou herbácea/arbustiva situada no ambiente montano e alto-montano.

Esta legislação estabeleceu dispositivos de proteção rigorosos em função do grau de perda e degradação dos habitats a que foi submetido este bioma. No seu Art. 14, restringe a supressão de vegetação primária e secundária no estágio avançado de regeneração, podendo ser autorizada somente em caso de utilidade pública, e também a supressão da vegetação secundária, quando em estágio médio de regeneração, podendo ser autorizada somente em casos de utilidade pública e interesse social. Por outro lado, no Art. 29 define o pastoreio extensivo tradicional em remanescentes de campos de altitude, nos estágios secundários de regeneração, como uma atividade de uso indireto e sem necessidade de autorização dos órgãos ambientais competentes, desde que não promova a supressão da vegetação nativa ou a introdução de espécies vegetais exóticas.

A definição técnica do que vem a ser a vegetação primária e a vegetação secundária nos estágios avançado, médio e inicial de regeneração dos campos do bioma Mata Atlântica foi estabelecida como atribuição do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), no Art. 4º da lei. Para elaborar uma resolução contendo os parâmetros básicos dos estágios sucessionais de campos de altitude foi criado um Grupo de Trabalho específico em março de 2007 pela Câmara Técnica de Biodiversidade, Fauna e Recursos Pesqueiros/CONAMA. A proposta ainda encontra-se em fase de negociação, sendo previstos vários critérios para classificar cada situação concreta dentro de estágios sucessionais específicos (inicial, médio, avançado) ou na condição de vegetação primária. Os principais parâmetros propostos referem-se à história de uso, ao percentual de cobertura vegetal viva do solo, a diversidade e dominância de espécies, à presença de espécies vegetais indicadoras (a lista de espécies por estágio sucessional e por região consta em um anexo da proposta) e à presença de fitofisionomias características.

Código Florestal

A Lei federal nº 4.771/1965 instituiu o Código Florestal, com o objetivo de assegurar a conservação da vegetação natural, com ênfase nas formações florestais. Com a publicação da Medida Provisória (MP) 2.166/2001, que modificou o Código Florestal, é que a legislação tornou-se mais abrangente e precisa, ao tratar explicitamente de outras formações vegetais não florestais presentes nos biomas brasileiros, tais como os campos e cerrados.

Em termos gerais, a conservação das áreas de campo no Código Florestal, assim como as demais formações vegetais, ocorre basicamente por meio das Áreas de Preservação Permanente (APPs) – margens de ambientes aquáticos como rios, lagoas, reservatórios, etc., junto de nascentes, em encostas com declividade acima de 45°, topos de morros e outras elevações do relevo – e das reservas legais. Recentemente, com a regulamentação da Lei nº 9.605/1998 que dispõe sobre os crimes ambientais, por meio do Decreto nº 6.514/2008, o tema da reserva legal ganhou destaque em razão da definição de penalidades para os proprietários rurais que não averbarem suas áreas de reserva legal.

As reservas legais têm como objetivos o uso sustentável dos recursos naturais, a conservação e reabilitação dos processos ecológicos, a conservação da biodiversidade e o abrigo e proteção de fauna e flora nativas, mediante a manutenção de um percentual mínimo das formações vegetais naturais nas propriedades rurais do Brasil. O percentual das propriedades rurais a ser averbado como reserva legal varia conforme a região. No caso do bioma Pampa, por exemplo, a MP 2.166/01 exige a averbação de 20% da área da propriedade rural. Cada averbação deve ser feita à margem da inscrição do imóvel e tem caráter de perpetuidade.

No tocante aos avanços relativos às formações campestres dos biomas brasileiros, a maior mudança advinda da MP 2.166/2001 ocorreu em relação à reserva legal, ao estabelecer como área de reserva legal, no IV do Art. 16, no mínimo, “*vinte por cento na propriedade rural em áreas de campos gerais localizada em qualquer região do país*”. Embora proíba a supressão da vegetação

natural da reserva legal, é permitido o uso econômico desta vegetação sob regime de manejo sustentável, de acordo com princípios e critérios técnicos e científicos estabelecidos em regulamento. Todavia, este dispositivo carece de implementação, especialmente em se tratando dos Campos Sulinos.

Uma iniciativa recente destinada a reger a prática da pecuária nas áreas de reserva legal constituídas por campos nativos na área do bioma Pampa vem sendo coordenada pelo IBAMA/RS tendo envolvido a contribuição de especialistas de várias instituições (IBAMA 2009). Fundamentada em pesquisas realizadas nos Campos Sulinos que demonstram as possibilidades de manejo sustentável da pecuária, a proposta está em fase de análise pelo IBAMA, com vistas à proposição de uma normativa legal por parte do MMA.

Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)

A Lei nº 9.985/2000 que criou o SNUC estabelece como diretriz, em seu Art. 5º, a garantia de que “no conjunto das unidades de conservação estejam representadas amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas do território nacional e das águas jurisdicionais, salvaguardando o patrimônio biológico existente”. Este dispositivo contrasta com a realidade atual dos Campos Sulinos, com baixo grau de representatividade nas atuais unidades de conservação.

Unidades de Conservação (UCs)

A Comissão Nacional de Biodiversidade (CONABIO) estabeleceu nas Metas Nacionais da Biodiversidade para 2010 (Resolução nº 03, de 21/12/2006) o objetivo de proteger 10% dos biomas terrestres em unidades de conservação, com exceção do bioma amazônico, para o qual o índice é de 30%.

O atual percentual de unidades de conservação nos biomas Pampa e Mata Atlântica está muito aquém desta meta, especialmente no caso do bioma Pampa. Em se tratando especificamente dos Campos Sulinos este quadro é ainda mais dramático, já que as unidades de conservação existentes em ambos os biomas têm sido criadas principalmente com o objetivo de conservar florestas, no caso da Mata Atlântica, e áreas úmidas, no caso do bioma Pampa. Brandão *et al.* (2007) identificaram uma área equivalente a 271.657 ha campos no sistema de UCs no RS, o que representa 2,58% da área total de campos remanescentes, e de somente 1,41% em relação à cobertura original dos campos.

Considerando as unidades de conservação de domínio público federais e estaduais localizadas nas áreas de distribuição original ou atual dos Campos Sulinos existem atualmente 35 unidades de conservação, sendo 28 de proteção integral (Tab. 28.1) e sete de uso sustentável (Tab. 28.2). Deve-se levar em conta que em várias delas os campos têm pouca expressão em termos de área ocupada. Além disso, algumas todavia carecem de efetivação, estando na condição de “parques de papel”.

▼ Tabela 28.1 | Lista das Unidades de Conservação de Proteção Integral com representação de Campos Sulinos

Denominação	Gestão	Estado	Área (ha)	Bioma
Parque Estadual de Caxambu	Estadual	PR	968	Mata Atlântica
Parque Estadual de Palmas	Estadual	PR	181	Mata Atlântica
Parque Estadual de Santa Clara	Estadual	PR	632	Mata Atlântica
Parque Estadual de Vila Velha	Estadual	PR	3.122	Mata Atlântica
Parque Estadual do Monge	Estadual	PR	370	Mata Atlântica
Parque Nacional dos Campos Gerais	Federal	PR	21.500	Mata Atlântica
Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas	Federal	PR	16.445	Mata Atlântica
Reserva Biológica das Araucárias	Federal	PR	16.400	Mata Atlântica
Parque Nacional das Araucárias	Federal	SC	12.841	Mata Atlântica
Parque Nacional de São Joaquim	Federal	SC	49.300	Mata Atlântica
Parque Nacional da Serra Geral	Federal	RS-SC	17.300	Mata Atlântica
Parque Nacional de Aparados da Serra	Federal	RS-SC	10.250	Mata Atlântica

Denominação	Gestão	Estado	Área (ha)	Bioma
Estação Ecológica Aratinga	Estadual	RS	5.882	Mata Atlântica
Parque Estadual do Espigão Alto	Estadual	RS	1.319	Mata Atlântica
Parque Estadual do Ibitirá	Estadual	RS	415	Mata Atlântica
Parque Estadual do Tainhas	Estadual	RS	4.925	Mata Atlântica
Estação Ecológica de Aracuri-Esmeralda	Federal	RS	273	Mata Atlântica
Parque Estadual de Itapuã	Estadual	RS	5.566	Pampa
Parque Estadual do Camaquã	Estadual	RS	7.922	Pampa
Parque Estadual do Delta do Jacuí	Estadual	RS	14.242	Pampa
Parque Estadual do Espinilho	Estadual	RS	1.617	Pampa
Parque Estadual do Podocarpus	Estadual	RS	3.645	Pampa
Reserva Biológica de São Donato	Estadual	RS	4.392	Pampa
Reserva Biológica do Ibirapuitã	Estadual	RS	351	Pampa
Reserva Biológica do Mato Grande	Estadual	RS	5.161	Pampa
Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos	Estadual	RS	2.543	Pampa
Estação Ecológica do Taim	Federal	RS	33.400	Pampa
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	Federal	RS	34.400	Pampa

Recentemente o MMA e o ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) concluíram os estudos e audiências públicas para criação de três novas unidades de conservação de proteção integral nos Campos Sulinos: (i) Parque Nacional do Campo dos Padres, em SC, com cerca de 56.000 ha dos quais 20% são campos (ii) Refúgio de Vida Silvestre do Rio Tibagi, no PR, com 23.100 hectares e (iii) o Refúgio de Vida Silvestre do Rio Pelotas, RS/SC, com 262.000 ha, dos quais cerca de 50% são campos. A criação do PARNA Campo dos Padres encontra-se pendente de decisão da Justiça Federal (TRF4), e os refúgios em fase de negociação com outros ministérios antes de serem submetidos à sanção presidencial.

▼ Tabela 28.2 | Lista das Unidades de Conservação de Uso Sustentável com representação de Campos Sulinos.

Denominação	Gestão	Estado	Área (ha)	Bioma
Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba	Federal	PR	315.241	Mata Atlântica
Área de Proteção Ambiental da Escarpa Devoniana	Federal	PR	392.363	Mata Atlântica
Área de Proteção Ambiental Rota do Sol	Estadual	RS	52.500	Mata Atlântica
Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande	Estadual	RS	133.456	Pampa
Área de Proteção Ambiental Delta do Jacuí	Estadual	RS	22.826	Pampa
Área de Relevante Interesse Ecológico Pontal dos Latinos e Pontal do Santiago	Federal	RS	2.992	Pampa
Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã	Federal	RS	318.000	Pampa

Na Tabela 28.2 não foi incluída a categoria Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), pois muitas não têm localização georeferenciada precisa e não há informação sistematizada sobre a ocorrência das formações vegetais. Atualmente existem 67 RPPNs federais na região Sul, ocupando uma área de 31.064 ha (ICMBio 2009). Além disso, o Paraná conta com um número adicional de 201 RPPNs estaduais, totalizando 42.165 ha (IAP 2009).

Mapeamento dos Campos Sulinos

A primeira iniciativa de mapeamento da vegetação em nível nacional foi realizada entre os anos de 1970 e 1985 pelo Projeto RADAMBRASIL, com base em imagens de radar e trabalhos de campo. A segunda iniciativa ocorreu entre 2004 e 2006, no âmbito do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO) do MMA. A partir de imagens Landsat, ano base 2002, foram confeccionados mapas da cobertura vegetal por bioma na escala 1:250.000 (MMA 2007b). Dentro deste arranjo, as áreas mapeadas dos Campos Sulinos foram compartimentadas nos biomas Pampa e Mata Atlântica. O mapeamento do Pampa foi executado pelo Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), com apoio da Embrapa (unidades Clima Temperado e Pecuária Sul) (Hasenack 2006, Capítulo 23). O mapeamento da Mata Atlântica foi realizado pelo

Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia (IESB), com a colaboração do Departamento de Geografia da Universidade Federal Fluminense e pelo Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro (Cruz & Vicens 2007). Embora a tipologia da vegetação tenha sido padronizada, as metodologias de classificação das imagens não foram as mesmas nos dois mapeamentos. Logo, a análise conjunta dos resultados encontrados para os remanescentes de Campos Sulinos deve ser feita com cautela em função dos objetivos desejados e levando em conta as dificuldades inerentes à identificação da vegetação herbácea natural partir de imagens Landsat.

Monitoramento dos Campos Sulinos

Em abril de 2009, o MMA e o IBAMA anunciaram um novo projeto destinado ao monitoramento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Baseado na experiência de monitoramento periódico do desmatamento da Amazônia, o “Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite” tem como objetivo central dotar o governo federal de capacidade para o monitoramento da cobertura vegetal dos biomas Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa (MMA 2008).

O mapeamento dos remanescentes da cobertura vegetal dos biomas brasileiros (MMA 2007b) será considerado o marco zero para o início deste monitoramento e a escala utilizada será de 1:50.000. O projeto é de responsabilidade da Secretaria de Biodiversidade e Florestas do MMA e tem a sua execução técnica a cargo do IBAMA, por meio do Centro de Monitoramento Ambiental (CEMAM).

Programas de conservação da biodiversidade

Existem poucos projetos ou iniciativas dedicados à conservação e uso sustentável da biodiversidade dos Campos Sulinos. Alguns ainda encontram-se em fase de pré-implantação ou em fase final de desenvolvimento.

Iniciativa de conservação dos campos naturais do Cone Sul da América do Sul (*Alianza del Pastizal*)

Denominada *Iniciativa de Conservación de los Pastizales del Cono Sur ou Alianza del Pastizal*, resulta da ação conjunta de quatro instituições fundadoras que participam da Federação *BirdLife International*, a saber: Aves Argentinas, Aves Uruguay, SAVE Brasil e Guyra Paraguay. Atualmente conta com o apoio de várias outras instituições privadas e governamentais, além de organizações internacionais. Nos últimos anos tem incrementado o seu portfólio de atividades, consolidando-se como uma das experiências mais exitosas na região.

Dentre as ações que desenvolvem destacam-se a realização de estudos e o monitoramento de aves ameaçadas de extinção e de aves migratórias, associados à definição de IBAs (Áreas de Importância para Conservação das Aves). Também vem desenvolvendo experiências piloto com produtores rurais para integrar a conservação da biodiversidade no processo produtivo, especialmente na pecuária e agricultura, e difundir novas práticas de manejo com agregação de valor aos resultados da produção.

Na região do bioma Pampa, desenvolvem um projeto conjunto com a Associação dos Produtores de Carne do Pampa Gaúcho da Campanha Meridional (APROPAMPA) que já resultou na publicação do livro *Aves do Pampa*, um guia das aves encontradas nas fazendas da região de Bagé, e na realização, na mesma cidade, do 1º Encontro de Criadores de Gado em Pastagens Naturais do Pampa do Cone Sul, em novembro de 2007.

Em setembro de 2008, promoveram o *II Encuentro de Ganaderia de Pastizales Naturales del Cono Sur*, em Mercedes, na Argentina e em 2009 está programada para outubro a realização do terceiro, em Assunção, no Paraguai. Estes encontros têm oportunizado um espaço de discussão entre pecuaristas, acadêmicos, técnicos e ambientalistas a fim de avaliar e propor formas de manejo compatíveis com a conservação e a conseqüente geração de produtos de melhor qualidade com a geração de renda.

Informações detalhadas dos projetos e atividades da *Alianza del Pastizal* podem ser consultadas em www.pastizalesdelconosur.org.

Iniciativa para conservação dos campos temperados (TGCI)

Criada em 2006, no âmbito do Grupo de Trabalho em Áreas Protegidas de Campos da Comissão Mundial de Áreas Protegidas (WCPA) da União Internacional para Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature* – IUCN), esta iniciativa tem o objetivo de reverter a tendência de perda de biodiversidade e degradação nos campos temperados, por meio (i) da definição e manejo sustentável de áreas protegidas representativas, (ii) do amplo uso de práticas de manejo sustentável fora das unidades de conservação, e (iii) da duplicação do nível de proteção atual (5,5%) até o ano de 2014.

Em junho de 2008 foi realizado o Primeiro Encontro Mundial da Iniciativa de Conservação dos Campos Temperados (TGCI), em Hohhot, na China. Na ocasião, foi elaborada a Declaração de Hohhot (Quadro 28.5) em defesa dos campos temperados (*world temperate grasslands*), onde foram definidas como prioritárias as áreas de campos temperados da América do Sul e da zona contínua de campos do Leste da Ásia, abrangida por Mongólia, China e Rússia (TGCI 2008). Especificamente para a América do Sul, a TGCI identificou quatro regiões de campos temperados: Páramos, Andes Centrais, *Pastizales* do Rio da Prata (Pampa e Campos) e Estepe Patagônica, que correspondem a 11% do continente (TGCI 2008).

Em novembro de 2008, foi realizado o primeiro Encontro Sul-Americano da TGCI, em *San Clemente del Tuyú* na Argentina, promovido pela IUCN-Sul, Fundação Vida Silvestre Argentina e Administração Parques Nacionais da Argentina. Na ocasião foi definida uma estratégia para aumentar o nível de conservação dos campos temperados da América do Sul para o ano de 2014 e constituída a Rede Sul-Americana de Comunicação e Cooperação para a conservação e o uso sustentável dos campos temperados (Michelson 2009).

Quadro 28.5 Texto da Declaração de Hohhot, China.

Declaração de Hohhot XXI Congresso Internacional dos Campos/VIII Congresso Internacional dos Ecossistemas Pastorais Junho 2008 – Hohhot, Mongolia Interior, China Nós, os participantes da Iniciativa Mundial para a Conservação dos Campos Temperados, reconhecemos que: Considerando que os campos nativos temperados provêm serviços ambientais essenciais para a vida na Terra, seja como fonte de alimentos, fibras e de sustento e bem-estar humano, diversidade biológica e cultural, recarga de aquíferos e sequestro de carbono, particularmente frente à mudança climática global; Concordando que os campos nativos temperados são ecossistemas terrestres dominados por vegetação herbácea e arbustiva, mantidos pelo pastejo, fogo, seca e/ou baixas temperaturas, e que todos estes processos são dinâmicos e apresentam grande variabilidade em termos de tempo, extensão, intensidade e localização; Reconhecendo as oportunidades que os campos nativos temperados oferecem ao prover alimento para a humanidade, é imperativo manter a diversidade genética dos ecossistemas campestres; Percebendo a importância dos campos nativos temperados para a vida e sobrevivência cultural dos povos indígenas nômades, o valor do conhecimento indígena, bem como a experiência acumulada pelos usuários tradicionais dos campos nativos temperados; Reconhecendo que os campos nativos temperados estão atualmente entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta, tendo sido modificados pela atividade humana até o ponto em que a maioria dos campos já foi transformada, restando muito pouco em estado natural; Reconhecendo que as áreas remanescentes de campos naturais permanecem ameaçadas tanto por políticas inadequadas, como por práticas insustentáveis de manejo e uso da terra, que levam à perda destes ecossistemas; Reconhecendo que o êxito na conservação dos campos depende de abordagens de manejo participativo e da colaboração entre todos os setores, para assegurar a integração entre produção e conservação da biodiversidade, e a decorrente provisão contínua de bens e serviços ambientais pelos campos;

Reconhecendo a importância do fortalecimento dos territórios indígenas, das áreas comunitárias de conservação e do estabelecimento de novas áreas protegidas;

Reconhecendo que uma das mais importantes oportunidades de colaboração é a obtenção do reconhecimento social, em escala global, sobre o valor permanente dos campos naturais;

É essencial desenvolver e implementar incentivos para as boas práticas de uso da terra, a restauração e o manejo sustentável dos campos nativos temperados, como forma de garantir seu uso sustentável como ambientes de trabalho saudáveis;

Portanto, nós, participantes do *Workshop* de Hohhot da Iniciativa Mundial pela Conservação dos Campos Temperados e procedentes de cinco continentes e catorze países, declaramos que os campos nativos temperados estão criticamente ameaçados, sendo necessárias ações urgentes para proteger e manter os serviços que eles proporcionam para o sustento da vida humana. Conclamamos todos os setores da sociedade para colaborar com este objetivo.

Projeto Conservação da Mata Atlântica RS

O objetivo principal desta iniciativa é a proteção dos remanescentes da Mata Atlântica situados na porção nordeste do RS. Resultou da parceria entre o Governo do Estado, por meio da Secretaria de Meio Ambiente (SEMA) e o Banco Alemão de Desenvolvimento (*Kreditanstalt für Wiederaufbau Bank, KFW*) – contrato nº 2001 65 878 de 19/08/02, no âmbito da cooperação financeira oficial Brasil-Alemanha. Entre 2004 e 2009 foram investidos recursos da ordem de R\$ 22.480.000 (vinte e dois milhões e quatrocentos e oitenta mil reais) de contribuição financeira do *KFW* e uma contrapartida equivalente de R\$ 22.000.000 (vinte e dois milhões de reais) do Governo Estadual.

Do ponto de vista da conservação dos Campos Sulinos, o projeto possibilitou a implantação de várias unidades de conservação (construção de sedes, confecção de planos de manejo e planos operacionais, regularização fundiária, aquisição de equipamentos, contratação de funcionários, entre outras ações) e a qualificação das operações de fiscalização. Dentre as unidades de conservação que receberam investimentos e que contém áreas importantes de Campos incluem-se: a Estação Ecológica Estadual de Aratinga (em São Francisco de Paula e Terra de Areia), o Parque Estadual do Tainhas (em Cambará do Sul, São Francisco de Paula e Jaquirana), a Área de Proteção Ambiental Rota do Sol (em Cambará do Sul, Itati, Maquiné, São Francisco de Paula, Terra de Areia, Três Forquilhas e Três Cachoeiras), o Parque Nacional dos Aparados da Serra e o Parque Nacional da Serra Geral (em Cambará do Sul) (SEMA 2009).

Ações similares com apoio do *KFW* estão sendo realizadas também em Santa Catarina (Projeto de Proteção da Mata Atlântica) e já foram concluídas no Paraná (Projeto Pró-Atlântica).

Aglomerados Urbanos em Área Protegida – Programa URB-AL

O projeto “Aglomerados Urbanos em Área Protegida: Métodos para promover o desenvolvimento sócio-econômico da população com a tutela da natureza” insere-se no âmbito do Programa URB-AL, que promove o intercâmbio entre cidades da União Européia e da América Latina para o desenvolvimento de parcerias entre agentes locais, intercâmbios e transferência de conhecimentos e experiências sobre temas de interesse mútuo.

Busca promover o desenvolvimento sócio-econômico da população com sustentabilidade ambiental mediante a criação de novas fontes de renda e do fortalecimento das fontes existentes, que valorizem o território, a cultura local e a proteção do meio ambiente em sete municípios do Brasil, Uruguai, Itália e Portugal. As ações previstas incluem também a instalação de unidades demonstrativas, a formação profissional e a promoção comercial das atividades econômicas que protegem o meio ambiente. Do ponto de vista da conservação dos campos o projeto pretende promover integração regional entre as unidades de conservação entre os países vizinhos.

O foco do projeto no Brasil (Alegrete, Santana do Livramento, Rosário do Sul e Quaraí) e no Uruguai (Rivera) é o bioma Pampa, especialmente onde situam-se quatro áreas protegidas próximas

da fronteira: a Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã e a Reserva Biológica do Ibirapuitã no Brasil e o *Parque Gran-Bretanha* e *Parque Natural Regional Valle del Lunarejo*, no Uruguai. Com um prazo de quatro anos (2009-2012), o projeto tem um orçamento de 3 milhões de euros (80% disponibilizados a fundo perdido pela Comissão Europeia e 20% proveniente dos municípios participantes) (URB-AL 2009).

Projeto Biodiversidade RS

Este projeto é de iniciativa do Governo do Estado do RS, sendo coordenado pela Secretaria de Planejamento e Gestão (SEPLAG), com a participação da SEMA/RS, da FZB, da FEPAM e da Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica de Extensão Rural (EMATER/RS). Já foi submetido e aprovado junto ao *Global Environment Facility* (GEF), tendo como órgão implementador o Banco Mundial (BIRD) e sua implementação depende de ajustes que estão sendo negociados.

O objetivo deste projeto é promover a conservação e recuperação da biodiversidade em áreas privadas e no entorno de unidades de conservação, mediante o gerenciamento integrado dos ecossistemas e a criação de oportunidades para o uso sustentável dos recursos naturais, com vista ao desenvolvimento regional.

Os recursos financeiros previstos são da ordem de US\$ 5 milhões do GEF/BIRD, com uma contrapartida do Governo Estadual de US\$ 6,1 milhões. As atividades previstas envolvem (i) a produção e disseminação de informações sobre a biodiversidade e a disponibilização de mecanismos para gerenciar a sua conservação, (ii) a adoção de novas agendas de trabalho e capacitação das comunidades para alterar os modelos hoje em curso, reduzindo as ameaças à biodiversidade, e (iii) adoção de novas práticas que incorporem a biodiversidade nos setores produtivos do âmbito rural. Dentre as práticas, incluem-se ações de controle de espécies exóticas invasoras, conservação de espécies ameaçadas de extinção, implementação de sistemas de informação geográfica e de monitoramento da biodiversidade, atividades pedagógicas e curriculares, realização de zoneamento ecológico-econômico, implantação de unidades demonstrativas de produção sustentável, certificação de sustentabilidade e remoção de riscos à biodiversidade (SEPLAG 2009).

Embora não tenha como foco exclusivo a conservação dos campos, o projeto será desenvolvido predominantemente no bioma Pampa, onde são a principal fisionomia. No total, pretende-se atender 33 municípios, que totalizam 63.428,80 km², sendo estabelecidas quatro áreas principais de ação: Quarta Colônia, Campos da Campanha, Escudo Sul-Rio-Grandense e Litoral Médio. A escolha da área de abrangência do projeto levou em consideração o mapa de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade (MMA 2007a) e contempla, total ou parcialmente, 55 destas áreas.

Mobilização social e institucional

Workshop Estado atual e desafios para a conservação dos Campos

Realizado em março de 2006, este evento reuniu dezenas de técnicos e pesquisadores para discutir o estado atual e os desafios para a conservação dos campos do sul do Brasil. O *workshop* foi uma promoção de vários departamentos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). As discussões foram estruturadas em quatro tópicos: (i) “Por que conservar os campos?”, (ii) “Qual o estado atual da conservação dos campos?”, (iii) “Qual o papel da pecuária na conservação dos campos?”, e (iv) “Qual o papel da legislação ambiental na conservação dos campos?”. Os resultados do *workshop* foram sistematizados (Pillar *et al.* 2006) e constituem uma importante fonte de consulta para compreender a problemática da conservação dos Campos Sulinos.

Reuniões regionais sobre o bioma Pampa

Uma série de reuniões e seminários promovidos por organizações governamentais (OGs) e não governamentais (ONGs) têm acontecido no bioma Pampa com maior frequência a partir de 2005, vol-

tados à promoção da sustentabilidade ambiental. O *I Seminário do bioma Pampa: uma proposta de desenvolvimento econômico, ambiental, turístico e cultural* ocorreu em 2005, na cidade de Bagé o *II Seminário do bioma Pampa e I Seminário internacional do bioma Pampa*, em 2006, em Santana do Livramento e o *I Seminário internacional “Pampa & Sustentabilidade: em busca de alternativas produtivas”*, realizado em 2007, na cidade de Pelotas.

Conferência Nacional do Meio Ambiente

A Conferência Nacional do Meio Ambiente é uma iniciativa do Governo Federal que busca ampliar o debate e a participação da sociedade brasileira na formulação de políticas ambientais que assegurem a qualidade ambiental e a sustentabilidade dos recursos naturais. Nas Conferências II e III, respectivamente realizadas em 2005 e 2007, foram contempladas deliberações relacionadas aos Campos Sulinos, por meio da referência ao bioma Pampa.

Em 2005, destacam-se duas deliberações: (i) desenvolver a Agenda 21 para o reconhecimento e valorização do bioma Pampa, e (ii) criar um projeto para o bioma Pampa, no âmbito do MMA, visando à conservação, uso sustentável e repartição de benefícios, bem como a regulamentação e ampliação das unidades de conservação no bioma (MMA 2005). Em 2007, aprovou-se a deliberação para “*Apoiar junto ao Congresso Nacional a aprovação da Emenda Constitucional que reconhece o Pampa, o Cerrado e a Caatinga como Patrimônio Nacional*” (MMA 2007c).

Dia do bioma Pampa

Em 2007, foi instituído o dia 17 de dezembro como o “Dia do bioma Pampa”, por meio de Decreto Presidencial. A data escolhida corresponde ao dia do nascimento do ambientalista José Antonio Lutzenberger, em homenagem a sua dedicação e trajetória em defesa da biodiversidade brasileira. Datas comemorativas como esta têm servido de base para a mobilização social em torno da conservação e para o lançamento de iniciativas públicas e privadas.

Resolução sobre conservação dos Campos – IUCN

O Congresso Mundial da Natureza, promovido pela IUCN é o maior e mais importante evento sobre a conservação da natureza. Ocorre a cada quatro anos e busca promover, além da conservação, o manejo dos ambientes naturais para o desenvolvimento econômico, social e humano. Na última edição, realizada em outubro de 2008, em Barcelona, Espanha, contou com a participação de mais de 6.600 lideranças governamentais, do setor público, de organizações não-governamentais, empresariais, de agências da Nações Unidas e outras organizações sociais. Na ocasião foi aprovada uma resolução específica (Quadro 28.6) em prol da conservação dos pampas e campos da América do Sul (IUCN, 2009), que teve como proponentes a *Fundación Vida Silvestre Argentina*, a *Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable* – Argentina, e a *Fundación PROTEGER*.

Quadro 28.6 Resolução aprovada no Congresso Mundial da Natureza – IUCN, em 2008, Barcelona/Espanha.

Resolución 4.044 Acciones para conservar las pampas y campos de Sudamérica (aprobada como CGR4.MOT066)

TENIENDO PRESENTE que los pastizales del Río de la Plata, conformados por las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil, constituyen una de las regiones de pastizales templados más grandes del mundo, con una superficie cercana a 750.000 km²;

CONSIDERANDO que la biodiversidad de estos pastizales es conspicua, con miles de especies de plantas vasculares de diverso origen, con al menos más de 550 gramíneas; que habitan aquí entre 450 y 500 especies de aves, de las cuales al menos 60 son consideradas estrictas del pastizal; y cerca de un centenar de mamíferos terrestres incluyendo, entre otros, al venado de las pampas, especie emblemática de la región en serio peligro de extinción;

CONOCEDOR de que los sistemas de pastizales proporcionan una amplia gama de bienes y servicios ambientales, en la cual, además de la provisión habitual de carne, leche, lana y cuero que producen los sistemas de pastoreo, se debe contar, entre otros aspectos, la contribución de

los pastizales al mantenimiento de la composición de gases en la atmósfera mediante el secuestro de CO₂, su papel en el control de la erosión de los suelos, y como fuente de material genético para una gran cantidad de especies vegetales y animales que constituyen hoy la base de la alimentación mundial;

OBSERVANDO que debido a la importancia que tiene la región como una de las principales áreas de producción agropecuaria del mundo, la superficie cubierta por pastizales en la región ha ido disminuyendo en las últimas décadas a razón de un 1% anual, llegando a ser el reemplazo de pastizales para otros usos (agricultura o forestaciones) de un 10% anual en algunas localidades;

RECORDANDO que el III Congreso Mundial de Parques realizado en 1982 estableció que un bioma, para que se encuentre satisfactoriamente protegido, debe contar con al menos el 10% de su superficie bajo protección;

RECONOCIENDO que pese a las importantes características y funciones antes mencionadas, los pastizales templados son uno de los tipos de biomas con menor nivel de protección a escala global --apenas un 4,59% de su superficie está protegida -- y que este panorama es aún más grave en la región de los pastizales del Río de la Plata: Argentina, 1,2%; Uruguay, 0,21%; y Brasil, 2,23%; y

CONSCIENTE de la necesidad de fortalecer las actividades y logros más recientes alcanzados a través de los siguientes esfuerzos de programas e iniciativas:

- a. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil (Fundación Vida Silvestre Argentina);
- b. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios Prioritarios para la conservación de la biodiversidad (Aves Argentinas);
- c. Iniciativa Alianzas del Pastizal, para la conservación de los pastizales del cono sur de Sudamérica (BirdLife International, Aves Argentinas, Aves Uruguay, Save Brasil, Guyra Paraguay);
- d. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização (Ministerio do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas); y
- e. Iniciativa para la conservación de los pastizales templados (Grupo de tareas sobre áreas protegidas en pastizales, Comisión Mundial de Áreas Protegidas, UICN);

El Congreso Mundial de la Naturaleza, en su cuarto período de sesiones, Barcelona, España, 5 al 14 de octubre de 2008:

1. PIDE a los Gobiernos de Argentina, Brasil y Uruguay que:

- a. intensifiquen los esfuerzos para incrementar la designación de áreas protegidas en los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica, a fin de incrementar al 10% la superficie protegida; y
- b. desarrollen y promuevan prácticas de uso y manejo de pastizales naturales, que apunten a establecer agroecosistemas capaces de proporcionar y sostener los diversos servicios ambientales y la vida silvestre de los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica;

2. INSTA a las agencias pertinentes de los Gobiernos de Argentina, Brasil y Uruguay a:

- a. desarrollar políticas integradas de manejo y conservación, particularmente para aquellas especies amenazadas de los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica; y
- b. instalar en sus agendas el desarrollo de acciones para la conservación y uso sostenible de los pastizales naturales y sensibilizar a la opinión pública acerca de su importancia;

3. SOLICITA a los organismos de financiamiento internacional que promuevan el apoyo a las iniciativas tendientes a la conservación de los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica, en apoyo a las prioridades regionales que los Gobiernos miembros definan oportunamente; y

4. INSTA a las organizaciones no gubernamentales interesadas a tomar conciencia de la necesidad de preservar los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica, y a promover el entendimiento de que los mismos sostienen una serie de servicios ambientales relevantes para la sociedad;

Además, el Congreso Mundial de la Naturaleza, en su cuarto período de sesiones, Barcelona, España, del 5 al 14 de octubre de 2008, ofrece la siguiente orientación para la ejecución del Programa 2009-2012:

5. SOLICITA a la Comisión de Derecho Ambiental que asista a los Estados Miembros que soliciten asesoramiento para las leyes ambientales que sean apropiadas.

Redes de pesquisa, desenvolvimento tecnológico e inovação

A produção de conhecimento científico sobre os Campos Sulinos é um fator decisivo para compreender a estrutura e o funcionamento deste sistema ecológico, fundamentar as políticas de conservação da sua biodiversidade e promover o desenvolvimento sustentável a partir da valorização da suas potencialidades naturais. A região sul do Brasil concentra boa parte das instituições nacionais de pes-

quisa e de formação de recursos humanos. Somente no RS, existem 47 instituições que abrigam um total de 367 especialistas (pesquisadores, gestores ambientais, extensionistas e técnicos) de alguma forma envolvidos com a biodiversidade dos biomas Pampa e Mata Atlântica, nas áreas de taxonomia, ecologia, conservação da natureza, gestão ambiental, produção animal e vegetal, e de sociologia e desenvolvimento rural. A falta de programas de fomento, indutores de pesquisas sobre as formações campestres tem subaproveitado o potencial humano disponível na região e limitado uma compreensão ainda mais abrangente destes sistemas ecológicos. A despeito disso, existem alguns grupos multidisciplinares organizados em torno dos Campos Sulinos.

Grupo Campos – Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul

Trata-se de um grupo informal, constituído por pesquisadores e técnicos da Argentina, Brasil e Uruguai que se organizam principalmente em torno da geração de conhecimento sobre a produção animal baseada nas pastagens naturais do “bioma Campos” (campos temperados do cone sul da América do Sul), e também com temas correlatos. A iniciativa conta com o apoio da FAO – Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação.

A primeira reunião do grupo foi em 1997, em Mercedes na Argentina e a XXII em 2008, na cidade de Minas no Uruguai. Entre seus objetivos estão o estímulo à integração regional e o intercâmbio técnico e científico, especialmente pela formação de grupos de trabalho e de programas cooperativos de pesquisas (Mittellmann & Reis 2006). Os anais das reuniões contêm trabalhos completos e resumos, e são uma importante fonte de consulta técnica.

GEPAN – Grupo de Estudos de Pastagens Naturais

Criado em 1982, trata-se de um grupo informal de pesquisadores de universidades, institutos de pesquisa, cooperativas e empresas, dedicados à realização de pesquisas sobre as pastagens naturais no sul do Brasil. A organização do Simpósio: “O Futuro dos Campos: conservação e uso sustentável”, realizado em 2009, e a publicação deste livro são iniciativas emanadas deste grupo.

Simpósio de Forrageiras e Produção Animal

Este evento é promovido pelo Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS. Tem como finalidade manter um contato com o público relacionado a este tema (estudantes, produtores rurais, técnicos, etc.), a partir dos resultados das pesquisas sobre produção animal em pastagens naturais dos Campos Sulinos.

Realizado a partir de 2006, apresenta a cada ano uma ênfase temática particular: “*Importância e potencial produtivo da pastagem nativa*”, em 2006; “*Sustentabilidade produtiva do bioma Pampa*”, em 2007 e “*Divulgação e aplicação de resultados de pesquisa sobre a utilização da pastagem nativa no sul do Brasil*”, em 2008.

A busca da produção animal com sustentabilidade ambiental a partir da valorização e aproveitamento da biodiversidade dos Campos Sulinos é o contexto sobre o qual se estrutura o Simpósio. Todas as apresentações são publicadas na forma de artigos completos em Anais (www.ufrgs.br/agropfagrom), incluindo pesquisas recentes, informações sobre a biodiversidade, estudos de caso e aspectos práticos e aplicados da produção animal.

Uso sustentável dos Campos Sulinos I: pecuária

A pecuária tem sido tradicionalmente praticada sobre os Campos Sulinos de forma extensiva e mediante o aproveitamento da sua vegetação nativa. Este uso econômico das pastagens naturais tem colaborado com a conservação dos campos ao impedir um avanço maior da fronteira agrícola. No entanto, nem toda a atividade pecuária pode ser considerada tacitamente sustentável simplesmente por realizar-se sobre os campos naturais. O excesso de carga animal e a utilização

excessiva de pastagens à base de espécies exóticas são fatores que têm contribuído para a degradação dos campos.

A incorporação de novas práticas de manejo que permitam o aumento da produtividade e da geração de renda, de forma ambientalmente sustentável, a partir desta atividade econômica representa uma perspectiva formidável para a conservação dos campos. Pesquisas e tecnologias desenvolvidas em instituições de pesquisa da região demonstram que isto é possível (veja Capítulos da Parte 3), desde que políticas públicas e privadas específicas sejam capazes de promover a transformação da realidade atual da produção pecuária na região.

Algumas experiências recentes apontam nesta perspectiva e vêm se constituindo nos pilares do desenvolvimento de uma cultura de produção pecuária sustentável nos Campos Sulinos. Pesquisas sobre o efeito destas práticas sobre a biodiversidade são necessárias para que objetivos explícitos de conservação da biodiversidade possam ser quantificados e aperfeiçoamentos nos procedimentos de manejo eventualmente incorporados.

Indicação de Procedência – Carne do Pampa Gaúcho

Uma experiência recente, e bastante exitosa, de produção de carne sustentável vem sendo desenvolvida pela Associação dos Produtores de Carne do Pampa Gaúcho da Campanha Meridional (APROPAMPA). Trata-se de uma entidade sem fins lucrativos, de caráter cultural, social e de pesquisa, formada por produtores rurais, indústria frigorífica, varejo e outros agente ligados direta ou indiretamente à cadeia da bovinocultura de corte na região da Campanha, no RS.

Em dezembro de 2006, obtiveram de forma inédita junto ao Instituto Nacional da Propriedade Industrial (INPI) o reconhecimento da Indicação de Procedência (IP), “Pampa Gaúcho da Campanha Meridional” para a carne produzida dentro de regramentos específicos de produção, dentre eles: abate até os 36 meses, criação em pastagem nativa, ausência de suplementação e confinamento na alimentação. Além disso, os animais devem ser puros das raças ‘Angus’ ou ‘Hereford’ ou resultantes do cruzamento entre elas, com rastreabilidade desde o nascimento.

A Indicação de Procedência é uma modalidade de Indicação Geográfica, estabelecida na Lei de Propriedade Industrial nº 9.279/1996, que protege a relação entre o produto e sua reputação em função de sua origem geográfica específica, neste caso a Campanha Meridional do Pampa Gaúcho. Funciona como uma certificação, na qual os produtores da APROPAMPA têm o direito exclusivo de rotular seus produtos com a indicação de procedência, e com isso obter uma diferenciação qualificada junto ao consumidor. Este pode ainda obter informações sobre o produto (data do abate, a idade do animal, a alimentação, etc.) no sítio www.carnedopampagaucho.com.br.

Projeto Redes de Referência

Iniciado em 2006, o “Projeto Redes de Referência”, integra o Programa “Juntos para Competir”, uma parceria entre o Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR), o Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE) e a Federação da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul (FARSUL). Tem como objetivo demonstrar ao produtor rural como as novas tecnologias de produção pecuária extensiva sobre as pastagens naturais podem resultar em aumento efetivo da produtividade.

Para assegurar um efeito irradiador, foram selecionadas propriedades em diferentes regiões do RS (Santana do Livramento, Lavras do Sul, Herval, São Francisco de Paula, Arroio Grande, São Borja, Vacaria e Uruguaiana), denominadas de Unidades de Referência. Em cada uma delas, técnicos especializados realizam um planejamento técnico-financeiro, envolvendo o diagnóstico do sistema de produção, a definição de metas e das correspondentes ações de intervenção relacionadas à capacidade de suporte das pastagens, à composição e evolução do rebanho e ao planejamento forrageiro

por categoria animal. Além do acompanhamento periódico, são realizados dias de campo e publicados informativos técnicos (Santos *et al.* 2008).

Esta experiência de extensão rural notabiliza-se pela sólida fundamentação científica, que decorre de décadas de pesquisas realizadas por universidades e institutos de pesquisa da região (UFRGS, UFPEL, UFSM, EMATER/RS, EMBRAPA e FEPAGRO), e também pela versatilidade, já que as recomendações técnicas são definidas em função das singularidades do binômio propriedade-produtor. Os resultados iniciais da implementação deste projeto são animadores e revelam a grande potencialidade desta metodologia de extensão rural que, se fosse devidamente aplicada em toda a região dos Campos Sulinos, poderia desencadear um ciclo de desenvolvimento sustentável com garantia de conservação da biodiversidade.

Programa Melhoramento de Campos Naturais do Planalto Serrano Catarinense

A constatação de que a inviabilidade econômica dos sistemas tradicionais de produção pecuária na região do Planalto Sul Catarinense vinha determinando a conversão dos campos para outros tipos de cobertura vegetal e a perda da oportunidade de desenvolvimento a partir da vocação natural da região foi a base para o desenvolvimento deste programa.

Instituído a partir de 1998, numa parceria entre a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) – Estação Experimental de Lages e a Associação dos Municípios da Região Serrana (AMURES), tem procurado valorizar os campos naturais, mediante a assistência técnica aos produtores rurais para implementação de novas práticas de manejo da pecuária e melhoramento do campo nativo, tais como: subdivisão das invernadas, diferimento, mineralização proteinada de inverno, roçadas, ajuste da carga animal e introdução de espécies de alto valor forrageiro. A realização de dias de campo, cursos para técnicos, seminários regionais e a divulgação dos resultados obtidos nas propriedades pelos meios de comunicação integram as estratégias de disseminação destas tecnologias (Prestes & Córdova 2008).

Em 2003, o programa foi premiado pelo Programa Gestão Pública e Cidadania promovido pela Fundação Getúlio Vargas, Fundação Ford e BNDES, tendo sido adotado no mesmo ano pelo Governo Estadual, com abrangência para todo o estado de Santa Catarina e com uma linha de crédito específica do Banco Regional de Desenvolvimento do Extremo Sul (BRDE).

Um levantamento dos resultados obtidos em dezoito municípios do Planalto Sul Catarinense indica que 1.093 propriedades aderiram ao programa, totalizando 14.540 ha de pastagens naturais melhoradas. Maiores informações sobre esta importante iniciativa podem ser obtidas em Prestes & Córdova (2008) e no livro “Melhoramento e Manejo de Pastagens Naturais do Planalto Catarinense” (Córdova *et al.* 2005).

Programa Regional de Melhoramento do Campo Nativo

Esta iniciativa surge da experiência de extensão rural da EMATER/RS com o melhoramento do campo nativo no município de São Francisco de Paula, RS, iniciada em 1992. Com o objetivo de reverter os baixos índices de produtividade da pecuária tradicional, foram obtidos resultados expressivos como a produção de até 400 kg/ha/ano de carne de qualidade e um aumento significativo na produção de queijo serrano, um produto típico da região (EMATER/RS 2009).

O programa foi instituído em 2000, no âmbito do Plano Estratégico de Desenvolvimento da Microrregião Homogênea dos Campos de Cima da Serra (São Francisco de Paula, Cambará do Sul, Jaquirana, Bom Jesus e São José dos Ausentes), numa cooperação entre EMATER/RS, prefeituras, sindicatos e associações rurais, além de outras entidades. Nos dois primeiros anos já contava com a participação de 200 produtores em uma área equivalente a 3.000 ha (Messias & Ries 2002).

Programa de Pecuária Familiar

Este programa integra as ações de extensão rural da EMATER/RS e busca a melhoria da produção, com ênfase na alimentação animal, melhoramento genético, inserção no mercado e agregação de valor. Embora a maior ênfase seja sobre o incremento genético dos rebanho bovino e ovino, o programa prevê práticas de melhoramento de campo nativo. Os resultados alcançados em 2007 incluem: a formação de 28 grupos de comercialização, agregando 1870 produtores, o melhoramento de campo nativo em 16.361 ha, com assistência a 1.665 produtores e o melhoramento genético, via assistência a 455 produtores em seleção de matrizes e a 688 produtores pelo uso de touros melhoradores (EMATER/RS 2008).

No que se refere ao foco de atuação do programa estima-se que a pecuária familiar no RS envolva cerca de 50.000 famílias que vivem no campo e têm a criação de bovinos de corte/ovinos com sua principal fonte de renda ou ocupando a maior parte do seu estabelecimento rural. Com propriedades de até 300 ha, os pecuaristas familiares detêm um rebanho de cerca de 3 milhões de cabeças de gado (EMATER/RS 2009).

Tratativas recentes vêm sendo desenvolvidas pela Secretaria da Agricultura, Pecuária, Pesca e Agronegócio (SEAPPA), a Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), a Federação dos Trabalhadores na Agricultura do RS (FETAG), em conjunto com EMATER/RS para fortalecimento da pecuária familiar. Trata-se de uma excelente oportunidade para estimular a adoção de tecnologias de produção baseadas no manejo das pastagens naturais.

Uso sustentável dos Campos Sulinos II: turismo rural e turismo ecológico

O turismo rural, o turismo de aventura e o turismo ecológico constituem importantes alternativas econômicas para os Campos Sulinos. A cultura pampeana e a cultura serrana entrelaçam-se com as características ambientais da região, gerando uma combinação singular que representa grande parte da identidade cultural da região sul do Brasil. O crescimento desta atividade econômica depende, além da prestação de bons serviços aos turistas, principalmente da manutenção das paisagens naturais em cada região.

O turismo rural ainda é incipiente na região dos Campos Sulinos. No entanto, já há uma capacidade instalada, com vários estabelecimentos atuantes, organizados em regiões, rotas e roteiros turísticos. No RS, destacam-se a Região Turística Pampa Gaúcho, com o *Roteiro Martin Fierro* e o *Caminho Farroupilha, Cultura e Tradição Gaúcha*, e a Região Turística Serra Gaúcha, com a *Rota dos Campos de Cima da Serra*. A fim de impulsionar esta atividade, recentemente foi instituída a “Política Estadual de Fomento ao Turismo Rural no Estado do Rio Grande do Sul” (Lei nº 12.845, de 26/11/2007). Um guia de turismo rural (disponível em www.turismo.rs.gov.br) lista os estabelecimentos que integram cada uma destas regiões (SETUR 2009).

A fim de incrementar o fluxo de turistas de forma organizada e sustentável na região do Pampa Gaúcho, a partir da valorização da cultura regional, o SEBRAE/RS vem desenvolvendo o projeto “Desenvolvimento Turístico do Pampa Gaúcho”. As ações deste projeto têm alcançado um grande número de pousadas rurais, restaurantes, agências de turismo, artesãos, museus e casas de cultura, localizados em 11 municípios da região da Campanha e da fronteira oeste do RS (Alegrete, Bagé, Caçapava do Sul, Dom Pedrito, Quaraí, Itaqui, Rosário do Sul, Santana do Livramento, São Borja, São Gabriel e Uruguaiana) (SEBRAE/RS 2009).

Também encontra-se em fase de elaboração por parte da Fundação CEPA – uma ONG argentina, a inclusão de uma nova etapa do Programa “*Camino del Gaucho*” (www.caminodelgaucho.com.ar), abrangendo o Uruguai e o Brasil. Esta iniciativa regional busca valorizar e conservar a paisagem da cultura gaúcha no Cone Sul (Brasil, Argentina e Uruguai) (Pesci & Pesci 2007).

A Rota dos Campos de Cima da Serra (www.rotacamposdecimadaserra.com.br) foi instituída em 2001 com a criação do Consórcio de Desenvolvimento Sustentável da Região dos Campos de Cima da Serra (Condesus Campos de Cima da Serra). Trata-se de uma associação de municípios (São Francisco de Paula, Cambará do Sul, Jaquirana, Monte Alegre dos Campos, São José dos Ausentes, Bom Jesus e Vacaria) que busca promover o potencial turístico da região e gerenciar a Rota. Complementarmente, o SEBRAE/RS também desenvolve o Projeto de Desenvolvimento da Rota Turística dos Campos de Cima da Serra com ações direcionadas às micro e pequenas empresas de hospedagem, gastronomia, entretenimento, agências de turismo e propriedades rurais com vistas à melhoria da qualidade dos produtos e serviços oferecidos e também buscando a diversificação da procedência dos turistas.

O potencial ecoturístico dos Campos Sulinos também já foi identificado na definição dos Pólos de Desenvolvimento do Ecoturismo – áreas com grande potencial ecoturístico, definidas pelo Instituto Brasileiro de Turismo (Embratur) em conjunto com o Instituto de Ecoturismo do Brasil (IEB). Consistem em localidades onde as atividades de ecoturismo já são praticadas com algum nível de sucesso ou que apresentam grande potencial para esta modalidade turística. Três pólos da Região Sul encontram-se nas áreas de Campos Sulinos: (i) Pólo Ecoturístico da Serra Gaúcha – abrange o complexo turístico de Canela e Gramado até os Parques Nacionais de Aparados da Serra e da Serra Geral, (ii) Pólo Ecoturístico Planalto Serrano, nos municípios de Lages, São Joaquim e Urubici em SC, inclui o Parque Nacional de São Joaquim e as serras adjacentes, (iii) Pólo Ecoturístico Campos Gerais, nos municípios de Ponta Grossa, Castro e Tibagi no PR, inclui os Parques Estaduais de Vila Velha e Guartelá. Para gerenciar e apoiar o desenvolvimento dos Pólos de Ecoturismo no Brasil, o Ministério do Turismo e a EMBRATUR instituíram o Comitê Gestor do Programa Pólos de Ecoturismo do Brasil (Deliberação Normativa nº 430/02).

Os Parques Nacionais dos Aparados da Serra e da Serra Geral (RS) e de São Joaquim (SC), incluem-se entre os principais destinos ecoturísticos do Brasil, especialmente a partir dos investimentos realizados em infra-estrutura e recepção de visitantes. Isto tem promovido a diversificação econômica da região e incrementado a oferta de empregos, a partir da criação de pousadas, agências de ecoturismo, restaurantes e de outros serviços para atendimento ao turista. No caso do bioma Pampa, a ausência de unidades de conservação, como os parques nacionais, tem limitado o desenvolvimento econômico em torno desta modalidade turística. Cabe referenciar ainda para a região pampeana a existência de vários outros atributos de ordem histórico-cultural, que constituem importantes referências nacionais e internacionais, com grande potencial para o desenvolvimento turístico.

Planejamento da conservação da biodiversidade

As iniciativas de planejamento e ordenamento territorial com vistas à conservação da biodiversidade nos Campos Sulinos são bastante recentes. Ao todo foram produzidos, até 2009, três esforços com perfil regional abrangente.

Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade

A primeira iniciativa nacional de definição de Áreas prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da biodiversidade brasileira foi desenvolvida entre 1997 e 2000 pelo MMA, juntamente com diversas instituições governamentais e não-governamentais, no marco de implementação das disposições da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Os Campos Sulinos foram tratados no *Workshop* Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação dos Biomas Floresta Atlântica e Campos Sulinos, realizado em Atibaia, SP, em agosto de 1999, com a presença de mais de 250 especialistas. Foram elaborados mapas de áreas prioritárias por categoria biológica (flora, invertebrados, répteis e anfíbios, aves, mamíferos, peixes, fatores abióticos, pressão antrópica, planejamento regional, áreas protegidas, estratégias de conservação, e educação ambiental).

Posteriormente estas informações foram sintetizadas num mapa geral de áreas prioritárias e definidas estratégias de conservação (MMA 2002). Estas áreas prioritárias passaram a ser oficialmente reconhecidas pelo Decreto nº 5.092, de 21/05/2004 e instituídas pela Portaria nº 126/MMA, de 27/05/2004.

A partir de 2005 teve início a atualização das áreas prioritárias, tendo o Mapa de Biomas do IBGE (IBGE 2004) como base geográfica e com a adoção de uma metodologia heterodoxa, que combina princípios de planejamento sistemático para conservação e seus critérios básicos (representatividade, persistência e vulnerabilidade dos ambientes) com a priorização do processo participativo de negociação e formação de consenso entre atores com distintas perspectivas (pesquisadores, ambientalistas, comunidades locais, empresários, gestores públicos, etc.). Numa primeira etapa, foram realizadas reuniões técnicas durante o primeiro semestre de 2006 para definir os alvos de conservação e as metas para a elaboração de um Mapa de Áreas Relevantes para a Biodiversidade. Com base nestes subsídios foram então realizados os Seminários Regionais por bioma, no segundo semestre de 2006. Os mapas finais com as novas áreas prioritárias foram submetidos à chancela da CONABIO – Comissão Nacional de Biodiversidade (Deliberação nº46, de 20/12/2006) sendo oficializadas por meio da Portaria MMA nº9, de 23/01/2007. Neste processo de atualização os Campos Sulinos estão representados em diversas das novas áreas prioritárias definidas tanto no bioma Pampa, como no bioma Mata Atlântica.

Áreas importantes para conservação dos Campos (*Áreas Valiosas de Pastizal* – AVPs)

Coordenada pela *Fundación Vida Silvestre Argentina*, e com o apoio da *J.M.Kaplan Fund*, esta iniciativa contou com a participação de 147 pesquisadores de instituições da Argentina (38), do Brasil (13) e do Uruguai (5). Resultou no diagnóstico, inventário e mapeamento das formações campestres consideradas mais importantes para a conservação da biodiversidade (*Áreas Valiosas de Pastizal* – AVPs) em toda a região do Rio da Prata, incluindo os pampas e campos da Argentina, Uruguai e do Brasil (Bilenca & Miñarro 2004). Ao todo 10 áreas foram identificadas nos Campos Sulinos, cinco delas localizadas no bioma Pampa e cinco no bioma Mata Atlântica (Tab. 28.3)

▼ Tabela 28.3 | Lista das *Áreas Valiosas de Pastizal* (AVPs) nos Campos Sulinos (baseado em Bilenca & Miñarro 2004).

Denominação	AVP nº	Estado	Área (ha)	Bioma
Campos da Região de Bagé	35	RS	67.200	Pampa
Refúgio de Vida Silvestre Morro Santana	36	RS	370	Pampa
Itaroqué	37	RS	20000	Pampa
Campos da Fronteira Oeste	38	RS	770.000	Pampa
Serra do Sudeste	39	RS	30.000	Pampa
Campos de São Joaquim	60	SC	356.500	Mata Atlântica
Campos de Urubici	61	SC	42.900	Mata Atlântica
Campos de Palmas	62	PR/SC	161.800	Mata Atlântica
Campos Gerais Norte	63	PR	59.600	Mata Atlântica/Cerrado
Campos Gerais Sul	64	PR	48.700	Mata Atlântica

Outras duas AVPs identificadas ao norte do PR: Campos Naturais de Pirai do Sul (AVP 65), 400 ha, e a Fazenda 4N (AVP 66), 5.500 ha, ambas no município de Pirai do Sul, situam-se no bioma Cerrado. A ausência de AVPs para a parte norte do RS decorre da prioridade dada, no caso do RS, aos campos do bioma Pampa, já que integram a região dos Campos do Rio da Prata.

Em 2006, duas destas AVPs – Campos de Palmas e Campos Gerais Sul – foram parcialmente protegidas com a criação de duas novas unidades de conservação federais de proteção integral: o Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas, situado nos municípios de Palmas e General Carneiro - PR, com 16.600 ha e o Parque Nacional dos Campos Gerais, nos municípios Ponta Grossa, Castro e Carambeí - PR, com 21.400 ha.

Áreas importantes para a conservação das aves (IBAs)

Iniciada em 2001, por iniciativa da SAVE Brasil (Sociedade para Conservação das Aves do Brasil) e da *BirdLife International*, resultou na identificação de áreas relevantes para a conservação de aves nos estados que compõem o Domínio da Mata Atlântica (Bencke *et al.* 2006). Dentre os critérios para enquadramentos das áreas incluem-se a presença de espécies globalmente ameaçadas de extinção, espécies de distribuição restrita, espécies restritas ao bioma ou espécies congregantes, além da importância do local para outras espécies da fauna e da flora, da probabilidade do local receber proteção efetiva e do quanto a área se ajusta a uma rede nacional de conservação. No total, 14 IBAs foram estabelecidas em áreas que contém extensões de Campos Sulinos (Capítulo 7).

Zoneamento e licenciamento ambiental

Alguns países vêm gradualmente adotando o ordenamento territorial e a avaliação ambiental estratégica como instrumentos de planejamento ambiental de modo articulado ao licenciamento ambiental de empreendimentos ou atividades pontuais. Isto tem permitindo que as avaliações locais sobre atividades com impacto ambiental possam incorporar a sua dimensão regional como fator de ponderação, resultando em decisões que levam em consideração múltiplos critérios (ambientais, sociais e econômicos) em diferentes escalas espaciais.

Zoneamento ecológico-econômico e Avaliação ambiental integrada

Até o momento inexistia um zoneamento ecológico-econômico para a região dos Campos Sulinos, ainda que sua realização tenha previsão legal de acordo com a Lei nº 6.938/1981, que estabelece o zoneamento como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente e com o Decreto nº 4.297/2002, que o regulamenta.

A falta de um instrumento de ordenamento territorial impede uma mediação adequada entre o sistema de regulação governamental e as iniciativas dos atores econômicos. Muitas atividades incompatíveis com a vocação ecológica desta região terminam por ser implementadas e atividades compatíveis deixam de ser promovidas e estimuladas pela ausência deste instrumento.

A avaliação ambiental estratégica começou a ser implementada em algumas bacias hidrográficas no sul do Brasil por parte dos órgãos licenciadores, para fundamentar o licenciamento ambiental de hidroelétricas (FEPAM 2001, 2004). Abordagens com esta visão necessitam ser estimuladas para o licenciamento de atividades com potencial impacto ambiental sobre os Campos Sulinos.

Zoneamento ambiental da silvicultura (ZAS)

Para compatibilizar a conservação da biodiversidade com desenvolvimento econômico, no âmbito de paisagens dominadas pelos Campos Sulinos, a Secretaria Estadual do Meio Ambiente do RS (SEMA/RS), por meio da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) e da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB), elaborou uma proposta de Zoneamento Ambiental para Atividade de Silvicultura (SEMA/RS *et al.* 2007, Quadro 28.7). A metodologia adotada contemplou três etapas: (i) a definição de zonas com máxima homogeneidade em termos de características naturais (relevo, flora, fauna, etc.), denominadas de Unidades de Paisagem Natural (UPNs), (ii) o cálculo de um índice de vulnerabilidade ambiental para cada uma delas com base no potencial impacto da silvicultura, (iii) a proposição de limites aos plantios de árvores exóticas nas propriedades rurais, de acordo com o seu tamanho e a UPN onde se localizava.

Ao todo, o RS foi dividido em 45 UPNs. A vulnerabilidade ambiental para cada uma delas foi calculada em função das variáveis: disponibilidade hídrica, grau de conservação dos campos naturais, espécies ameaçadas da fauna e da flora e presença de atrativos turísticos naturais. Esta iniciativa foi inédita ao considerar os Campos Sulinos no algoritmo para o cálculo do índice de vulnerabilidade em cada UPN. Ao final, 18 tiveram alta, 15 média e 12 baixa restrição à atividade da silvicultura. Critérios

adicionais como a conservação dos campos nativos remanescentes, nos estágios médio e avançado de regeneração, a proteção de áreas de importância reconhecida para novas unidades de conservação ou para a conservação de aves, e faixas de proteção nos afloramentos rochosos, banhados, morros testemunhos e monumentos de interesse paisagístico e cultural, rotas turísticas e sítios paleontológicos, também integram a proposta.

Quadro 28.7 Uma breve história do ZAS

A necessidade de um zoneamento para as atividades de licenciamento da silvicultura foi estabelecida em um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) entre a FEPAM e o Ministério Público Estadual (MPE), assinado em maio de 2006, em razão da magnitude e abrangência dos investimentos e áreas previstas para a implantação dos projetos de silvicultura e celulose no RS. A proposta técnica de zoneamento (SEMA 2007) foi encaminhada para deliberação por parte do Conselho Estadual do Meio Ambiente do RS (CONSEMA) em dezembro de 2006.

Considerada muito restritiva por empreendedores e setores governamentais estaduais, foram retiradas da proposta grande parte das restrições por ocasião da adoção oficial do ZAS em abril de 2008 (Resolução CONSEMA nº 187). Em função disso, o Ministério Público Estadual (MPE) ajuizou, em junho de 2008 uma Ação Civil Pública contra a FEPAM e o Estado do RS. Disto resultou um acordo prevendo a reavaliação do ZAS, agora com base em proposta técnica alternativa da FZB (FZB 2008), contendo limites máximos de ocupação pela silvicultura em cada UPN, tamanhos máximos para os maciços florestais e distanciamentos mínimos, para assegurar a conservação da matriz campestre e a sua conectividade natural. Em outubro de 2008, a Justiça Estadual acatou as motivações elencadas pelo MPE e determinou à FEPAM que obedecesse, quando da emissão de novas licenças ambientais para a silvicultura, os regramentos estabelecidos na proposta de ZAS elaborada pela FZB até nova deliberação do CONSEMA.

Este tema carece de conclusão, tendo sido recentemente retomada a fase de reanálise técnica do ZAS. Independente do resultado final, o mérito e o ineditismo da proposta original reside na incorporação de critérios técnicos objetivos para a conservação dos Campos Sulinos e do emprego do instrumental teórico da biologia da conservação e da ecologia de paisagem como forma de assegurar a viabilidade ambiental desta atividade econômica.

III. Considerações finais

Praticamente todas as iniciativas de conservação com foco nos Campos Sulinos são muito recentes. Embora todas sejam importantes, caracterizam-se pela pequena escala de abrangência, o que as torna insuficientes para deter a atual tendência de perda de seus habitats.

A conversão indiscriminada dos campos para outros usos, especialmente para a agricultura e a silvicultura, mesmo em regiões impróprias para estas culturas, é reflexo de um contexto econômico-cultural que não tem sido capaz de incorporar a variável ambiental nas iniciativas de desenvolvimento.

A falta de reconhecimento e valorização dos campos como ecossistemas com especificidades ambientais e sócio-culturais locais, o desrespeito às normas ambientais e a falta de políticas públicas que priorizem a conservação e uso sustentável destas formações vegetais têm contribuído para compor este cenário.

A estratégia de proteção mediante a criação de unidades de conservação tem sido muito pouco utilizada e merece toda a prioridade, não apenas no bioma Pampa, mas também na região dos Campos de Cima da Serra no RS, no sudeste de SC e no centro-sul do PR, exatamente onde se localizam as maiores extensões de campos nativos.

No entanto, é bastante alentador perceber que aos poucos tem havido um reconhecimento crescente sobre a importância dos Campos Sulinos. Esta situação ocorre principalmente por meio da mobilização social e institucional com vistas à discussão e desenvolvimento de ações de proteção dos campos. Muitas destas ações visam a alternativas econômicas sustentáveis, como a pecuária sustentável e o turismo rural e ecológico. Outro bom exemplo foi o movimento que integrou governo e sociedade civil culminando com a criação de novas unidades de conservação de proteção integral no Paraná e Santa Catarina em 2006. A mobilização em torno do futuro do bioma Pampa em função do ZAS também tem servido de aprendizado sobre a necessidade do diálogo e negociação permanente entre todos os setores da sociedade.

Do ponto de vista da conservação fora das áreas protegidas, não há como vislumbrar a manutenção das paisagens campestres de forma dissociada da atividade pecuária extensiva. Mas, para que efeti-

vamente se consolide como atividade sustentável e economicamente competitiva, urge a implementação de uma política pública consistente, com instrumentos de crédito, assistência técnica, transferência de tecnologia e abertura de mercados direcionada para os Campos Sulinos. O mercado internacional cada vez mais exige produtos oriundos de regiões que promovem atividades compatíveis com o desenvolvimento sustentável nas dimensões econômica, social, cultural e ambiental.

Outras iniciativas importantes que deveriam compor a pauta de uma agenda política sócio-ambiental para os Campos Sulinos incluem: (i) a difusão do conhecimento e valorização dos seus atributos ecológicos, sócio-econômicos e culturais para o conjunto da sociedade, (ii) a realização de inventários sobre a biodiversidade e o monitoramento periódico da cobertura vegetal, (iii) a definição de instrumentos de ordenamento territorial, (iv) o fomento às atividades que promovem o uso sustentável dos campos, como o turismo rural e o ecoturismo, (v) o apoio às atividades de pesquisa e extensão voltadas principalmente à biologia, ecologia e uso sustentável e (vi) uma maior integração entre instituições em torno de objetivos comuns.

Finalmente, há de se considerar ainda as possibilidades de integração de ações e trocas de experiências com a Argentina, Uruguai e Paraguai, com os quais se compartilha este sistema ecológico, mas também com os países de outros continentes que também detêm ainda extensões importantes de campos temperados.

Referências

- Ab'Sáber A. & Marigo L.C. 2006. *Ecossistemas do Brasil*. Metalivros, São Paulo, 300 p.
- APROPAMPA (Associação dos Produtores de Carne do Pampa Gaúcho da Campanha Meridional). 2009. Indicação de Procedência da Campanha Meridional. URL www.carnedopampagaucho.com.br
- Bilenca D.N. & Miñarro F. 2004. *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 352 p.
- Brandão T., Trevisan R. & Both R. 2007. Unidades de Conservação e os Campos do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 843-845.
- Bredenkamp G.J., Spada F. & Kazmierczak E. 2002. On the origin of northern and southern hemisphere grasslands. *Plant Ecology* 16: 209-229.
- Burkart A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. *Táxon* 24: 53-66.
- Cabrera A.L. & Willink A. 1980. *Biogeografía da America Latina*. 2 ed. OEA, Washington, 117 p.
- Carvalho P.C.F., Paruelo J. & Ayala W. 2008. Estado Actual y Perspectivas del Bioma Campos. In: *Bioma Campos: Innovando para Mantener su Sustentabilidad y Competitividad*. Tradinco, Montevideo, pp. 29-40.
- Córdova U.A., Prestes N.E., Santos O.V. & Zardo V.F. 2004. *Melhoramento e manejo de pastagens naturais no planalto catarinense*. Epagri, Florianópolis, 274 p.
- Crawshaw D., Dall' Agnol M., Cordeiro J.L.P. & Hasenack H. 2007. Caracterização dos campos sul-rio-grandenses: uma perspectiva da ecologia da paisagem. *Boletim Gaúcho de Geografia* 33: 233-252.
- Cruz C.B.M. & Vicens R.S. 2007. *Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica*. Relatório Final (Edital Probio 03/2004) IESB. 84p.
- Eiten G. 1992. Natural Brazilian vegetation types and their causes. *An. Acad. Bras. Ci* 35-65.
- EMATER/RS (Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica de Extensão Rural). 2008. *Relatório de atividades da EMATER/RS-ASCAR: 2007*. Porto Alegre, 100 p.
- EMATER/RS (Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica de Extensão Rural). 2009. Sistematização de Experiências: Melhoramento do campo nativo em São Francisco de Paula/RS e Área Técnica: Programa Estadual de Pecuária Familiar URL www.emater.tche.br
- FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler). 2001. *Diagnóstico ambiental da Bacia do Taquari-Antas*. SEMA-RS/FEPAM, Porto Alegre.
- FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler). 2004. *Análise de fragilidades ambientais e da viabilidade do licenciamento de aproveitamentos hidrelétricos das bacias hidrográficas dos rios Ijuí e Buiti-Piratinim-Icamaquã, região hidrográfica do rio Uruguai, RS*. FEPAM, Porto Alegre, 140 p.
- FZB (Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul). 2008. *Proposta da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul para o Zoneamento Ambiental da Silvicultura*. Porto Alegre. 13 p.
- Hasenack H. 2006. *Remanescentes da vegetação dos Campos Sulinos (Pampa)*. Relatório Final (Edital Probio 02/2004) FAURGS. 30p.
- Henwood W.D. 1998. The world's temperate grasslands: a beleaguered biome. *Parks*. (IUCN) 8: 1-2.
- IAP (Instituto Ambiental do Paraná). 2009. Listagem das RPPNs no Estado do Paraná reconhecidas pelo IAP. Atualizado em 13 março de 2009. URL www.uc.pr.gov.br
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. URL www.ibge.gov.br.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2009. Mapa da Área de Aplicação da Lei 11.428 de 2006. URL www.ibge.gov.br.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2009. *O uso sustentável da reserva legal: diretrizes para o manejo da pecuária nos campos do bioma Pampa*. IBAMA/RS. Porto Alegre.
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2009. Relatório resumido das RPPNs por Estado. Janeiro de 2009. 19 p. URL www.ibama.gov.br/rppn
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2009. *Informe de la Asamblea de los Miembros*. UICN, Gland/Suíça, 58p.
- Joly C.A., Aida M.P.M., Klink C.A., McGrath D.G., Moreira A.G., Moutinho P., Nepstad D.C., Oliveira A.A., Pott A., Rodal M.J.N. & Sampaio E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciência e Cultura* 51: 331-348.
- Köppen W. 1948. *Climatologia*. Fundación de Cultura Económica, México.
- Lauenroth W.K. & Milchunas D.G. 1992. Short-grass steppe. In: Coupland, R. T. (Ed.) *Ecosystems of the World 8A, Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, New York, pp. 183-226.

- Leite P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. *Ciência & Ambiente* 24: 51-73.
- Lindman C.A.M. 1906. *A Vegetação no Rio Grande do Sul*. EDUSP/Itatiaia, São Paulo/Belo Horizonte.
- Marchiori J.N.C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: Campos Sulinos*. EST Edições, Porto Alegre, 110 p.
- Messias L.G.P. & Ries J. E. 2002. Melhoramento de Campo Nativo em São Francisco de Paula. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, Porto Alegre, pp. 29-37.
- Michelson A. 2008. *Temperate Grasslands of South America*. Prepared for the World Temperate Grasslands Conservation Initiative Workshop. Hohhot, China. June 2008. URL www.iucn.org/sur.
- Michelson A. 2009. *Memorias del Primer Taller Sudamericano de la Iniciativa de Conservación de Pastizales Templados: definiendo la estrategia sudamericana*. URL www.iucn.org/sur.
- Mittelman A. & Reis J.C.L. 2006. *XXI Reunión do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul - Grupo Campos. Desafios e Oportunidades do Bioma Campos frente à expansão e intensificação agrícola*. Embrapa Clima Temperado, Pelotas, 150p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. *Biodiversidade brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. MMA - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. (Série Biodiversidade, 5).
- MMA (Ministério do Meio Ambiente) 2005. *Deliberações da II Conferência Nacional do Meio Ambiente 2005*. MMA, Brasília. URL www.mma.gov.br
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007a. *Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização - Portaria MMA no 09, de 23 de janeiro de 2007*. MMA- Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. (Série Biodiversidade, 31).
- MMA (Ministério do Meio Ambiente) 2007b. Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros. URL www.mma.gov.br/portallbio.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007c. *Deliberações da III Conferência Nacional do Meio Ambiente 2007*. MMA, Brasília. URL www.mma.gov.br
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2008. *Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite*. MMA - Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente/IBAMA - CEMA/DIPRO, Brasília, 27 p.
- Morrone J.J. 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. SEA, Zaragoza.
- Overbeck G.E., Müller S.C., Fidelis A., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., Boldrini I.I., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.
- Pesci R. & Pesci L. 2007. Camino Del Gaucho: Paisaje Cultural e Desarrollo Sustentable. *Revista Ambiente Digital*, 98. Fundación CEPA, Buenos Aires. URL www.revista-ambiente.com.ar/imagenes/99/Camino%20del%20Gaucho.pdf
- Pillar V.D., Boldrini I.I., Hasenack H., Jacques A.V.Á., Both R., Müller S.C., Eggers L., Fidelis A.T., Santos M.M.G., Oliveira J.M., Cerveira J., Blanco C.C., Joner F., Cordeiro J.L. & Pinillos Galindo M. 2006. Workshop "Estado atual e desafios para a conservação dos campos". In. UFRGS (disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>), Porto Alegre, p. 24.
- Prestes N.E. & Córdova U.A. 2008. Valorização da Pastagem Natural Através de Políticas Públicas - O Exemplo de Santa Catarina In: *III Simpósio de Forrageiras e Produção Animal*. UFRGS, Porto Alegre, RS, pp. 93-104.
- Rambo B. 1956. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Selbach, Porto Alegre
- Rizzini, C.T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. *Rev. Bras. Geogr.* 25:1-64. 1963
- Rizzini, C.T. 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos*. EDUSP, São Paulo. 374p.
- Santos D.T., Pilau A., Aguinaga A.A.Q. & Nabinger C. 2008. A Ciência no Campo: o exemplo do Projeto Redes de Referência In: *III Simpósio de Forrageiras e Produção Animal*. UFRGS, Porto Alegre, RS, pp. 135-171.
- SEBRAE/RS (Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas Rio Grande do Sul). 2009 *Agronegócios*. URL www.sebrae-rs.com.br.
- SEMA/RS (Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul). 2007. *Zoneamento Ambiental para a Atividade da Silvicultura, Diretrizes para a Atividade de Silvicultura por Unidade de Paisagem e Bases dos Estudos de Fauna e Flora e Recursos Hídricos*. Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB). Porto Alegre. Volumes I, II e III.
- SEMA/RS (Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul). 2009. *Programas e Projetos: Projeto de Conservação da Mata Atlântica no Estado do Rio Grande do Sul*. URL www.sema.rs.gov.br
- SEPLAG (Secretaria do Planejamento e Gestão do Rio Grande do Sul) 2009. *Biodiversidade RS: Documentos Projetos*. URL www.biodiversidaders.gov.br.
- SETUR (Secretaria do Turismo do Rio Grande do Sul). 2009. *Projetos: turismo rural*. URL www.turismo.rs.gov.br.
- Simon B.K. & Jacobs S.W.L. 1990. Gondwanan grasses in the Australian flora. *Austrobaileya* 3: 239-260.
- Soriano A., León R.J.C., Sala O.E., Lavado R.S., Deregibus V.A., Cahuepé O., Scaglia A., Velazquez C.A. & Lemcoff J.H. 1992. Río de la Plata Grasslands. In: *Ecosystems of the World. Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere* (ed. Coupland RT). Elsevier, Amsterdam, pp. 367-407.
- TGCI (Temperate Grasslands Conservation Initiative). 2008. Life in a Working Landscape: Towards a Conservation Strategy for the World's Temperate Grasslands. A Record of The World Temperate Grasslands Conservation Initiative Workshop Hohhot, China - June 28 & 29, 2008. TGCI/WCPA/ IUCN, Vancouver.
- URB-AL (Programa URB-AL) 2009. *Agglomerados Urbanos em Área Protegida: métodos para promover o desenvolvimento socioeconômico da população com a tutela da natureza*, projeto financiado pela Comissão Europeia dentro do Programa URB-AL III. Cooperação Portugal/Itália/Uruguai/Brasil. 2009-2012. 108 p.
- Veloso H.P. 1966. *Atlas Florestal do Brasil*. Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro. 82p.
- Veloso H.P., Filho A.L.R.R. & Costa M.L. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro, 123 p.



Eduardo Vélez. Fragmento de campo em lavoura de soja no Bioma Pampa, RS.



Capítulo 29

O futuro dos Campos: possibilidades econômicas de continuidade da bovinocultura de corte no Rio Grande do Sul

Carlos G. A. Mielitz Netto¹

Introdução

Atendendo à demanda dos coordenadores desta obra, este capítulo pretende trazer ao debate algumas informações concernentes à bovinocultura de corte nos campos do Rio Grande do Sul (RS), dado que há uma ligação indissociável entre os dois. Esta ligação que se constituiu ao longo dos tempos não é óbvia, nem necessariamente a única que teria sido possível de ser constituída, mas foi o produto das especificidades da nossa história.

Secularmente sedimentada nesta região, a bovinocultura de corte vem sendo pressionada, desde sua origem, por fatores de várias naturezas. Desde sua instalação neste território, tem perdido terras para as atividades de lavoura, urbanização, estradas, etc. Mais recentemente, novas exigências ambientais e a disputa pelas terras com a introdução de lavouras de árvores exóticas (silvicultura), como *Pinus* e Eucalipto, levaram ao acirramento deste embate. No que me concerne, a questão que se coloca é como a bovinocultura tem se portado ao longo deste processo concorrencial? Que resultado técnico-econômico ela vem apresentando? Este desempenho é suficiente para garantir sua preservação frente à concorrência pelo uso da terra, ou, a despeito disto existem fatores de outras naturezas que cooperam e explicam sua permanência?

As informações que subsidiam este texto são resultados de trabalhos próprios e de terceiros recolhidos ao longo dos últimos 30 anos de pesquisa, devidamente referidos.

As origens

Sem pretender substituir o capítulo histórico desta obra, é, no entanto, necessário relembrar as origens da bovinocultura de corte gaúcha, pois as características contemporâneas desta exploração são

Foto de abertura: Valério Pillar. Gado zebu, campos de São Vicente do Sul, RS.

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Economia; Professor do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural- PGDR /UFRGS

ainda grandemente determinadas pelo seu começo e trajetória histórica.

A chegada do gado bovino ao território que hoje corresponde ao estado do RS se deu com os jesuítas vindos do Paraguai, que se estabeleceram no noroeste do estado.² As estâncias jesuíticas compunham-se de pequeno grupo de indígenas abrigados em casebres, responsáveis por juntar o gado deixado em liberdade pelos campos ao qual nenhum outro cuidado era destinado. Segundo Reverbel (1986) *“a boa qualidade dos campos nativos, a fertilidade natural dos solos, proporcionava as condições mais favoráveis para sua sobrevivência e proliferação, e que este era o modelo único possível naquelas circunstâncias de tempo e cultura”* Reverbel (1986:22).

A fuga dos jesuítas para o território argentino, decorrente da perseguição que lhes faziam os “paulistas caçadores de índios”, levou ao abandono dos animais que passam a reproduzir-se descontroladamente, constituindo um enorme rebanho de animais selvagens denominado de “Vacarias del Mar”. Segundo Pesavento (1994), a caça do gado xucro seria o fundamento econômico básico da apropriação da terra gaúcha. Sua preia visava à retirada dos couros para venda nos centros coloniais do próprio território brasileiro ou mesmo destinada aos países do Prata.

Esta forma de explorar a bovinocultura, que resumia-se à caça e abate conforme relata Cesar (2005), foi denominada “à gaúcha”. Nenhum tratamento ou atenção eram dispensados ao rebanho. Segundo Veríssimo da Fonseca (1982), estas características influenciaram fortemente a formação do gaúcho; este povo livre, que vivia da caça do gado alçado, ainda sem dono, sem governo e sem sociedade organizada, conservava e valorizava sua independência. Estas características remanescentes na memória, na tradição, ainda hoje determinam o modo de ser dos bovinocultores de corte do Rio Grande do Sul, que por vezes vêm a si mesmos como herdeiros e prolongadores daquele passado.

O surto de crescimento provocado pelo ciclo mineiro na região das Gerais aumenta a demanda por carne na forma de charque, bem como por cavalos e muare. Surge a figura do tropeiro, parte caçador, parte soldado em contínua disputa com os espanhóis pelo território e parte comerciante, que levava os animais para a realização comercial em Sorocaba (SP). A caça intensiva quase leva o rebanho à devastação.

A concessão de sesmarias, visando fixar a população nos campos e demarcar as fronteiras, acaba por estimular agora o começo da criação bovina sedentarizada, constituindo as estâncias e seu correspondente tipo social, o estancieiro, autoridade política, militar e econômica do local.

Nos primeiros anos, devido às constantes batalhas com os “castelhanos” e o recrutamento de gente e gado, a bovinocultura sofre reveses, o que juntamente com a grande disponibilidade não estimula as inovações técnicas e o investimento. Segundo Fontoura (2004:241), uma estância que possuía uma sesmaria tinha cerca de 10.000 cabeças de gado, um capataz e 10 peões. A reprodução social e econômica da estância era obtida pela venda do gado sem grandes investimentos. O item que representava o maior custo dos estancieiros, segundo Freitas (1993:442), era a mão-de-obra.

Freitas (1993:453) e Xavier (1952:79) ainda relatam que as estâncias compunham um complexo rural³ relativamente autônomo. Havia, além da criação do gado, a produção diversificada com o cultivo de trigo, feijão, mandioca, abóbora, hortaliças e árvores frutíferas em pequenas áreas, além da existência de processos de semi-industrialização de produtos domésticos (segundo descrito pelos autores, seriam geridos diretamente pela esposa do estancieiro) como *“queijos, lingüiças, conservas, charque, tecidos, rendas, artigos de couro, etc.”*. Isto é, conforme afirma Freitas (1993:454), os meios de subsistência, as matérias-primas e os artefatos elaborados eram na sua totalidade produzidos pela família do estancieiro e pelos moradores da estância *“independentemente do mercado ou dos*

² Vide Pesavento (1994), Fonseca (1983), Santos (1984).

³ Conforme Graziano da Silva (1996:05), os complexos rurais se caracterizavam pela autonomia das propriedades na produção de bens de consumo para a sua própria população. Isto é, no interior das estâncias se produziam bens que só tinham valor de uso, não se destinando ao mercado. Eram produtos destinados à alimentação e às ferramentas.

movimentos exteriores da produção". As relações mercantis eram apenas daquilo que a terra não produzia ou da venda do gado obtido, quase que pela reprodução natural. De acordo com Herrlein Jr. (2002:03), a sociedade da pecuária foi estruturada para assegurar a posse do território e não para atender os propósitos de acumulação comercial.

O fim do regime das sesmarias, a lei de terras de 1850, a chegada de novos colonizadores levaram à necessidade de demarcação dos limites das propriedades, inicialmente com valetas, cercas verdes ou de pedras e posteriormente com o aramado. A divisão dos campos facilita o manejo do gado e por decorrência necessita de menos trabalhadores. Segundo Cesar (2005:137), "*o aramado conformou um novo conceito de propriedade, acentuando o exclusivismo dos proprietários, permitindo então investimentos em melhorias produtivas, organização e maior regularidade de comercialização dos rebanhos bem como a sedentarização e a diminuição da peonada*". Torronteguy (1994:56) define que o aramado representou o fim de uma situação social entendida como "liberdade", para marcar o início de uma sociedade estruturada em classes, "*separando cada vez mais os mundos dos grandes proprietários daqueles que ficaram do lado de fora dos campos cercados, os não proprietários*" (Torronteguy, 1994:56). Começava o que Xavier denominava de trajetória de transformação da estância em fazenda; aquela cheia de relações extra-econômicas de diversas naturezas, esta uma unidade de produção comercial. "*É o avanço do capitalismo nas estâncias*" (Xavier, 1952:75).

A valorização da carne e da terra e a afirmação de sua propriedade levam ao enriquecimento dos fazendeiros, que por suas vez passam a investir nos ganhos de produtividade; novas raças bovinas são trazidas. O advento da refrigeração, com a instalação dos frigoríficos no Estado a partir de 1917, cria um novo estímulo e valorização da carne. Melhoria genética do rebanho e cuidados sanitários são intensificados. O crescimento mundial da demanda de carne, em razão das guerras, da urbanização e mudança de hábitos, bem como a valorização da lã que impulsiona a ovinocultura, levaram a fazenda gaúcha a viver seu apogeu. O restabelecimento dos circuitos comerciais pós-guerra, o desenvolvimento da bovinocultura de corte em outras regiões do planeta, possibilitada pela frigorificação, diminuem a demanda pela carne gaúcha, levando os frigoríficos a retraírem suas atividades e conseqüentemente a compra de animais para abate. A carne e o gado começam um processo de desvalorização, que arrasta boa parte da economia estadual para um longo período de crise.

Segundo Bandeira (1994), as estâncias compostas de grandes áreas, mesmo com baixas rentabilidades por área, mesmo com más administrações, baixas produtividades e baixas tecnologias possibilitavam que seus proprietários assegurassem a manutenção de um bom padrão de vida pela escala de vendas que conseguiam realizar. Para este autor, isto resultaria num comportamento conservador por parte dos pecuaristas, com pouca disposição para endividar-se ou para enfrentar riscos decorrentes de mudanças no processo produtivo. Quando sua atividade entrava em crise, devido às menores rendas, sua capacidade de autofinanciamento reduzia, potencializando os efeitos negativos. Este tipo de comportamento era caracterizado como *satisficer*; no qual o agente econômico satisfaz-se com um rendimento mais baixo, porém mais seguro.

Segundo Pesavento (1994), ainda nas décadas de 1940-50, a criação realizada de forma extensiva levava o pecuarista a "*colocar no campo tanto gado quanto o gado pudesse suportar*" (Pesavento 1994:115).

Ao longo do transcorrer do século XX, a bovinocultura continua sendo pressionada pelas lavouras, onde este uso da terra é possível, pela divisão das propriedades pelo processo de herança. A intensificação tecnológica ocorrida na agricultura, principalmente nas lavouras após a década de 1960, intensifica a pressão pelo uso das terras. Segundo Fontoura (2004), neste processo histórico, parte dos pecuaristas conseguiu modernizar-se, adquirindo um perfil mais empresarial, enquanto a grande maioria permaneceu no modelo tradicional. Para Ribeiro (2009), esta trajetória teria levado a que "*a estância do fim do século XX e início do século XXI se apresenta[sse] com uma formatação di-*

versificada variando desde aquelas unidades mais tecnificadas e “modernizadas” até aquelas mais tradicionais nas suas formas de gestão e de produção. Algumas delas passaram ao largo do processo de “modernização da agricultura” permanecendo à parte na adoção de formas “modernas” de produção e de comercialização” (Ribeiro 2009:128).

Esta talvez já longa introdução é imprescindível para compreender-se o estágio atual da bovinocultura de corte que ocupa os campos gaúchos, suas transformações e suas longínquas raízes. Como se verá à frente, no mosaico que forma a bovinocultura de corte, há elementos de modernidade tecnológica e empresarial, mas restam, com frequência expressiva, comportamentos semelhantes àqueles de séculos atrás.

Fontes de informação

Para embasarmos nossas análises utilizaremos informações secundárias, dentre as quais duas pesquisas desenvolvidas pelo corpo de professores, técnicos e discentes do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (PGDR-UFRGS).

A primeira pesquisa denominada de Diagnóstico de Sistemas de Produção de Bovinocultura de Corte do Estado do Rio Grande do Sul resultou de um convênio entre a Universidade e o Programa ‘Juntos para Competir’ promovido por um acordo SEBRAE/SENAR/FARSUL. Para atingir-se os objetivos enunciados no título do convênio procedeu-se um zoneamento agro-ecológico do Estado, obtendo-se a seguir a identificação dos vários sistemas de produção de gado de corte presentes. Foram realizadas entrevistas em 114 municípios, num total de 540 estabelecimentos rurais. A amostragem foi não aleatória visando encontrar os tipos de pecuaristas previamente definidos e, para a identificação dos entrevistados, contou-se com a indicação de informantes locais, tais como sindicato rural, EMATER, etc.⁴

A primeira constatação é que aquela forma originária de bovinocultura anteriormente descrita havia se transformado e dado lugar a um grande número de formas de criar gado. Originada na criação extensiva com o gado solto ao campo reproduzindo-se livremente para ser “caçado” quando alcançasse o tamanho adulto, contemporaneamente apresenta segmentação com especialização em etapas do processo criatório (cria-recria-engorda), além de variadas combinações com produções vegetais, desde lavouras temporárias até monocultivos de árvores, além de ser explorada simultaneamente com outros animais.

O primeiro grupo de informações levantadas dizia respeito ao **tipo social** do tomador de decisões na propriedade. Causa espanto que, daquela amostra, quase um quarto dos informantes tinham formação universitária, muitos em agronomia, veterinária ou zootecnia, e apenas 15% tinham até o quarto ano fundamental ou eram analfabetos (1,7%). Uma fração de 65% não tinha qualquer formação técnica, de qualquer nível na área de atuação. Indagados sobre sua identidade profissional, 35,7% declararam-se produtores rurais, 18,1% como empresários, 12,8% como pecuaristas e 11,9% como pecuarista familiar. A terra havia sido herdada em 70,9% dos casos, embora 53,7% também houvesse comprado terras. Quanto à gestão da propriedade, 64,1% dos entrevistados revelaram que realizam controle contábil, 25,6% usam informatização e 64,8% recebem assistência técnica.

Quando indagados sobre a motivação para se dedicarem à criação de bovinos, 26,5% responderam que o fazem por tradição, 25,4% por satisfação e 14,4% por ser uma atividade segura. Apenas 8,7% afirmaram que a motivação principal era a obtenção de lucro. Perguntados sobre o que levam em consideração para realizarem mudanças produtivas, 43% buscam o aumento da produtividade, 22,6% a diminuição dos custos e 21,7% consideram as oportunidades de mercado.

Quando perguntados sobre seus projetos de investimentos, 35,4% investiriam na compra de mais terra, 25,6% comprariam mais gado de corte e 16,9% investiriam fora da atividade agrícola.

⁴ Para ter detalhes da metodologia ver SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005)

85,7% disseram que têm planos de permanecer nesta atividade, enquanto que 8,9% não pretendem e 4,8% não sabem. 68,7% prevêem que algum membro da família continuará a trabalhar na propriedade. Ainda com relação às expectativas pessoais, 55,9% responderam que caso houvesse uma piora na sua renda reagiriam aperfeiçoando-se tecnologicamente, mas 27% disseram que continuariam a fazer o mesmo.

Este conjunto de informações permite a identificação de um tipo de produtor ainda bastante conservador, com critérios de gestão ainda baseados na tradição, apesar do relativamente alto nível educacional, considerando-se a média do setor agrícola. Quando manifestam a intenção de continuidade da atividade, esta se faz preferencialmente pela aquisição de mais terras ou gado e em aperfeiçoamentos tecnológicos no sistema atual de criação, ou seja, mais do mesmo.

O segundo conjunto de informações dizia respeito às **características técnicas do sistema de produção** (Tab. 29.1). No que diz respeito ao uso dos campos, preocupação central desta publicação, observa-se que a maior parte da superfície das propriedades é ocupada com pastagens, das quais mais de 70% são nativas ou nativas melhoradas.

Os dados permitem verificar uma diversidade de tipos de bovinocultores, desde muito pequenos até grandes em termos de áreas, tendo ou não produção vegetal, contratando mão-de-obra assalariada ou contando apenas com o trabalho da família, níveis variados de capitalização, etc.

▼ Tabela 29.1 | Indicadores agro-econômicos descritivos dos sistemas de produção implementados pelos bovinocultores de corte do Rio Grande do Sul (período 2003-2004). (Leia, Un.= unidade de medida; N°= indica número encontrado; DP= desvio padrão)

Amostra geral	Descrição	Un.	N°	Mínimo	Máximo	Média	DP
Spro/ST	Disponibilidade de áreas próprias em relação à Superfície Total	%	539	-	108,18	81,71	0,28
SDDT/ST	Disponibilidade de áreas de Terceiros em relação à Superfície Total	%	539	-	100	18,28	0,28
SDPT/ST	Disponibilidade de áreas para Terceiros em relação à Superfície Total	%	539	-	100	7,65	0,16
UHT t	Disponibilidade de mão-de-obra Total	UHT	539	-	106,17	5,97	6,91
UHT f	Disponibilidade de mão-de-obra Familiar	UHT	539	-	7	1,21	1,33
UHT f/UHT t	Participação da mão-de-obra familiar em relação à total	%	527	0	100	35,20	0,38
SAU la/SAU t	Utilização da Superfície Agrícola Útil com lavouras anuais	%	539	0	98,16	15,96	0,24
SAU la/SAU t	Utilização da Superfície Agrícola Útil com lavouras anuais	%	539	0	98,16	15,96	0,24
SAU past/SAU t	Utilização da Superfície Agrícola Útil com pastagens	%	539	7,77	140,91	80,58	0,21
KIT	Capital Imobilizado Total	R\$/ano	538	29.176,10	40.578.119,65	4.273.793,52	5.445.639,08
KI Benfeitorias	Capital Imobilizado em Benfeitorias	R\$/ano	538	-	3.846.510,00	274.185,33	386.648,72
KI Equipamentos	Capital Imobilizado em Equipamentos	R\$/ano	538	-	3.452.325,60	243.323,89	342.609,99
KIT/SAUt	Capital Imobilizado Total por Superfície	R\$/ha	539	234,78	65.342,86	6.496,49	5.974,15
Vamor/PBt	Comprometimento do Produto Bruto total anual com amortização anual de dívidas (excluindo securitização)	%	539	0	221,73	6,13	0,18
Sdev T/KIT	Nível de endividamento total em relação ao Capital Imobilizado Total	%	538	0	27,61	1,06	0,02
ST	Superfície Total	ha	539	17,00	11.000,00	948,83	1.169,02
SAUT	Superfície Agrícola útil	ha	539	15,00	9.500,00	805,52	1.013,53
VALOR S/ha	Valor médio da terra por hectare	R\$/ha	539	600,00	20.000,00	4.668,37	3.416,27

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

Estas diversas condições estruturais, tecnológicas e financeiras são o resultado e expressam simultaneamente as potencialidades produtivas que as propriedades representam. Os resultados econômicos daí advindos podem ser contemplados na Tabela 29.2.

▼ Tabela 29.2 | Indicadores agro-econômicos de avaliação dos sistemas de produção implementados pelos bovinocultores de corte do Rio Grande do Sul (período 2003-2004). (Leia, Un.= unidade de medida; N°= número encontrado; DP= desvio padrão)

Amostra geral	Descrição	Un.	N°	Mínimo	Máximo	Média	DP
SAU t/UTH t	Nível de utilização da mão-de-obra	ha/UTH	527	5,90	7.824,00	194,72	375,39
PB la/PB t	Contribuição das lavouras no Produto Bruto total	%	539	-	99,66	27,97	0,37
PB BC/PB t	Contribuição da bovinocultura de corte no Produto Bruto total	%	539	0,34	100	57,87	0,34
VAL t/UTH t	Produtividade do trabalho total	R\$/UTH	526	(196.137,20)	377.688,81	19.106,82	50.671,87
VAL t/SAU t	Produtividade da terra total	R\$/ha	538	(2.983,98)	8.361,08	124,03	541,91
RA	Renda Agrícola	R\$/ano	538	(704.987,98)	6.294.599,48	123.986,68	508.564,79
RAL	Receita Agrícola Líquida	R\$/ano	538	(436.277,85)	7.059.158,94	189.695,68	577.162,09
RT	Renda Total	R\$/ano	538	(540.362,81)	6.294.599,48	178.492,77	517.033,20
RA/RT	Contribuição da Renda Agrícola na Formação da Renda Total	%	261	0,55	100	71,47	0,32
RA/UTH t	Rendimento do Trabalho	R\$/UTH	526	(260.457,20)	356.068,87	8.201,83	47.547,91
RA/SAU t	Rendimento da Terra	R\$/ha	538	(3.010,32)	7.254,17	42,61	507,63
RAL/UTH t	Receita Agrícola Líquida por unidade de trabalho total	R\$/UTH	525	(134.744,33)	401.220,22	23.176,25	51.080,46
RAL/SAU t	Renda Total por área explorada	R\$/ha	538	(2.988,20)	8.274,78	165,34	532,30
RT/UTH t	Receita Total por unidade de mão-de-obra	R\$/UTH	526	(158.688,03)	401.058,58	26.820,25	54.111,30
RT/SA U	Receita Total por unidade de área	R\$/ha	538	(2.714,98)	7.741,97	195,96	526,72
(RAÑA + RAPOS + ROTS + REX)/RT	Contribuição de todas Outras Rendas (exclui apenas renda agrícola) na Renda Total	%	410	-	8489,85	196,52	7,14
TL a	Taxa de Lucro Agrícola	%	538	-16,15	37,87	0,73	0,06

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

A mesma dispersão de resultados observa-se agora quanto aos resultados técnico-econômicos. Para a maioria dos casos a renda gerada foi muito baixa e, apesar de existirem outras rendas não agrícolas (aposentadorias, serviços prestados por algum membro da família, etc.), aquelas decorrentes da produção agrícola ainda eram majoritárias, correspondendo a 2/3 do total familiar.

Dentre os 16 sistemas de produção identificados, destacam-se quanto à eficiência técnica e econômica aqueles onde é mais expressiva a produção vegetal. Nestes há mais uso de mão-de-obra, maior intensificação de capital e as terras são mais valorizadas. Os sistemas de produção sem produção vegetal, na maioria dos casos apresentou resultados econômicos negativos.

Outra mudança que foi ocorrendo com o passar do tempo foi a segmentação do processo de produção com a especialização dos produtores em uma ou mais etapas da original seqüência cria-recria-terminação. Quando os produtores tinham produção vegetal, destacavam-se os sistemas com recria-terminação e ciclo completo. Já quando dedicavam-se apenas à criação animal, os resultados eram uniformemente negativos, dependentes de rendas externas à propriedade para sua reprodução. Como consequência, ou talvez como causa num círculo perverso, os indicadores de capitalização, emprego de trabalho e valor da terra eram extremamente baixos.

Uma atenção particular foi dedicada ao manejo técnico dos rebanhos. Mais de 30 raças bovinas foram identificadas, com seus possíveis cruzamentos, além de um rebanho expressivo, aproximadamente 1/3 do total, denominado de gado geral, resultado de cruzamentos não controlados, muitas vezes remanescentes de antigas raças que ocuparam os campos do Estado. Dados os diversos sistemas de produção identificados, também os indicadores zootécnicos de desempenho são variáveis, mas na maioria indicam um nível técnico de baixo a médio, com reduzido desfrute, baixa taxa de desmame, expressiva mortalidade. Também são baixas as freqüências de adoção de práticas zootécnicas recomendadas, tais como controle de cruzamentos e de prenhes, seleção de reprodutores, desmame precoce e

manejo sanitário, além da vacina contra aftosa que é obrigatória por lei. O uso das pastagens pode ser observado na Tabela 29.3.

Verifica-se que a criação dos animais se faz ainda preponderantemente em campos nativos, sendo menos expressivas as práticas de melhoramento do próprio e/ou cultivo de pastagens. Nestas condições, a lotação média anual é de 0,99 U.A./ha (unidades animais). Os campos nativos mistos, finos e grossos correspondem respectivamente a 61, 29,6 e 9,1% das áreas e são considerados pelos criadores como um recurso razoável para 87% dos entrevistados, apesar de 10% dos mesmos não saberem identificar as espécies que o compõem. A intensidade de utilização do campo é controlada pelo ajuste da carga animal, empiricamente através da altura do pasto e do número de animais. Grande parte, 63% ainda utilizam pastoreio contínuo. A incidência de espécies vegetais indesejáveis nos pastos é elevada e 75% dos produtores as reconhecem como comprometedoras do desempenho animal, embora 20% nada façam para controlá-las.

Quanto à **comercialização e inserção mercantil**, observam-se comportamentos também variados. Há venda de animais ao longo de todo ano, com forte influência das estações do ano. Na Tabela 29.4 encontram-se os critérios que os criadores consideram relevantes na comercialização de suas produções e na Tabela 29.5 encontram-se os problemas enfrentados pelos pecuaristas na comercialização de suas produções.

▼ Tabela 29.4 | Critérios relevantes utilizados pelos bovinocultores de corte do Rio Grande do Sul com relação à comercialização da produção de gado (período 2003-2004).

Critérios	FREQUÊNCIA DAS OPINIÕES (%)				Média Ponderada (sobre 10)
	Graus de Importância				
	Nenhuma	Pouca	Relativa	Muito	
Contrato prévio com o comprador	37,36	8,55	12,45	41,64	5,28
Vender quando necessita de dinheiro	28,62	13,20	17,10	41,08	5,69
Vender quando o preço está bom	4,08	3,53	15,58	76,81	8,84
Vender quando necessita liberar campo	18,40	11,71	21,75	48,14	6,65
Constância no comprador	17,54	9,89	15,11	57,46	7,08
Pagamento diferenciado pela qualidade	8,74	2,79	8,92	79,55	8,64
Pagamento diferenciado por raça	28,12	12,10	17,50	42,27	5,80
Regularidades dos pagamentos	1,88	2,81	7,69	87,62	9,37

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

A análise conjunta das duas tabelas permite concluir que, embora se defrontem com vários problemas e incertezas (inadimplência, baixo preço, falta de alternativas), por outro lado gostariam de receber com regularidade e com diferenciais por qualidade sem se comprometerem com contratos prévios, vendendo quando precisam do dinheiro ou para liberar os campos, sem muita fidelidade aos compradores, caracterizando um comportamento bem oportunista.

As decisões de expandir ou diminuir os rebanhos dependem na maior parte dos casos da oferta de alimento dos campos e não de decisões empresariais estratégicas visando explorar melhores possibilidades de preços ou oportunidades. Se isto pode ser encarado como uma eficiente administração dos recursos naturais, também pode ser visto como resignação e subordinação às forças da natureza com baixo grau de inovação tecnológica e gerencial. O resultado econômico de todo este desempenho pode ser visualizado através dos resultados econômicos apresentados na Tabela 29.6.

▼ Tabela 29.3 | Percentual dos diferentes tipos de pastagens em relação à área pastoril total.

Tipo de Pastagem	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Média dos Válidos
Campo Nativo	68,9%	30,3%	100%	93,3%	73,8%
Campo Nativo Melhorado	5,4%	14,7%	98,6%	26,7%	20,4%
Pastagem Cultivada Permanente	4,0%	11,7%	100%	26,5%	15,2%
Pastagem Anual de Verão	1,4%	4,6%	41,7%	21,5%	6,6%
Pastagem Anual de Inverno	20,2%	24,3%	100%	80,7%	25%

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

▼ Tabela 29.5 | Problemas encontrados na comercialização de gado bovino (período 2003-2004).

	FREQUÊNCIA DAS OPINIÕES (%)				
Problemas	Graus de Importância				Média Ponderada (sobre 10)
	Nenhuma	Pouca	Relativa	Muito	
Inadimplência por parte dos compradores	23,89	4,81	6,48	64,81	7,07
Distância com relação ao frigorífico ou açougue	60,30	9,46	10,20	20,04	3,00
Baixo preço pago pelo gado	1,67	0,19	3,15	94,99	9,72
Falta de um padrão de acabamento	29,48	9,89	18,84	41,79	5,76
Falta de alternativa de compradores	13,43	4,66	10,45	71,46	8,00
Falta de um padrão de raça	39,59	11,71	17,66	31,04	4,67
Incerteza	3,81	2,29	8,57	85,33	9,18

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

▼ Tabela 29.6 | Indicadores econômicos de desempenho e eficiência dos sistemas de criação implementados pelos criadores de bovinos de corte do Rio Grande do Sul (período 2003-2004).

INDICADORES ECONÔMICOS DE DESEMPENHO E EFICIÊNCIA			
Identificação	Caracterização do indicador	Unidade de medida	Desempenho no período
CIBc/RecBc	Relação Consumo Intermediário / Receita Bovinocultura de corte	%	0,88
MBBc	Margem Bruta da Bovinocultura de Corte	R\$/ano	48.378,36
MBBc/UABov	Margem Bruta da Bovinocultura de Corte / Unidade Animal Bovina Total	R\$/UABov	83,67
MBBc/APastM	Margem Bruta da Bovinocultura de Corte / Área Média de Pastagens	R\$/ha	108,54
CIBc/UABov	Relação Consumo Intermediário / Unidade Animal Bovina Total	R\$/UABov	223,95
INSBov/UABov	Gastos em Insumos / UABov Total	R\$/UABov	204,21
INSBov/UABoven	Gastos em Insumos / UABov Vendidas	R\$/UABoven	511,20

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

Os números acima sintetizam a condição da bovinocultura de corte do estado. 88% das receitas auferidas são gastas com o consumo intermediário, restando 12% da mesma para cobrir todos os demais custos e gerar uma parcela de lucros, o que é obviamente impossível, tornado a atividade de baixíssima rentabilidade não atraente à inversão de capitais. Os melhores resultados econômicos são obtidos nos sistemas e propriedades onde menor aplicação de capitais se fizer. Estes resultados coadunam-se com as motivações expressas pelos criadores para explorarem a bovinocultura de corte; apenas 8,7% disseram fazê-lo com objetivo de obter lucro, os demais o fazem por tradição, por satisfação pessoal, por considerarem uma atividade segura, etc. Se pudessem fazer novos investimentos, a maioria compraria mais terra e gado, ou seja, mais do mesmo.

Antecipando-se parcialmente as conclusões com base nas informações até aqui apresentadas, percebe-se que a sobrevivência da bovinocultura de corte como atividade econômica, que por séculos reinou na ocupação dos campos gaúchos, está ameaçada. Os resultados obtidos não garantem sua reprodução econômica nos termos convencionalmente utilizados para tal e, sempre que as condições naturais permitirem, não resistirá à concorrência com as lavouras. Sua perenidade se explica por um comportamento que poderia ser caracterizado como pré-capitalista por parte dos produtores que não fazem cálculos econômicos ou por ocuparem terras que dificilmente se prestariam para outro fim.

A segunda pesquisa que vai embasar este artigo foi desenvolvida por Ribeiro (2008) e trata de um tipo particular de pecuaristas que, contra todas as evidências da economia convencional, teima em persistir existindo nos campos gaúchos. Este tipo social foi denominado de “pecuarista familiar”, qual seja um tipo de agricultor familiar que dedica-se à criação de bovinos de corte. A existência destes agricultores foi ignorada ou menosprezada por longo tempo. Tratava-se de um agricultor familiar, com relativamente pequena extensão de terra, na qual o trabalho é predominantemente familiar e as rendas obtidas são baixas. Por explorarem áreas que podem alcançar em torno de 300 ha, explorarem gado de corte e terem hábitos

semelhantes àqueles dos fazendeiros, são vistos pelos demais agricultores familiares como “grandes”. Pelo tamanho de terra que detém não são enquadráveis nos sindicatos de trabalhadores rurais. Para os agricultores detentores de maiores áreas, enquadrados nos sindicatos patronais, aqueles não são vistos como iguais, pois ocupam “os fundões” dos campos, obtêm baixas rendas, têm baixa escolaridade, etc. Tentando aprofundar os conhecimentos sobre este tipo social, Ribeiro (2009) realizou pesquisa em três regiões da Campanha do Rio Grande do Sul, entrevistando 36 produtores que atendiam às características desejadas.

A primeira constatação é que, contrariamente às previsões de extinção das formas familiares de agricultura, estas têm persistido e se fortalecido como alternativa de vida para milhares de agricultores. Esta permanência se deve em grande parte pela capacidade de adaptação aos diferentes lugares e condições que enfrentam, na maior parte das vezes hostis no que trata de recursos naturais, mercados, acesso às políticas públicas, etc. As estratégias diferenciadas desenvolvidas pelos pecuaristas familiares para enfrentar estas dificuldades acabam por produzir uma diversidade de atividades, alternativas tecnológicas, formas de mercantilização, que resultam em tipos diferenciados de arranjos familiares.

O autor conclui que os pecuaristas familiares constituem um modo de vida particular, dentro do tipo mais geral de agricultores familiares. São agricultores familiares cujo modo de vida tem como atividade principal a bovinocultura de corte. Muitas de suas características são semelhantes, como a predominância da mão-de-obra familiar, a busca da autonomia mercantil, a relevância do auto-consumo e o dimensionamento das atividades a partir das necessidades da família. O que lhes é específico diz respeito à bovinocultura. O gado além de produto de sua atividade também serve como reserva de valor, poupança viva, mantida ao alcance para eventuais necessidades.

Este tipo social é fruto da história de formação e ocupação do Rio Grande do Sul, dos tipos sociais que foram gerados ao longo do tempo, da mentalidade do gaúcho, de sua relação com o gado e com a natureza. Apesar de importantes, não se trata de um determinismo histórico ou cultural, mas sim da adoção de um conjunto de estratégias que se mostram mais exequíveis para as condições e momento dados. Com esta ressalva compreendem-se estratégias técnico-produtivas que são consideradas “atrasadas”. A bovinocultura baseada nos recursos naturais, com baixo grau de investimento, baixo consumo de insumos externos à propriedade e altas cargas animais que normalmente seriam consideradas irracionais, quando analisadas no contexto da dinâmica do modo de vida daquela família, podem ser, sem dúvidas, a melhor opção. Ribeiro (2009) percebe também que, independentemente do ambiente em que se encontrem, os pecuaristas familiares têm lógicas semelhantes que norteiam suas estratégias e compreendem a redução da vulnerabilidade, a redução de custos, a mercantilização parcial e ocasional a depender das necessidades.

A pesquisa também permitiu constatar tratar-se de uma população envelhecida, onde rendas externas à propriedade, tais como aposentadorias e transferências, têm uma participação importante. Apesar disto estes agricultores têm encaminhadas suas sucessões nos mesmos moldes. Portanto não se trata de um modo de vida em extinção, mas uma forma encontrada por estas famílias de organizarem sua sobrevivência e reprodução. O autor destaca que pela especificidade deste público, até pouco tempo não muito reconhecida, não lhes era destinada política pública adequada. Não são seus objetivos, nem têm possibilidades, de tornarem-se fazendeiros, não almejam alcançar recordes de produtividade, apenas querem reproduzir o modo de vida que já têm. Para tanto, políticas públicas, tais como a aposentadoria rural, acesso ao transporte, saúde e educação para os jovens são significativas. O acesso diferenciado a estes benefícios entre as regiões estudadas parece ser mais importante para o bem estar das famílias que o alcance ao crédito rural e financiamento agrícola. O autor também chama a atenção sobre a necessidade dos serviços de assistência técnica e de pesquisa repensarem suas práticas e proposições que vêem estes agricultores como sinônimo do atraso e uma realidade a ser mudada. Este tipo de comportamento não significa que estes produtores não tenham expressão econômica e social para o desenvolvimento, pois contribuem com a oferta agregada de produtos e respondem por um

número expressivo de empregos. Agregos que igualmente cumprem os papéis de preservar um modo de vida impregnado de história, têm uma relação menos agressiva com o ambiente e ocupam partes do território que, a depender da lógica econômica capitalista, ficariam abandonados ou seriam ocupados por atividades de forte impacto social, ambiental, como por exemplo tem ocorrido recentemente com a expansão da silvicultura. Estes são valores relevantes para a sociedade gaúcha?

As duas pesquisas citadas, que por certo basearam-se em dezenas de outras para alcançarem seus objetivos, permitem tecer algumas considerações à guisa de conclusões.

Considerações finais

A bovinocultura de corte foi a atividade originária da exploração dos campos meridionais do Brasil, a ponto de vir a constituir quase que numa identidade única – campo-gado-gaúcho. Sua evolução ao longo do tempo resultou no mosaico que temos hoje, uma quase viagem amostral no tempo, onde visualizam-se simultaneamente todas as etapas de desenvolvimento pelas quais passou. Encontram-se hoje no Rio Grande do Sul sistemas de produção de bovinos de corte que pouco diferem daquele praticado pelos jesuítas ainda no século XVII, um quase extrativismo daquilo que a natureza oferece. Não muito distante localizam-se propriedades usuárias das tecnologias consideradas as mais modernas, dirigidas sob critérios empresariais, visando maximização dos resultados econômicos como qualquer empresa capitalista contemporânea.

As evidências levantadas pelas pesquisas demonstram que são muitas as razões que provocaram esta trajetória, e talvez venham a ser as mesmas razões que explicarão sua continuidade. O foco dado a este artigo desde o seu título, demonstra que se depender do desempenho econômico a bovinocultura está fadada à desapareição. Raríssimos são os sistemas de produção que proporcionam resultados ao menos positivos; se falássemos de competitividade com alternativas de utilização da terra, quase certamente o número de possibilidades se reduziria ainda mais, tendendo a zero.

Contraditoriamente, a origem da resistência da bovinocultura de corte encontra-se no seu atraso relativo. O fato dos criadores não terem como objetivo primeiro a obtenção de lucro, de terem lógicas de produção e modos de vida diferentes daqueles próprios e esperáveis de setores produtivos numa economia mercantil capitalista, é o que explica sua existência, do contrário já a teriam abandonado. Por outro lado, em muitas regiões ela ainda persiste, pois as condições naturais não permitiam, até recentemente, a utilização da área para alternativas produtivas. A recente possibilidade da disseminação de plantios de árvores para produção de celulose trouxe uma ameaça nova.

Nesta condição, atraso é uma vantagem? É desejável a existência da bovinocultura nestas condições? Os papéis não produtivos que ela cumpre são relevantes? As políticas públicas devem ou têm o direito de intervir nos planos de vida destas pessoas? Até que ponto? Estas questões estão colocadas para a sociedade gaúcha que deverá julgar quanto à utilização que quer dar a sua área pastoril em contínuo processo de retração. A ameaça econômica que se posta sobre a bovinocultura de corte ameaça igualmente a continuidade da existência dos campos e boa parte da identidade gaúcha.

Referências

- Bandeira P.S. 1994. As raízes históricas do declínio da Região Sul. In: *Crescimento econômico da Região Sul do Rio Grande do Sul: causas e perspectivas* (eds. Alonso JAF, Benetti MD & Bandeira PS). Fundação de Economia e Estatística Siegfried Emanuel Heuser Porto Alegre, pp. 7-48.
- Cesar G. 2005. *Origens da economia gaúcha (o boi e o poder)*. IEL, CORAG, Porto Alegre.
- Fonseca P.C.D. 1983. *RS: Economia & conflitos na República Velha. Mercado Aberto*, Porto Alegre, 144 p.
- Fontoura L.F.M. 2004. A produção social do espaço agrário. In: *Rio Grande do Sul: paisagens e territórios em transformação* (eds. Verdum R, Basso LA & Suertegaray DMA). Editora da UFRGS Porto Alegre, p. 319.
- Freitas D. 1993. O capitalismo pastoril. *Ensaios FEE (Fundação de Economia e Estatística). A sociedade gaúcha* 14: 438-465.
- Graziano da Silva J. 1996. *A nova dinâmica da agricultura brasileira*. UNICAMP, Campinas.
- Herrlein Jr. R. 2002. A peculiaridade da transição capitalista no Rio Grande do Sul, 1889-1930. In: *Anais... Encontro de Economia Gaúcha*. FEE/PUCRS, Porto Alegre (Capturado em <http://www.fee.tcche.br/sitefee/pt/content/eeg> em 31/12/2004).
- Pesavento S.J. 1994. *História do Rio Grande do Sul. Mercado Aberto*, Porto Alegre, 142 p.

- Reverbel C. 1986. *O gaúcho. Aspectos de sua formação no Rio Grande e no Rio da Prata*. L&PM, Porto Alegre, 109 p.
- Ribeiro C.M. 2009. *Estudo do modo de vida dos pecuaristas familiares da Região da Campanha do Rio Grande do Sul*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 300 p.
- Santos C.M. 1984. *Economia e sociedade do Rio Grande do Sul: século XVIII*. Ed. Nacional, São Paulo, 216 p.
- SEBRAE/FARSUL/SENAR. 2005. *Diagnóstico de sistemas de produção da bovinocultura de corte do Estado do Rio Grande do Sul*. Relatório de Pesquisa, IEPE/UFRGS, Porto Alegre, 265 p.
- Torronteguy T.O.V. 1994. *As origens da pobreza no Rio Grande do Sul*. Mercado Aberto / IEL, Porto Alegre, 192 p.
- Veríssimo da Fonseca P.A. 1982. *A formação do gaúcho*. Diário da Manhã, Passo Fundo, 122 p.
- Xavier P. 1952. A Estância. In: *Rio Grande do Sul: Terra e Povo*. Livraria do Globo Porto Alegre, pp. 75-87.



Omara Lange. Quilombo em Caçapava do Sul, RS.



Capítulo 30

Desafios para conservação e a valorização da pecuária sustentável

Marcos Borba¹ & José Pedro P. Trindade¹

Introdução

No mundo contemporâneo, apesar dos evidentes impactos negativos da ação antrópica sobre o ambiente natural, é crescente o desafio para aqueles que trabalham visando a conservação dos recursos naturais. Boa parte deste desafio decorre do aprofundamento de um “modo industrial” de uso dos recursos naturais, motor do modelo de produção e consumo das sociedades modernas. Isso é percebido nos mais diferentes ramos da atividade humana e, neste capítulo, consideraremos especialmente a situação nos ecossistemas campestres.

No momento atual da história humana experimentamos de forma simultânea a manifestação de diferentes faces de uma crise global e complexa, cujas causas múltiplas e interligadas vêm se acumulando ao longo dos últimos dois séculos. Uma crise do modelo civilizatório, cujas dimensões mais evidentes são a crise econômica e a crise ambiental. No entanto, a condição que poderia justamente desencadear uma mudança de comportamento e impelir a espécie humana a buscar um novo modelo de desenvolvimento – baseado em uma economia de baixo carbono, na conservação e uso sustentável dos recursos naturais e na equidade e responsabilidade social –, não tem sensibilizado os principais agentes do desenvolvimento para um profundo câmbio de valores que aponte para um “novo” padrão civilizatório. O que se vê é apenas o esforço para restabelecer a “confiança nos mercados” e a retomada do consumo, ignorando as evidências.

Portanto, apesar da evidente falência dos fundamentos deste modelo – revelado no esgotamento de energias e materiais, na redução da biodiversidade, na contaminação e esgotamento da água, na destruição de ecossistemas marinhos e terrestres, na contaminação atmosférica, no incremento dos resíduos na cadeia alimentar, no aumento da fome, miséria, marginalização e violência – o que se percebe é o recrudescimento, é apenas “mais do mesmo”. As possíveis saídas apontadas para solução da crise não fogem ao mesmo pensamento que gerou a própria crise, se constituem no âmbito do mesmo

Foto de abertura: Valério Pillar. Guaritas em Caçapava do Sul, RS.

¹ Pesquisadores EMBRAPA-CPPSul, Bagé, RS.

paradigma onde as causas da crise foram gestadas. Definitivamente a crise é antes de mais nada uma crise de percepção (Capra 1996).

Diante disso, percebe-se que o enfrentamento dos desafios representados pela conservação dos recursos naturais no âmbito da sociedade do consumo somente será possível se tal empreitada incluir a revisão crítica sobre as próprias bases filosóficas que orientam as relações entre o ambiente sócio-cultural e o ambiente natural, ou seja, entre a sociedade e a natureza, no contexto da modernidade. É preciso compreender criticamente que segundo as concepções filosóficas originadas na era moderna e aprofundadas no mundo contemporâneo, homem e natureza se encontram separados, onde aquele domina e explora esta a partir do uso da razão.

Desde uma visão moderna sobre o mundo e a vida, a natureza e seus recursos estão associados à idéia de restrição, insuficiência e ineficiência produtiva. Portanto, harmonizar conservação com produção parece ainda encerrar um paradoxo, parece suscitar o contraditório, pois o natural é belo (todos concordam), mas improdutivo e o ideal da eficiência produtiva (e por conseguinte econômica) somente pode ser atingido por substituição. O equilíbrio entre conservação ambiental e produção, no atual contexto da agricultura como negócio², surge como algo insuperável. A conservação é vista como barreira à livre expansão dos negócios da agricultura por duas razões principais: áreas conservadas (Área de Proteção Permanente – APP e Reserva Legal – RL) são limites à intensificação e sua manutenção exige “gastos”. Conservação tem sido vista como ameaça e nunca como oportunidade, suplantando uma condição única para uma profunda transformação dos padrões de desenvolvimento e das relações entre as sociedades e o meio físico.

Isso nos remete a outra razão pela qual a conservação dos recursos naturais constitui-se em desafio de elevada dificuldade de solução. Trata-se da natureza dos conhecimentos derivados da ciência moderna, cujas bases estão assentadas sobre o empirismo, o racionalismo e o positivismo. A ascensão de tais princípios filosóficos (em especial do racionalismo) proporcionou as bases da ciência (que permite conhecer, acabar com o mistério) e da tecnologia (que permite intervir de forma segura, baseada em certezas) modernas. Pois, esta mesma ciência tem sido instrumento fundamental das relações entre o humano e o natural, mediante um conhecimento com pretensões de verdade absoluta, e gerada de forma objetiva e independente do contexto socioambiental. A produção de um conhecimento, cuja elaboração se utiliza da prática reducionista – que partilha os problemas em partes menores como forma de melhor compreender o objeto de estudo –, é insuficiente e incapaz de dar conta de uma realidade complexa, que deriva das interações sócio-ecológicas.

Somente um abordagem que conceba a realidade como algo complexo – já que resulta da interação entre cada cultura e seu ambiente físico – poderia gerar os elementos necessários à compreensão das potencialidade representadas pelo uso ecológico dos recursos naturais, gerando as bases para conhecimentos e estratégias produtivas apropriadas a cada situação. Portanto, o entendimento sobre os benefícios da valorização dos recursos naturais como vantagem competitiva, inclusive econômica, somente pode se dar com novas formas de pensar e de produzir conhecimentos.

Como consequência dos aspectos anteriores, encontramos uma terceira razão para a difícil tarefa de conservar os *campos*. Trata-se da concepção predominante sobre o que é desenvolvimento. Apesar de evidências cada vez mais ostensivas sobre os impactos sócio-ambientais negativos (crise ambiental), a noção de desenvolvimento ainda remete ao crescimento da economia, cuja base é dada pelo avanço científico e tecnológico. Sob hipótese alguma a qualidade dos recursos naturais e os serviços ambientais aparecem como críticos ou limitantes para a economia. Quase quatro décadas depois dos Limites do Crescimento³, no momento em que a humanidade começa a experimentar de forma mais acentuada as consequências da crise ambiental global, ainda assim continua vigendo a noção de

² Produção que se orienta pelas “oportunidades mercadológicas” representadas pela demanda mundial por commodities agrícolas.

³ Meadows et al. (1972). “The limits of growth”. Universe Books. Nova York.

crescimento como Desenvolvimento. Mesmo no interior da idéia institucionalizada sobre desenvolvimento sustentável⁴ – a versão ecotecnocrática do desenvolvimento sustentável em palavras de Eduardo Sevilla – o crescimento aparece inclusive como condição. Um visão linear sustentada por um modelo de economia apoiado no consumo. A equação é simples: maior demanda = maior consumo = maior desenvolvimento.

A aplicação da racionalidade industrial aos modelos agrícolas conduz invariavelmente à especialização produtiva como forma de ampliar a escala e obter maiores lucros. O risco inerente exige um aparato tecnológico químico, mecânico e cada vez mais biotecnológico, ou seja, os fluxos de matéria e energia, as relações ecossistêmicas, a diversidade biológica e os conhecimentos não científicos associados (locais, tradicionais, vernaculares) constituem empecilhos e sinalizam limites a serem superados. A agricultura como negócio estabelece a necessidade inexorável de um conjunto de “ferramentas” de intervenção que promove a simplificação do uso dos ecossistemas, cujos elementos componentes são vistos apenas como suporte físico para a implantação de um modo pretensamente autônomo de produção, onde tudo se resume à disponibilidade de capital para a aquisição de fatores de produção exógenos à natureza. Uma produção que se constitui a partir de sistemas intensivos em capital, ou seja, uma produção capital dependente.

Dada sua estreiteza, tal percepção não contempla um fato simples, ainda que nada simplório: tratamos de um consumo exponencial contra recursos finitos. Ou seja, o modelo de uso dos recursos naturais – ou a forma como a sociedade apropria (socializa) os recursos naturais – ultrapassa a capacidade de produção e reprodução dos ecossistemas. A pretensa supremacia do humano sobre o natural, a geração de conhecimentos alheios ao contexto independentes da situação e o crescimento como condição do desenvolvimento estão, portanto, entre as grandes barreiras à conservação dos recursos naturais, incluindo os biodiversos sistemas ecológicos campestres.

Contexto do desenvolvimento

Desde um ponto de vista filosófico, a noção de desenvolvimento, a partir do final do Renascimento – da transição entre a Idade Média e a era Moderna – tem estado impregnada pela sensação de domínio do humano sobre o natural. Perdura a idéia do poder da razão (poder humano) sobre a natureza “bruta”. Desde a “Era dos Descobrimentos” (entre os séculos XIV e XVII) e sob uma perspectiva econômica, o desenvolvimento tem sido construído à semelhança de certas identidades socioculturais. Foi a partir da identidade européia pós-medieval que se constituiu a noção de “mundo ocidental”⁵.

A colonização gerou “várias Europas” através da “difusão” ou massificação tanto de práticas produtivas, genética vegetal e animal, incluindo bactérias, vírus e insetos, quanto de formas de pensar e de produzir conhecimentos. Enfim, a difusão de um Modo de Produção (Capitalismo) e de um Modo de Uso dos Recursos Naturais (Industrial). No entanto, para os propósitos deste texto, podemos considerar o “contexto do desenvolvimento” tal qual conhecemos e experimentamos nos dias atuais, a partir do período Pós II Guerra Mundial, quando foram estabelecidas as bases da noção de “Crescimento Econômico”. Quando o desenvolvimento passou a ser tratado como a busca por um estado superior ou mais pleno que o pré-existente, tanto quantitativa como qualitativamente (Guzmán Casado *et al.* 2000:115).

Esta fase – caracterizada pela tecnologização, pela busca da prosperidade material (supremacia do “ter” sobre o “ser”) num ambiente de estabilidade política – se funda na idéia que “o desenvolvi-

⁴ Visão expressa no relatório Brundtland. “Nosso Futuro Comum”.

⁵ Para se opor ao “mundo oriental”. Orientalismo – Escobar (1995). Fundamentalmente a história do desenvolvimento se assenta sobre a criação de uma série de oposições, tais como: “Mundo rural” e “Mundo urbano”, “Mundo moderno” e “Mundo tradicional”, “Mundo atrasado” e “Mundo avançado”, “Primeiro Mundo” e “Terceiro Mundo”.

to econômico, tal qual é praticado pelos países que lideraram a revolução industrial, pode ser universalizado” (Furtado 1998). O desenvolvimento sucedeu o colonialismo como forma de dominação. A diferença seria o imperativo moral e tecnocrático presente no modelo da modernização pós-colonial, onde o imperativo moral justifica o tecnocrático (Esteve 1997). Assim, sustentados por esta pretensão moralidade, os subdesenvolvidos ou contemporâneos primitivos, deveriam ser retirados de seu estado de atraso, de sua condição indigna, de suas formas tradicionais de apropriação da natureza e de seu total “desinteresse” pelo mercado livre para logo serem conduzidos ao mundo da ciência (convencional), do conhecimento (científico), da tecnologia (industrial) e do consumo (irresponsável) (Borba 2002).

Desde então o desenvolvimento encontra-se impregnado pela idéia que todos os povos do planeta devem perseguir um mesmo caminho na direção de um “estado de desenvolvido” expresso pela situação das nações “que correm na cabeça” (Sachs, 1997). Assim, culturas diferentes deixam de ser vistas como modos sem paralelos da existência humana, para serem consideradas carentes quando comparadas com países “avançados”. É neste contexto que surgem as chamadas instituições de *Bretton Woods*⁶ oportunizando assim a “estrutura operativa que orquestrará, em todo o mundo, a implementação do modo industrial de uso dos recursos naturais” (Guzmán Casado *et al.* 2000).

A história do desenvolvimento a partir dos anos 50 do século XX até os dias de hoje reflete nada mais que o poder adquirido por uma representação capaz de fazer com que a “necessidade de desenvolver-se” tenha se tornado o principal problema da maioria dos países do mundo. Ao ponto de que, num esforço quase desesperado para *des-subdesenvolver-se*, muitos países tenham aceitado submeter suas sociedades a crescentes processos de intervenção externa (Arrighi 1997). Como consequência, alastrou-se pelo mundo inteiro uma idéia homogeneizante de desenvolvimento onde o contexto local, sociocultural ou natural, é simplesmente ignorado e desvalorizado, fazendo com que a conservação dos recursos naturais seja algo relegado.

A chamada metade sul do Rio Grande do Sul (RS), em geral e a Serra do Sudeste em particular, constituem um espaço geográfico onde o desenvolvimento foi profícuo como discurso, embora não tenha se concretizado como prática. O discurso do (sub)desenvolvimento foi incorporado pelas populações locais que ainda hoje reproduzem a noção de incapacidade, algo que fica expresso nas estratégias de desenvolvimento regional pautadas por iniciativas desenhadas, implantadas e controladas de “fora-para-dentro”, sem qualquer participação da população local que a tudo assiste passivamente. Neste contexto, se incluem a monocultura de árvores, a mineração, os biocombustíveis, os projetos de irrigação para culturas de escala, etc. Todas atividades que se justificam pela necessidade de se obter níveis de produção que superem a improdutividade dos recursos naturais.

No entanto, também podemos considerar que as mesmas razões que impediram a instalação na metade Sul do RS do modelo único de desenvolvimento – sustentado na modernização da agricultura e industrialização – possibilitaram a conservação de uma série de elementos de grande relevância para o desenho de estratégias sustentáveis de desenvolvimento. Dentre estes elementos, destacamos a diversidade biológica e paisagística, a cultura associada à criação de animais em sistemas dependentes dos recursos forrageiros nativos, a preservação da fauna e flora locais, a conservação dos serviços ambientais, entre outros.

No momento em que a humanidade sofre impactos causados por formas de produção altamente dependentes de insumos químicos e energéticos – que desconsideram o contexto sócio-ecológico dos locais e a exclusão social, voltadas exclusivamente à maximização dos valores de troca – a valorização e a mobilização dos recursos locais poderia representar a mais importante estratégia para o desenvolvimento sustentável desta importante região do estado.

⁶ BM, FMI e GATT (hoje OMC)

Relações sociedade-natureza

Do ponto de vista histórico podemos interpretar o uso dos recursos naturais – a *artificialização* dos ecossistemas – como um processo de mútua determinação entre o entorno físico e as culturas humanas. Ou seja, ao longo dos tempos a natureza conformou as estratégias de intervenção humana de maneira que conhecimentos e tecnologias eram sócio-historicamente construídas pela cultura local e selecionados pela melhor resposta adaptativa ao meio natural. Ao mesmo tempo as formas de organização dos grupamentos humanos e seus valores definiam o grau de intervenção e manipulação sobre o ambiente natural e seus recursos.

A partir das concepções modernas, no entanto, homem e natureza definitivamente se separaram. O humano finalmente está livre da natureza, que deixa de ser misteriosa através da ciência – configurada a partir do domínio da razão – e da tecnologia. A partir desse momento da história o homem crê finalmente conhecer e dominar a natureza, iniciando a ruptura das relações diretas entre sociedade-natureza. A cultura já não responde diretamente aos sinais da natureza decorrentes de sua intervenção. Esta relação passa a ser mediada pela tecnologia a qual já não depende do contexto onde é originada. Muito pelo contrário, cresce cada vez mais a noção de um conhecimento e de uma tecnologia cosmopolita que deve subsidiar as mesmas formas de produção em “qualquer lugar”. Para cada impacto negativo proveniente do uso de determinada tecnologia ou forma de produção, recomenda-se nova tecnologia gerada dentro do mesmo paradigma científico, ou seja, um processo de “mais do mesmo” que tende a agravar os efeitos antrópicos sobre os recursos naturais. A solução usa a mesma lógica que gera o problema.

Ao aceitar, seguindo a Norgaard (1994), que a cultura humana organiza os sistemas biológicos tanto como estes modelam a cultura, num processo recíproco de seleção, devemos avançar na direção de uma visão não linear das relações sociedade-natureza. Faz-se necessário desconstruir a idéia segundo a qual o sistema inteiro muda quando se intervém em suas partes ou subsistemas. Ou seja, romper com a visão sobre desenvolvimento onde os recursos naturais (e os valores que o avaliam) são externos ao processo. Que a natureza pode ser compreendida objetivamente mas subjetivamente interpretada segundo valores que não contemplam a qualidade dos recursos naturais como uma questão crítica para a sustentabilidade do modelo econômico vigente. Isso justifica a noção sobre desenvolvimento suportada pelo avanço tecnológico, cujo emprego proporciona o crescimento econômico que, de forma “natural”, conduz ao bem estar da sociedade e proporciona o excedente necessário para re-investimento em novos conhecimentos que, conseqüentemente, garantem inovações tecnológicas. Um processo contínuo de retro-alimentação.

Na perspectiva da coevolução, onde sociedade e natureza se determinam mutuamente, o ecossistema inclui o sistema de conhecimentos, o sistema de valores, a organização social e a tecnologia par e par com o sistema biológico. Configura-se uma realidade de complexas interações cujas partes e relações mudam com o tempo e a natureza das partes somente pode ser compreendida no contexto da coevolução como um todo (Norgaard 1994). Por outro lado, permite entender que para o desenvolvimento sustentável não é suficiente a aplicação de inovações tecnológicas geradas fora do contexto; é necessário compreender como os agroecossistemas tradicionais se configuraram e re-configuraram ao longo do tempo. Precisamos responder como os sistemas de produção que ainda mantêm características “pré-industriais” refletem adaptação ao meio físico – onde a dependência de recursos naturais, como o campo nativo, é uma das características marcantes.

Desde tal perspectiva, a aprendizagem, o conhecimento e as transformações socioeconômicas e ecológicas são interdependentes. A evolução do sistema natural é uma resposta às pressões culturais, em função dos valores, da visão de mundo e da organização social das populações. Por sua parte, o sistema cultural e suas possibilidades evoluem respeitando o ecossistema. Dessa forma o conhecimento tradicional, a organização social e as características biológicas tem papel ativo e não se pode separar

um dos outros no contexto da evolução (Norgaard 1994). Essa visão, que se enfrenta ao pensamento determinístico próprio da concepção científica convencional, é chave para o debate sobre a conservação dos recursos naturais campestres.

O tradicional como produtor de diversidade

A modernidade, afora aspectos culturais, implicou na transformação do Modo de Produção e do Modo de Uso dos Recursos Naturais (Gadgil & Guha 1993) ou do Modo de Apropriação da Natureza (Tolledo *et al.* 1999). Do ponto de vista da produção significou sobretudo a transformação de formas mais autônomas, no que se refere à energia e aos insumos, e com alto grau de integração ao meio físico por modelos altamente dependentes de insumos químicos e energéticos externos aos sistemas e com elevado grau de manipulação do ambiente físico. Ou seja, para a agricultura significou a mudança drástica de um modelo que, para funcionar, dependia da compreensão dos agricultores sobre as complexas relações ecossistêmicas como forma de explorar o potencial produtivo dos sistemas naturais, para sistemas simplificados, reduzidos à disponibilidade ou não de um conjunto de recursos externos ao sistema.

A implantação, em escala mundial, do “manejo industrial” (Guzmán Casado *et al.* 2000) dos recursos naturais redundou na noção de desenvolvimento agrícola que predomina ainda hoje. Uma idéia fundamentada em inovações tecnológicas constantes – visando o crescimento da produção e do consumo. Uma visão que reforça a dependência por materiais e serviços provenientes da economia (em detrimento dos recursos da natureza e serviços ambientais) – mobilizados a partir do mercado –, na mesma medida que abrevia o interesse pela compreensão do sistema natural como “insumo” para estratégias de uso sustentável dos recursos naturais. A apropriação da natureza se dá exclusivamente baseada em conhecimentos, tecnologias e valores externos ao contexto sócio-ambiental no qual se dá a produção (Norgaard 1994). Um modelo agrícola mundial baseado na difusão de “novas tecnologias” (primeiro químicas e mecânicas e, mais recentemente, biotecnológicas) orientadas pela lógica do lucro, que desconsideram as externalidades⁷ negativas de um modo de produção que depende de recursos não renováveis e que impacta o meio natural e social onde atua.

O processo de transição do modo camponês de produzir – menos dependente do mercado, que usa principalmente elementos que entram no sistema de produção como não-mercadorias (van der Ploeg 2006) sendo, portanto, dependente do meio físico, dos conhecimentos vernaculares, da cooperação no trabalho e do desenvolvimento local de instrumentos (tecnologias) úteis – para o modo industrial, retirou o controle sobre o sistema de produção das mãos dos agricultores, na medida em que cada vez mais o conhecimento científico (descontextualizado) e os insumos mobilizados através do mercado constituem os fundamentos da produção.

Os padrões tecnológicos e as relações com o mercado na agricultura moderna avançam continuamente, visando transformar agricultores em empresários empreendedores. Aqueles que não conseguem acompanhar são considerados “atrasados” e, portanto, necessitados de intervenções exógenas e passam a ser objeto das políticas de desenvolvimento. Nesse contexto o tradicional é visto como resíduo anacrônico de uma era pré-industrial que precisa, sob pena de impedir o “desenvolvimento”, ser eliminado.

Ainda que o processo de modernização esteja muito longe de ser completado⁸, o reflexo deste comportamento é a crescente homogeneização dos padrões produtivos, onde em qualquer lugar se culti-

⁷ Todas aquelas conseqüências do processo produtivo que não são incorporadas pelo sistema de preços. Podem ser positivas (benéficas como a manutenção do ciclo hidrológico, a conservação do solo, das paisagens, etc.) ou negativas (maléficas como a destruição da biodiversidade, a erosão do solo, a exclusão social, etc.)

⁸ Apesar dos teóricos, tanto liberais como marxistas, terem anunciado desde o século XIX o fim do modo camponês, o processo de modernização da agricultura não se completou em muitas regiões do mundo o que contribui para a geração de uma enorme diversidade de estilos de produção que variam entre a agricultura de subsistência e a agricultura capitalizada em diferentes graus.

vam ou se criam as mesmas variedades das mesmas espécies, usando os mesmos formatos tecnológicos para fornecer aos mesmos mercados. A agricultura moderna acaba com as diferenças próprias de inúmeras “culturas agrícolas” forjadas na interação direta de diferentes grupos humanos com seus diferentes ambientes físicos; variados conjuntos de recursos gerando múltiplos arranjos no tempo e no espaço.

No entanto, quando observamos mais atentamente a realidade atual, verificamos que em diferentes regiões do mundo – apesar dos esforços dos governos e agentes financiadores – a “modernização da agricultura”, por razões que variam entre o econômico, o cultural e o ecológico em diferentes combinações, se constitui em um processo incompleto. Não são poucos os lugares onde a agricultura ainda se encontra determinada pelas condições naturais do ambiente, dado que grande parte dos agricultores do mundo não possuem as condições que asseguram o acesso ao conjunto de insumos químicos, biológicos e energéticos que compõem os padrões modernos de produção. A maioria dos agricultores ainda experimenta uma condição onde apenas fragmentos de formatos tecnológicos são incorporados e as relações com o mercado são parciais. Vivem e produzem em situações onde prevalecem processos de desconstrução-reconstrução da informação, do conhecimento e da tecnologia. Tais regiões representam verdadeiras riquezas, quando o objetivo se trata de promover a sustentabilidade produtiva e a conservação dos recursos naturais.

Estas regiões são denominadas tradicionais (como oposto de moderno), isto é, cujas formas de produção têm características pré-industriais ou encontram-se em um estágio anterior na “evolução” dos processos de artificialização dos sistemas naturais, onde o funcionamento dos agroecossistemas depende do entorno físico, da quantidade e qualidade dos recursos apropriados. Isto quer dizer que as formas tradicionais de produção dependem mais das relações com o meio-ambiente-natural que das relações com o meio-ambiente-social (Toledo 1993).

Sendo assim, pode-se esperar que nos lugares ou regiões onde persistem as formas tradicionais de produção se verifique alta diversidade de formas de artificialização dos ecossistemas o que, por consequência, se constitui em enorme riqueza quando o assunto é a conservação ou o uso sustentável. Para o caso da pecuária, a Serra do Sudeste, a região dos Areais, a APA do Ibirapuitã e os Campos de Cima da Serra podem, mediante um olhar sócio-ecológico mais atento, revelar sistemas agrários que, ao refletir uma interação entre ambiente físico e a cultura, se caracterizam pela conservação e dependência dos recursos campestres. Uma realidade que gera distintas “arquiteturas” do campo e significa uma grande oportunidade para se estabelecer o equilíbrio entre produção de qualidade e conservação dos recursos naturais. Neste caso, a valorização dos sistemas tradicionais e da potencialização de suas relações sócio-ambientais, que configuram uma verdadeira pecuária sustentável, podem configurar as bases para a diferenciação dos processos produtivos regionais, favorecendo o estabelecimento de marcas de qualidade para seus produtos. Como condição para tanto, necessitamos métodos de produção de conhecimentos que, respeitando os saberes tradicionais, possibilitem a valorização dos campos como base para a produção sustentável e assegurem a apropriação democrática por parte dos produtores, especialmente os familiares.

A pecuária sustentável

Situada a questão da conservação dos recursos naturais campestres no contexto das concepções filosóficas que sustentam a visão moderna sobre a natureza, das concepções sobre a geração do conhecimento (científico) que orienta a produção e da idéia predominante sobre o desenvolvimento, é chegada a hora de definirmos o que seriam as características das formas de produção capazes de incorporar a qualidade dos recursos campestres como fator de diferenciação produtiva, eficiência econômica e sustentabilidade sócio-ambiental.

Não há dúvidas sobre a necessidade de que tais estratégias de uso sustentável dos recursos campestres incluam a noção de coevolução, que aplicada à situação ecosociocultural da região Pampeana,

nos remete à exploração pecuária. Associando isso às mudanças verificadas nos padrões de consumo de produtos de origem animal, podemos vislumbrar a oportunidade da região constituir sua imagem como produtora de qualidade, vinculando processos produtivos apropriados e o ambiente ecologicamente original.

No caso da carne, observando as tendências de consumo, fica evidente que a região Pampeana do Rio Grande do Sul tem plenas condições, pelo menos potencial, de oferecer um produto capaz de atender as necessidades dos consumidores mais exigentes, especialmente no que se refere à qualidade e segurança do alimento. Isso em função da possibilidade de se utilizar aspectos relacionados com a qualidade ambiental encontrada nos ecossistemas campestres predominantes na região. Qualidade esta dada pela alta qualidade forrageira presente na diversidade de gramíneas e leguminosas (veja Capítulo 4), pela ausência de poluição química, pela beleza da paisagem, associada à condição privilegiada em termos de segurança alimentar⁹. Está cada vez mais claro que sistemas pastoris oferecem as maiores garantias nesse sentido (Borba 2007).

Quanto à saúde e nutrição, as *carnes sul-rio-grandenses* apresentam amplas possibilidades de diferenciação. Considerando a alimentação a pasto dos animais – que pode proporcionar o predomínio de gorduras insaturadas –, sem uso de anabolizantes e reduzido uso de antibióticos, poder-se-ia pensar em diferenciar as *carnes do Pampa Gaúcha* como produtos naturais. Ainda mais quando os principais concorrentes internos são os estados do Centro-oeste e do Norte, cujos sistemas de produção de carnes implicam em conversão de ecossistemas dos biomas Cerrado e Amazônia e, conseqüente, drástica redução da biodiversidade.

Vislumbramos que a partir do manejo sustentável da riqueza e da diversidade dos campos, poderíamos, não competir em escala, mas sim ofertar um produto de qualidade impossível para outras zonas brasileiras (Borba 2007). Desta forma, é plausível considerar que as características regionais podem proporcionar as bases para designar produtos cuja reputação possa ser atribuída ao meio geográfico, incluindo fatores naturais e culturais. Um potencial cuja consumação necessita de uma nova perspectiva. Do ponto de vista do desenvolvimento, seria fundamental que pudéssemos situar os recursos naturais campestres dentro de um modelo de desenvolvimento rural, endógeno, integral e sustentável (Calatrava 1995, adaptado por Guzmán Casado *et al.* 2000).

“Não existe desenvolvimento rural se este não está baseado na agricultura e sua articulação com o sistema sociocultural local, como suporte para a manutenção dos recursos naturais” (Calatrava 1995).

O modelo, segundo o autor, deveria estar caracterizado pela **integralidade** na medida em que visa aproveitar os distintos recursos disponíveis; pela **harmonia e equilíbrio** entre os sistemas econômico e ecológico; pela **autonomia de gestão e controle** onde os atores locais sejam os responsáveis por gerar, gerir e controlar os elementos do processo de desenvolvimento; pela **minimização das externalidades negativas** no sentido de evitar a degradação dos elementos da biosfera (solo, ar, recursos hídricos e diversidade); pela **manutenção e potenciação dos circuitos curtos** perseguindo estratégias para manter e potencializar os mercados locais; pela **utilização do conhecimento local vinculado aos sistemas tradicionais de manejo dos recursos naturais**¹⁰, característica central do enfoque agroecológico; e pela **pluriatividade, seletividade e complementaridade das rendas**, mediante a recuperação de práticas sustentáveis, a seleção de atividades produtivas para complementar rendas e respeitando as formas de ação social coletiva local.

⁹ Neste aspecto tem grande importância a ausência de Encefalopatia Espongiforme Bovina (vaca louca) e outras enfermidades que implicam riscos para a saúde humana.

¹⁰ Para Calatrava, não é necessário “um manejo camponês, acumulado pela transmissão oral do conhecimento durante gerações, para o desenvolvimento de tecnologias de natureza meio-ambiental específicas de um agroecossistema. É a lógica ecológica existente nos ciclos naturais, vinculados a cada pedaço de natureza, a que possibilita a geração do conhecimento local” (Calatrava 1995).

No contexto da região Pampeana, a pecuária de “campo nativo”, em especial aquela de pequena e média escala, atenderia praticamente todas as características do modelo de Calatrava. Dessa forma a pecuária de campo nativo poderia ocupar papel de elevada preponderância por significar uma estratégia produtiva de baixa entropia e elevada renovabilidade. Ou seja, uma atividade que, ao explorar de forma eficiente os recursos naturais e os serviços ambientais produzidos pelos ecossistemas campestres, pode engendrar uma produção altamente eficiente do ponto de vista da incorporação e degradação de energia. Isso acarretaria na geração de produtos únicos em termos de qualidade (nutricional) e de elevada eficiência na medida em que usa principalmente fontes energéticas renováveis. Assim, a pecuária de pequeno e médio porte pode constituir sistemas de produção com características de perenidade e equidade, próprias da sustentabilidade.

No mundo da “volta das incertezas”, no estado de crise atual – na sociedade do risco¹¹ – a produção oriunda de uma “cadeia produtiva da pecuária de campo nativo”, pode significar uma grande oportunidade de negócios. Empresas dos diferentes segmentos que compõem a cadeia da carne, ao se comprometer com a idéia de “negócios sustentáveis”, ao adotar conceitos de seleção de fornecedores e parceiros – reunindo aqueles que concebem a efetiva possibilidade de se obter níveis de eficiência produtiva a partir do campo nativo –, podem construir vínculos economicamente viáveis e ambientalmente justos. E desta forma ocupar um espaço único em termos de mercado a partir da idéia de Arranjos Produtivos Locais¹².

A viabilidade de uma organização desta natureza deve passar, do ponto de vista dos negócios, pela incorporação do conceito de responsabilidade ambiental, isto é, se faz necessário que o segmento produtivo abandone a idéia segundo a qual a conservação do ambiente natural onera a produção para incorporar a noção de que os recursos naturais e sua conservação são elementos críticos para a manutenção dos sistemas de produção. Investir em tecnologias apropriadas, consumir menos recursos não-renováveis, gerar menos resíduos, otimizar a reciclagem de matéria e energia, contar com colaboradores conscientes e buscar a cooperação com representantes de outros setores da cadeia (antes e depois da porteira) que respeitam o meio ambiente, passa a ser uma importante garantia de êxito comercial futuro. Conservar os recursos naturais será a garantia de retorno financeiro, pois representa a oportunidade para que aquelas regiões (ou empresas), que construírem uma imagem associada à riqueza dos recursos naturais, atraiam parceiros, consumidores e investidores.

No tocante à produção *per se*, podemos apontar a necessidade de formatos tecnológicos que valorizam o local (apropriados ao local) e não o destroam para adaptá-lo às técnicas. Isso gera uma demanda por conhecimento interdisciplinar e sistêmico (ciclos geoquímicos, transformações de energia, processos biológicos, relações socioeconômicas). Enfim, a pecuária sustentável – que valorize os recursos naturais campestres – pressupõe um câmbio fundamental, qual seja abandonar a noção de sistemas de produção capital-dependentes em prol de sistemas intensivos em conhecimentos. O que suscita a necessidade de novas concepções sobre o desenvolvimento e novas abordagens (postura epistemológica, aparato conceitual e metodológico) de parte dos “produtores de conhecimentos” (ciência no contexto do local).

Inovação para a sustentabilidade

Ao afirmar a necessidade de novas concepções sobre o desenvolvimento e uma nova postura de parte dos “produtores de conhecimentos”, apontamos para a necessidade de inovar. Considerando que a necessidade é de uma inovação que supere a noção de apenas novos produtos e novos mercados. Pode incluir aperfeiçoamento de algo já existente, novo produto, nova área da pesquisa ou da tecnologia, no

¹¹ Conceito de Beck *et al.* (1997).

¹² Arranjos Produtivos Locais são aglomerações de empresas localizadas em um mesmo território que apresentam especialização produtiva e mantém vínculos de cooperação, articulação, interação e aprendizagem entre si e com outros atores locais.

entanto, somente existirá se for pensado dentro de uma nova perspectiva de futuro, por um novo olhar sobre as possibilidades representadas pela valorização do “local” como produtor de diversidade.

No entanto, no contexto das instituições de pesquisa, incluindo as universidades, ainda prevalece a idéia de oferecer algo a mais, embora não necessariamente mais duradouro, portanto, seguro e eficiente. Seguindo esta linha queremos apontar que não existe inovação na concepção do atual modelo de produção e consumo, suportado pelo idéia de crescimento continuado. A inovação, para ser concebida, precisa estar situada no âmbito de uma “destruição criativa da sociedade industrial”, conforme assinalado por Beck *et al.* (1997). Os autores denominam *modernidade reflexiva* a desvinculação e logo a re-vinculação das formas sociais industriais por outro tipo de modernidade. Portanto, novos formatos tecnológicos e novas formas de organização social, capazes de suportar formas de produção que valorizem a diversidade dos diferentes contextos ecosocioculturais, dependem de novas formas de conceber problemas de pesquisa, de formular perguntas orientadoras, de perceber a realidade. Enfim, a própria noção de eficiência precisa ser revisada, para incluir a preocupação com as externalidades negativas advindas dos modelos atuais de produção, transformação, circulação e consumo. Neste caso, a inovação somente pode ser concebida no contexto de um novo modelo de economia, onde a eficiência energética, a análise eMergética¹³, as externalidades, a degradação (ou conservação) dos recursos naturais, a equidade social e a qualidade, sejam critérios de sustentabilidade.

O maior desafio, portanto, antecedendo inclusive a necessidade da inovação, é um processo de desconstrução-reconstrução. Desconstruir as representações obsoletas do mundo – globalocêntricas e globalocráticas (Dirlik 1998) –, centradas nos valores da dominação, competição e expansão, e reconstruir no imaginário das pessoas – produtores, políticos, pesquisadores, cidadãos – o espaço de valorização dos recursos naturais e dos serviços ambientais próprios do “local” como base de uma nova economia. As estratégias de produção, circulação, transformação e consumo devem conceber as interações entre o mundo material e os sujeitos humanos como portadoras de verdadeiro potencial econômico. Isso nos remete a buscar um espaço material e sociocultural onde, dada a necessidade de viver e produzir, se dá a interação entre as pessoas e seu meio físico, gerando um mútuo processo histórico de co-adaptação. Conceber que a diversidade – como expressão da coevolução entre dada cultura e seu entorno – pode assegurar a originalidade de processos produtivos e garantir agregação de valor econômico.

Tal concepção nos impulsiona a considerar como grande oportunidade a construção de estratégias de desenvolvimento com enfoque territorial e perspectiva endógena. Ou seja, um desenvolvimento que parte das características e recursos locais para promover uma nova coerência entre elementos “tradicionais” e “modernos”, buscando harmonizar as condições ecológicas, culturais e econômicas do local (Borba 2002). Um desenvolvimento constituído a partir de um processo intencional dos atores de um determinado território que, a partir de suas potencialidades e vocações, constroem um projeto de desenvolvimento com mais participação social, mais equidade e sustentabilidade (Zapata 2007).

O geógrafo italiano Giuseppe Dematteis, da Universidade de Turim – para quem a geografia deveria se mover em duas direções divergentes e complementares, uma crítico-reflexiva onde se buscaria “desconstruir as representações do mundo que podemos denominar de não-sustentáveis” e outra operativa que deve contribuir “para o nascimento e difusão de novas representações baseadas no reconhecimento e valorização das potencialidades desprezadas em cada território e em cada sociedade local” – aponta a necessidade, para promover o desenvolvimento, de se acabar ou, pelo menos, reduzir a dependência e que para tanto são necessárias políticas que objetivem a inclusão. Inclusão, na perspectiva territorialista do autor, significa “capacidade de reconhecer, controlar e transformar em valo-

¹³ eMergia, eMergy do inglês, *Embodied energy*. Refere-se a quantidade e qualidade das fontes energéticas incorporadas a qualquer processo produtivo, considerando tanto aquelas provenientes da natureza (renováveis e não renováveis) quanto aquelas originadas da economia (serviços e materiais).

res¹⁴ a potencialidade dos diversos sistemas territoriais; significa fazer reconhecer, também no exterior, esses valores, de modo que possam entrar e circular nas redes globais” (Dematteis 2007).

Neste sentido, entendemos que somente mediante um exercício interdisciplinar¹⁵ – que supere a divisão entre a ciência agrônoma, a ecologia e as ciências sociais – o conjunto das disciplinas científicas pode contribuir para que os atores sociais RE-conheçam, ou seja, percebam de outra maneira os potenciais de cada sistema sócio-ambiental a ponto de conscientemente transformarem estes em ativos sobre os quais construir uma estratégia original de transformação da realidade.

No caso da pecuária, a transformação de recursos naturais em ativos capazes de redundar em “oportunidades de negócio” significa o seu uso como base para sistemas de produção de produtos de origem animal. O que passa pela demonstração científica do potencial da vegetação campestre – bem como das formas de produção consideradas tradicionais – para a produção de qualidade diferenciada. O interesse em conservar depende, portanto, do re-conhecimento destes recursos como dotados de efetiva utilidade e potencial econômico. Algo que requer uma nova base de conhecimentos construídos com a participação ativa dos atores sociais envolvidos, ou seja, uma conhecimento localmente adaptado e gerado em um contexto de rede – a inovação como sistema social – entre pessoas e instituições que mobilizem o local e constituam formatos tecnológicos que valorizam o local e não o destroem para adaptá-lo à técnica.

Somente uma mudança profunda, verdadeiramente radical – capaz de promover o câmbio dos atuais sistemas de produção intensivos em capital para sistemas intensivos em conhecimento, que concebam produção de menor entropia¹⁶ e maior renovabilidade –, poderá gerar produtos cuja identidade seja essencialmente relacionada com sua área de origem. Isso, por sua vez, depende ainda da implicação dos pesquisadores com a realidade, assumindo um compromisso ético com a solução dos problemas sócio-ambientais, garantindo uma relação sujeito-sujeito com os diferentes atores, onde os agricultores (criadores) sejam centrais no desenho das relações entre produção e natureza e entre produção, circulação e consumo. O que em definitivo necessita de uma abordagem Agroecológica como um novo paradigma capaz de integrar diferentes sistemas de conhecimentos em uma perspectiva sócio-ecológica.

O caso da Serra do Sudeste – território do Alto Camaquã

O estado atual e futuro de sistemas naturais campestres é fruto e depende de interações bióticas e abióticas complexas onde a interferência antrópica tem sido determinante no direcionamento de processos naturais que, evidentemente, devem ser considerados no delineamento de sistemas produtivos sustentáveis. As transformações sofridas pelos campos sul-rio-grandenses desde a introdução de eqüinos e bovinos é uma evidência deste processo, de uma coevolução homem-ambiente.

Quando da chegada dos primeiros naturalistas ao RS, a fisionomia das formações campestres era bastante diversa da atual. De campos «macegosos» e altos a sistemas remanescentes daqueles dominados por espécies de «gramado» hoje. O processo de mudança, no entanto, é altamente dependente da interação de fatores bióticos e abióticos diversos e de relações complexas que não ocorrem de maneira uniforme no espaço e no tempo. Do mosaico originário deste processo de coevolução, um caso em particular deve ser considerado: a Serra do Sudeste, particularmente o terço superior da bacia do Rio Camaquã. Esta região se destaca pela conservação de uma paisagem construída ao longo de

¹⁴ O autor faz questão de esclarecer que por valor não entende somente valores de mercado, “mas também e sobretudo, os recursos ecológicos, humanos, cognitivos, simbólicos, culturais que cada território pode oferecer como valores de uso, bens comuns, patrimônio da humanidade”.

¹⁵ Superando a multidisciplinariedade, onde as disciplinas se aproximam mas sem abrir mão de suas próprias concepções sobre a realidade, os problemas e soluções, a interdisciplinariedade, pretende o compartilhamento, entre diferentes disciplinas científicas, de uma visão sobre o mundo, seus problemas e possíveis soluções. Em palavras de Costa Gomes na interdisciplinariedade as disciplinas compartilham um marco epistêmico.

¹⁶ Entropia aqui segue a noção física, da termodinâmica, que aponta para o processo de degradação de energia.

um processo de construção/consolidação de uma atividade pastoril que se traduz no presente pela alta dependência de recursos naturais renováveis, aliás característica desejável na construção de sistemas pecuários produtivos sustentáveis multifuncionais, pois cumprem papel ambiental, social e econômico (Jouven 2006) muito importantes.

Pode-se perceber uma forte influência dos manejadores na modificação da paisagem, onde uma matriz heterogênea de um mosaico de formações campestres e florestais nativas se conserva ao longo do tempo. Se observam estratégias de manejo que têm sido transmitidas de pai para filho, garantindo uma importante ligação entre gerações, além de sua continuidade (Jouven 2006). Na sua maioria, são sistemas de produção de alta renovabilidade, baixa dependência de insumos externos e alta dependência de recursos naturais renováveis, caracterizando sistemas de produção autônomos. Deve-se destacar, no entanto, que são sistemas que apresentam problemas significativos de renda, que devem ser considerados. Um caminho que nos parece natural se refere à “ecologização” da pecuária familiar, como meio de diferenciação e alternativa econômica, tendo como base a valorização dos recursos naturais e o conhecimento adquirido pela experiência. Sistemas intensivos em conhecimento como caminho para tornar da pecuária familiar.

Através do monitoramento da vegetação campestre em unidades experimentais participativas (UEPAS) temos observado o importante papel da intervenção dos manejadores de pastagem na formação da composição florística e estrutural, preservando/mantendo a fisionomia atual dos campos. Com o pastoreio, associado ou não a roçadas e/ou queimadas, os manejadores têm mantido as pastagens naturais como a base de sistemas de produção familiares, principalmente na pecuária.

O pastoreio, de maneira geral, no entanto, tem sido feito sem considerar conscientemente seus efeitos sobre a estruturação do principal elemento de produção – o campo nativo – e suas consequências produtivas e/ou na conservação dos recursos naturais. As relações de causa e efeito são estabelecidas a partir de restrições edáficas ou climáticas, jamais relacionadas às estratégias de pastoreio adotadas. Processo que realizado conscientemente pode ser considerado como estratégico no manejo dos recursos disponíveis. Fatores ambientais e de solo são determinantes na definição da composição potencial de um campo, restringindo ou não a disponibilidade de recursos como solo, água, calor e luminosidade. Entretanto, atualmente, a manutenção das formações campestres está fortemente ligada a distúrbios causados pela remoção da biomassa através das distintas estratégias de manejo (veja Capítulo 2).

Em condições de manejo do pastejo intermediárias, pode-se perceber uma heterogenização da estrutura vertical onde contrastam manchas ou sítios de pastejo sobrepastejadas com manchas subpastejadas, um dilema para o manejador. O reconhecimento deste processo é fundamental para a determinação de estratégias sustentáveis de uso/conservação dos campos.

Para encerrar

A palavra oportunidade aparece neste texto, contando com esta, em oito ocasiões. Não por acaso. Este capítulo buscou obviamente apresentar alguns aspectos pouco visíveis de uma crise complexa – decorrente do determinismo mecanicista, das relações lineares de causa e efeito que tanto orientam o discurso e a prática do desenvolvimento quanto dão as bases para as relações entre a sociedade e a natureza – para justamente situar em seu interior o debate sobre a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais. Porém, e sobretudo, o objetivo maior deste capítulo é evidenciar a riqueza do momento histórico que vivenciamos. Momento raro, de crise, é verdade, mas que acima de qualquer coisa significa a chance que precisamos para transformar em valores todo o potencial representado pela qualidade de uma combinação única entre aspectos naturais e culturais. Aproveitar a capacidade e as condições originais de territórios que, por inadequação dos modelos propostos, não completaram o processo de transição entre o tradicional e o moderno, portanto, portadores de um conjunto exclusivo

de características que permitem qualificá-las como identidade. Uma identidade prenhe de um potencial endógeno representado em grande parte pela originalidade das suas formações vegetais, que decorrem da diversidade de solos e, por sua vez, acarretam uma diversidade de estilos de produção, onde os elementos da natureza e da experiência humana são combinados em proporções distintas.

A combinação destes aspectos verificados em distintas partes do Estado do Rio Grande do Sul – em um momento onde as evidências do colapso do padrão civilizatório ocidental “pululam” à nossa volta (crise econômica, crise ambiental, risco de pandemias, guerras, fome, esgotamento da água, solo, ar, ...etc.) – pode representar a grande oportunidade para a transformação da realidade em muitas regiões vulgarmente denominadas como sócio-economicamente deprimidas. Espaços geográficos assim designados justamente por não terem incorporado as concepções do que se conhece como “modernização da agricultura”. Não de forma controlada ou consciente, mas por não dispor das condições básicas, sócio-econômicas (pequenas e médias unidades produtivas, reduzida capitalização, modo camponês de uso dos recursos) e ecológicas (topografia acentuada, solos rasos) para a adoção do modelo técnico-produtivo “industrial”.

O Rio Grande do Sul apresenta ainda regiões que desfrutam dos “privilégios do atraso”, portanto, passíveis de uma opção definitiva pelo desenvolvimento sustentável, baseado na ética, na responsabilidade sócio-ambiental e no uso conservacionista dos recursos naturais. Conservar os recursos naturais já é, e cada vez mais será, um “bom negócio”. Dentro em pouco, a única garantia de comercialização para produtos de origem animal e vegetal.

Referências

- Arrighi G.A. 1997. *Ilusão do Desenvolvimento*. 3 ed. Ed. Vozes, Petrópolis, 371 p.
- Beck U., Giddens A. & Lash S. 1997. *Modernización Reflexiva: política, tradición y estética en el orden social moderno*. Alianza Editorial, Madrid, 265 p.
- Borba M.F.S. 2002. *La Marginalidad como potencial para La construcción de otro desarrollo*. Tese de doutorado, ETSIAM:UCO, Córdoba, España.
- Borba M.F.S. 2007. Denominações de origem e o desenvolvimento regional: o exemplo do pampa. In: *Documentos* 69. Embrapa Pecuária Sul, Bagé, (<http://www.cppsul.embrapa.br/unidade/publicacoes/list/178>).
- Calatrava J.R. 1995. Actividad agraria y sustentabilidad en el desarrollo rural. In: *Hacia un nuevo sistema rural* (eds. Ramos EL & Villalón JC). MAPA Madrid, pp. 303-329.
- Capra F. 1996. *A Teia da Vida, uma nova compreensão científica dos sistemas vivos*. Cultrix, São Paulo.
- Dematteis G. 2007. O território: uma oportunidade para repensar a geografia. In: *Abordagens e concepções de território* (ed. Saquet MA). Editora Expressão Popular São Paulo, p. 200.
- Dirlik A. 1998. Globalism and the politics of place. *Journal of the Society for International Development* 41:7-13.
- Esteve G. 1997. Desarrollo. In: *Diccionario del Desarrollo: una guía del conocimiento como poder* (ed. Sachs W). Centro de Aprendizaje Intercultural (CAI) Cochabamba, Bolivia, p. 399.
- Furtado C. 1998. *O Mito do Desenvolvimento Econômico*. 2 ed. Editora Paz e Terra, 89 p.
- Gadgil M. & Guha R. 1993. *Los Modos Históricos de Uso de los Recursos Naturales*. AYER, Traducción castellana de Gonzáles de Molina, M. & Martínez Alier, J. – Historia y Ecología, 11.
- Guzmán Casado G., Gonzales de Molina Y. & Sevilla Guzman E. 2000. *La Agroecología como Desarrollo Rural Sostenible*. Mundi-Prensa, Madrid, 535 p.
- Jouven M. 2006. Quels équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les systémes bovins allaitants herbagers? Une approche par modélisation des interactions conduite-troupeau-ressources. *Zootecnie et Systémes d'Elevage Paris INA P-G*. Dr.: 271.
- Norgaard R. 1994. *Development Betrayed: the end of progress and a coevolutionary revisioning of future*. Routledge, London.
- Toledo V.M. 1993. La racionalidad de la Producción Campesina. In: *Ecología, Campesinado e Historia* (eds. Sevilla Guzman E & Gonzáles de Molina M). La Piqueta, Madrid.
- Toledo V.M., Alárcon-Chaires P. & Barón L. 1999. Estudiar lo rural desde una perspectiva interdisciplinaria: una aproximación al caso de México. *Estudios Agrarios* 12: 55-90.
- van der Ploeg J.D. 2006. O modo de produção camponês revisitado. In: *A Diversidade da Agricultura Familiar* (ed. Schneider S). UFRGS, Porto Alegre.
- Zapata T. 2007. Desenvolvimento territorial endógeno: conceitos, dimensões e estratégias. In: *Desenvolvimento territorial à distância* (eds. Zapata T, Amorim M & Arns PC). SEAD/UFSC, Florianópolis.



Omara Lange. Guaritas em Caçapava do Sul, RS.

Este livro foi impresso no inverno de 2009,
em sistema *offset*, com papel reciclado
90 g/m² (miolo) e cartão triplex 350 g/m² (capa).



Valério De Patta Pillar

É professor titular do Departamento de Ecologia da UFRGS e pesquisador do CNPq. Engenheiro Agrônomo, tem mestrado em Zootecnia (Plantas Forrageiras) pela UFRGS e doutorado em Plant Sciences pela University of Western Ontario, Canadá (1992). Atua em pesquisa em ecologia quantitativa, principalmente em dinâmica de campos e florestas do sul do Brasil, efeitos de fogo e pastejo, padrões funcionais, mudanças globais e métodos de análise multivariada. Atualmente é vice-presidente da International Association for Vegetation Science (IAVS) e editor associado do Journal of Vegetation Science.

Sandra Cristina Müller

É professora do Departamento de Ecologia da UFRGS. Bióloga, tem mestrado em Botânica e doutorado em Ecologia (2005) pela UFRGS. Atua em pesquisa nas áreas de botânica e ecologia vegetal, especialmente em comunidades campestres e florestais, sua dinâmica e restauração ecológica, efeitos de distúrbios, e diversidade.

Zélia Maria de Souza Castilhos

É pesquisadora da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO). Engenheira Agrônoma, tem mestrado em Fitotecnia e doutorado em Zootecnia (2002) pela UFRGS, com pós-doutorado no INRA, França (2004). Atua em pesquisa na área de pastagens e forragicultura, principalmente com manejo, sistemas silvipastoris, produção animal e dinâmica de comunidades campestres.

Aino Victor Ávila Jacques

Professor titular aposentado, é colaborador convidado do Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS. Engenheiro Agrônomo, tem mestrado em Pastagens e Nutrição Animal pela UFRGS e doutorado em Fisiologia e Manejo de Forrageiras pela University of Wisconsin, EUA (1971). É consultor do CNPq, FAPESP e FINEP. Atua em pesquisa nas áreas de agrostologia, pastagens e botânica aplicada, principalmente em fisiologia de forrageiras, e ecologia, manejo, melhoramento forrageiro e efeitos do fogo em pastagens naturais.



GEPAN
Grupo de Estudos em
Pastagens Naturais



Ministério do
Meio Ambiente



Esta obra não pode ser comercializada.