



Conservation Strategy Fund | Conservação Estratégica | SÉRIE TÉCNICA | EDIÇÃO 51 | Setembro de 2017

Definição de níveis de equivalência ecológica para a lei de compensação florestal do DF segundo o método de experimento de escolha

Pedro Gasparinetti
Aaron Bruner
Thaís Vilela

A missão da CSF é apoiar a conservação dos ecossistemas e a promoção da qualidade de vida por meio de estratégias movidas pela economia ambiental. Nossos treinamentos, análises e conhecimentos tornam o desenvolvimento mais inteligente, quantificam benefícios da natureza, e criam incentivos duradouros para a conservação.

© Conservation Strategy Fund - CSF
ISBN: 978-85-99451-11-3

Brazil Office

Conservação Estratégica

Rua Mexico, 148 - Sala 406, Centro, Rio de Janeiro
CEP 20031-142 / Telefone: +55 21 3875-8235

United States Offices

Conservation Strategy

Tel 707-829-1802 Fax 707-829-1806
1160 G Street Suite A-1 Arcata, California 95521
Tel 707-822-5505 Fax 707-822-5535
1636 R Street NW, Suite 3, Washington, DC 20009

Bolivia Office

Conservacion Estrategica

Calle Pablo Sánchez Nº 6981 Irpavi - (entre Calles 1 y 2) Casilla: 3-12297
La Paz, Bolivia Telephone +591 2 272-1925

Peru Office

Conservacion Estrategica

Calle Víctor Larco Herrera Nº 215
Lima, Peru Teléfono : (+51-1) 6020775

Foto da capa: Pedro Gasparinetti

Diagramação: Frederico Celente Lorca

O download deste documento pode se feito na página eletrônica:
www.conservation-strategy.org/pt/reports

Impresso no Brasil / Printed in Brazil

REALIZAÇÃO E AUTORIA

Conservação Estratégica (CSF-Brasil) & Conservacion Estratégica (CSF-Peru)
Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA)
Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH
Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Distrito Federal (SEMA-DF)
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Definição de níveis de equivalência ecológica para a lei de compensação florestal do DF segundo o método de experimento de escolha

O presente trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto “**Conservação da Biodiversidade através da Integração de Serviços Ecossistêmicos em Políticas Públicas e na Atuação Empresarial – TEEB Regional-Local**”. O projeto é uma realização do governo brasileiro, coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), no contexto da Cooperação para o Desenvolvimento Sustentável Brasil-Alemanha, no âmbito da Iniciativa Internacional de Proteção do Clima (IKI) do Ministério Federal do Meio Ambiente, Proteção da Natureza, Construção e Segurança Nuclear (BMUB) da Alemanha. O projeto conta com apoio técnico da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.

EQUIPE

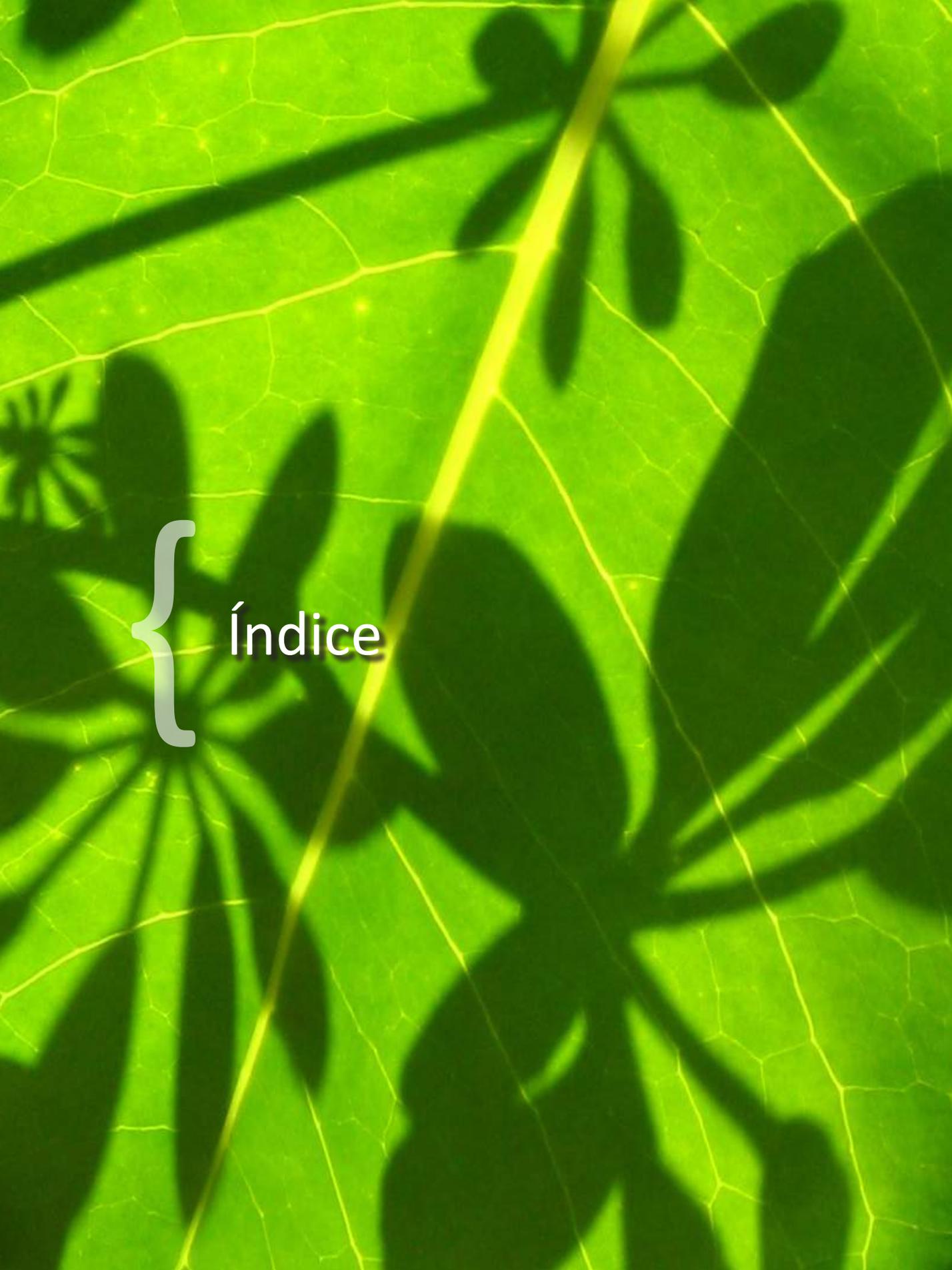
Pedro Gasparinetti [CSF-Brasil]
Aaron Bruner [CSF-Brasil]
Thaís Vilela [CSF-Brasil]
José Carlos Rubio Ayllón [CSF-Peru]
Cristian Vallejos [CSF-Peru]
Luana Magalhães Duarte [MMA]
Otávio Gadiani Ferrarini [MMA]
Raquel Agra [GIZ]
Raul Silva Telles do Valle [SEMA-DF]
Alexandre Sampaio [ICMBio]

Nota: As opiniões expressas nesta publicação são exclusivamente dos autores e não refletem necessariamente opiniões da Conservação Estratégica ou de seus patrocinadores. Salvo indicação do contrário, os direitos de autor dos materiais deste relatório são detidos pelos autores.

A large, white, spherical flower head, likely a species of Protea, is the central focus in the foreground. It is composed of numerous small, white, rounded florets radiating from a central point. The flower is set against a backdrop of a rugged, mountainous landscape under a clear blue sky with scattered white clouds. The mountains are covered in sparse, green vegetation. In the lower right, another similar flower head is visible, and the base of the plant shows some reddish-brown, pointed structures.

Agradecimentos

A Conservação Estratégica (CSF-Brasil) agradece a Raul Silva Telles do Valle da Secretaria de Meio Ambiente do Distrito Federal, a Alexandre Sampaio do ICMBio, a Luana Duarte, Otávio Ferrarini e Carlos Alberto Scaramuzza do Ministério do Meio Ambiente pelo apoio técnico, e a Raquel Agra e Manuela Reinhard da Cooperação Alemã para o Desenvolvimento Sustentável (GIZ) do Projeto TEEB Regional-Local e Alejandro Bertrab do Projeto ValuES pelos apoios técnico e financeiro. Agradece também aos membros da Aliança Cerrado pelas contribuições no processo de facilitação para a definição dos pesos apresentados nesse trabalho, e a Jose Carlos Rubio Ayllon e Cristian Vallejos da Conservacion Estratégica (CSF- Peru) pelas discussões técnicas.



{ Índice

Resumo executivo / Executive summary	09
1. Introdução	18
1.1 Proposta da Política de Compensação Florestal do Distrito Federal	20
2. Revisão de experiências de Políticas de Compensação Florestal	22
2.1 Caso 1: Estados Unidos	24
2.2 Caso 2: Colômbia	26
2.3 Caso 3: Peru	28
2.4 Síntese	30
3. Critérios da Equivalência Ecológica para a Compensação Florestal no Distrito Federal	32
4. Método	38
5. O experimento	42
6. Resultado	45
4.1 Equivalência Ecológica para Conservação	46
4.2 Priorização para Restauração	51
4.3 Escolha entre Conservação e Restauração	55
4.4 Uso de Multiplicadores e Limites para as Taxas de Compensação	56
7. Análise de Custos da política	62
7.1 Passo a passo do processo de decisão	67
8. Conclusões	71
9. Bibliografia	75
10. Anexo - Processo de Facilitação	77

Lista de figuras

Figura 1 . Hierarquia de mitigação	23
Figura 2 . Mapa de Fatores de Compensação - Colômbia	27
Figura 3 . Processo piloto no Peru para desenvolver um plano de compensação e atingir a Perda Líquida Zero	28
Figura 4 . Critérios originalmente propostos pela Aliança Cerrado	34
Figura 5 . Critérios utilizados para o modelo de escolha	35
Figura 6 . Exemplo de Conjunto de Escolha	43
Figura 7 . Peso das Variações nos Critérios Ecológicos	48
Figura 8 . Pesos dos Critérios para Restauração	52
Figura 9 . Custo de Compensações por hectare desmatado	66
Figura 10 . Passo a passo para escolha de abordagem (Conservação x Restauração)	69

Lista de tabelas

Tabela 1 . Caracterização da qualidade da área - Peru	29
Tabela 2 . Critérios utilizados no modelo	37
Tabela 3 . Resultados da Regressão - Conservação	46
Tabela 4 . Peso dos critérios (Fx) – Equivalência Ecológica	47
Tabela 5 . Exemplos de Cenários - Conservação	50
Tabela 6 . Matriz de Taxas de Compensação – Equivalência Ecológica	50
Tabela 7 . Resultados da Regressão - Restauração	51
Tabela 8 . Peso dos critérios (Fx) - Restauração	52
Tabela 9 . Exemplos de Cenários – Priorização para Restauração	54
Tabela 10 . Taxas de Compensação para Restauração - Original	55
Tabela 11 . Taxas de Compensação – Conservação - Original	59
Tabela 12 . Taxas de Compensação com ajuste mantendo estrutura de incentivos - Conservação	59
Tabela 13 . Taxas de Compensação com ajuste mínimo - Conservação	60
Tabela 14 . Taxa de Compensação - Restauração - Original	61
Tabela 15 . Taxas de Compensação com ajuste mantendo estrutura de incentivos - Restauração	61
Tabela 16 . Taxas de Compensação com ajuste mínimo - Restauração	61
Tabela 17 . Custo de Restauração e Conservação	64
Tabela 18 . Custos da Política de Compensação (Reais por hectare desmatado)	65
Tabela 19 . Peso dos critérios (Fx) – Equivalência Ecológica	67
Tabela 20 . Peso dos critérios (Px) – Priorização de Restauração	69



Resumo Executivo
Executive Summary

Políticas de compensação de biodiversidade buscam evitar que projetos de desenvolvimento gerem um saldo negativo sobre a biodiversidade, de modo que as perdas devam ser compensadas por ganhos ecologicamente equivalentes. Apesar de sua boa intenção, atual Lei de Compensação Florestal no Distrito Federal (Decreto nº 23.510 de 31 de dezembro de 2010) vem sendo criticada por impor custos elevados aos agentes responsáveis pela supressão vegetal, ao mesmo tempo em que seus benefícios ambientais podem não ser garantidos. Diante deste contexto, uma nova lei de compensação florestal foi proposta pela Secretaria de Meio Ambiente do Distrito Federal (SEMA DF) em conjunto com o Grupo de Trabalho de Legislação da Aliança Cerrado. A análise aqui apresentada mostra que a nova proposta de lei pode reduzir dramaticamente seus custos, ao mesmo tempo em que maximiza ganhos ambientais – uma situação de “ganha-ganha” para conservação e negócios.

A nova proposta de política de compensação inclui duas mudanças em relação à lei atual. A primeira consiste na possibilidade de compensar a supressão de árvores não só por meio da restauração, como anteriormente, mas também pela conservação de áreas de vegetação nativa. A segunda mudança é o uso de taxas de compensação variáveis, que variam segundo as qualidades ecológicas das áreas suprimidas e compensadas dependendo de: o estado de conservação do solo; a proporção de espécies invasoras; a relação com recursos hídricos; e a raridade da fitofisionomia.

Com o objetivo de garantir que a área total desmatada seja ecologicamente equivalente a área restaurada ou conservada, o trabalho calculou as importâncias relativas (pesos) dos critérios ecológicos utilizados para a definição das taxas de compensação. Os pesos foram calculados com base no método de valoração econômica chamado Experimento de Escolha. Nele, cenários formados por critérios ecológicos em diferentes configurações são comparados em conjuntos de escolha, em que cada participante do experimento assinala a alternativa que seria mais importante de ser preservada ou recuperada. As respostas são estatisticamente interpretadas para gerarem os pesos dos critérios, sendo resultado de um total de 600 comparações de cenários feitas pelos participantes deste estudo, especialistas no bioma Cerrado.

Os pesos foram calculados separadamente para a “prioridade para conservação” e para a “prioridade para restauração” - ao contrário da prioridade para conservação, a qualidade ambiental é negativamente relacionada à prioridade de restauração (áreas com baixa qualidade tem maior potencial de ganho ecológico). Os resultados mostram que, em ambos os casos, o estado do solo é o critério de maior peso - resultado esperado em função da importância do solo para o suporte dos demais serviços ecossistêmicos. A proporção entre vegetação nativa e espécies exóticas e a proximidade a recursos hídricos aparecem na sequência, com magnitudes diferentes para conservação e restauração. A raridade da fitofisionomia foi o critério de menor peso dentre os quatro atributos avaliados.

Variável	Níveis	Conservação	Restauração
Conservação do solo	Sem solo (maioria do terreno)	1,0 :1	5,2 :1
	Erosão laminar (maioria do terreno)	2,2 :1	3,4 :1
	Solo conservado	11,4 :1	1,0 :1
Vegetação Nativa/Exóticas	Exóticas (mais de 70%)	1,0 :1	2,6 :1
	Exóticas (entre 30% e 70%)	2,1 :1	1,6 :1
	Vegetação Nativa (mais de 70%)	4,8 :1	1,0 :1
Raridade da Fitofisionomia	Comum	1,0 :1	1,0 :1
	Rara	1,7 :1	1,8 :1
Recursos Hídricos	Sem ligação direta	1,0 :1	1,0 :1
	Área de recarga ou Mata Ciliar (APP)	3,8 :1	4,0 :1

A partir dos resultados, é possível construir uma lista com a ordenação de áreas prioritárias para restauração e conservação segundo as combinações das características ecológicas, permitindo inclusive a comparação dos ganhos em se evitar o desmatamento de áreas conservadas com o ganho de se restaurar áreas degradadas.

Exemplos de Cenários para Priorização de Conservação				
Atributos				Valor Relativo*
Solo	Vegetação	Raridade	Rec. Hídricos	
Conservado	>70% nativa	Sim	Sim	5
Conservado	>70% nativa	Não	Sim	4
Conservado	>70% nativa	Sim	Não	3
Conservado	>70% nativa	Não	Não	2
Erosão	30% < Exóticas <70%	Sim	Sim	1
Sem solo	< 30% nativa	Não	Não	

*Escala de prioridade de conservação (valores ilustrativos não lineares)

Exemplos de Cenários para Priorização de Restauração				
Atributos				Valor Relativo*
Solo	Vegetação	Raridade	Rec. Hídricos	
Sem Solo	>70% exóticas	Sim	Sim	5
Sem Solo	30% < Exóticas <70%	Sim	Sim	4
Erosão	30% < Exóticas <70%	Não	Sim	3
Erosão	>70% exóticas	Sim	Sim	
Sem Solo	>70% exóticas	Não	Não	2
Erosão	30% < Exóticas <70%	Sim	Não	
Erosão	>70% exóticas	Não	Não	1
Erosão	30% < Exóticas <70%	Não	Não	

*Escala de prioridade de conservação (valores ilustrativos não lineares)

Dadas as taxas flexíveis, haveria a possibilidade de que, por exemplo, um hectare de área de baixo valor fosse trocado por menos de um hectare de área de alto valor ecológico. Isso iria contra os objetivos da política, que anteriormente requisitava que para cada árvore retirada fossem plantadas 30 novas árvores. Visando evitar que taxas de compensação possam ser menores do que 1 e para contribuir para que haja ganhos ambientais adicionais, o estudo propõe que todas as taxas de compensação brutas obtidas segundo a equivalência ecológica sejam multiplicadas por 7. Esse valor está dentro da magnitude de multiplicadores propostos ou utilizados em outros locais, como São Paulo, Colômbia e Peru.

Número de hectares requeridos para compensação de acordo com os valores das áreas desmatadas e compensadas							
		Valor de Conservação da Área Desmatada					
		5	4	3	2	1	
Valor de Conservação da Área Compensada	5	7.0	5.5	3.2	1.8	1.1	
	4	8.9	7.0	4.0	2.3	1.3	
	3	15.4	12.1	7.0	4.0	2.3	
	2	26.9	21.1	12.2	7.0	4.1	
Fora do limite para conservação		1	46.2	36.3	21.0	12.0	7.0

A proposta é economicamente viável. Considerando um exemplo de compensação do desmatamento de 1 hectare, o custo de restauração de uma área com potencial ecológico equivalente via plantio de mudas seria de R\$175.000 (para os 7ha requeridos), assumindo um preço médio da terra igual a R\$ 16.000/ha e o custo de restauração via o plantio de mudas. Um custo de compensação por conservação, R\$133.000 para 7ha. Para fins de comparação, o custo da política anterior é igual a R\$750.000 por hectare desmatado (considerando uma área suprimida com densidade igual a 625 árvores por hectare e um preço de muda igual a R\$ 40), demonstrando uma redução expressiva de custo que ao mesmo tempo garante ganhos ambientais. Igualmente importante, as taxas de compensação flexíveis geram incentivos econômicos para que se priorize o desmatamento em áreas de baixo padrão ecológico e para que a compensação seja priorizada em áreas com alto potencial de ganho ecológico, o que pode levar a taxas de compensação e custos ainda mais reduzidos.

O estudo foi anexado como insumo técnico à proposta de decreto pela Secretaria de Meio Ambiente do Distrito Federal. Assim a CSF vem contribuindo ativamente para a formulação de uma política pública inovadoras no Brasil, capaz de garantir ganhos ambientais, diminuir os custos econômicos, e incentivar o uso de áreas de boa qualidade ecológica para a compensação via conservação e o uso de áreas de baixa qualidade para a compensação via restauração.

Biodiversity offset policies seek to prevent development projects from generating net biodiversity losses, so that gross losses are offset by ecologically equivalent gains. In spite of its good intentions, the current Federal District's Forest Compensation Law (Decree n° 23,510 of December 31, 2010) has been criticized for imposing high costs on the agents responsible for land clearing, while its environmental benefits may not be guaranteed. In this context, a new forest compensation law was proposed by the Federal District's Department of Environment (SEMA-DF) and Aliança Cerrado (Cerrado Alliance). The analysis presented here shows that the new law can dramatically reduce its costs, while maximizing environmental gains - a win-win situation for conservation and business.

The proposed new compensation policy includes two changes to the current law. The first is the possibility of compensating land clearing not only by restoration, as previously, but also by conserving areas with native vegetation. The second change is the use of variable compensation ratios, which vary according to the ecological importance of the suppressed and compensated areas depending on the: soil conservation status; proportion of invasive species; relationship with water resources; and rarity of plant species.

In order to ensure that the total deforested area is ecologically equivalent to the restored or conserved area, the study calculated the relative importance (weights) of the ecological criteria used to define the compensation ratios. The weights were calculated based on the economic valuation method called the Choice Experiment, in which scenarios composed by ecological criteria in different configurations are compared in choice sets, where each experiment participant points out the alternative that would be more important to be conserved or restored. The answers are then statistically interpreted to assign weights to the criteria, as a result of 600 scenario comparisons made by the participants of this study, specialists in the Cerrado biome.

Weights were calculated separately for "priority for conservation" and "priority for restoration" - environmental quality, for example, is positively related to "priority for conservation", while it is negatively related to "priority for restoration" (areas with poor quality have greater potential for ecological gain). The results show that, in both cases, soil status is the attribute with greatest weight – an expected result due to the importance of the soil to the support of other ecosystem services. The proportion between native vegetation and exotic species, and the proximity to water resources appear in sequence, with different magnitudes for conservation and restoration. The rarity of phytophysionomy was the criterion with lower weight among the four attributes evaluated.

Variables	Levels	Conservation	Restoration
Soil status	No soil (in most of the area)	1.0 :1	5.2 :1
	Eroded soil (in most of the area)	2.2 :1	3.4 :1
	Conserved soil	11.4 :1	1.0 :1
Native/Exotic Vegetation	Exotic (more than 70%)	1.0 :1	2.6 :1
	Exotic (between 30%- 70%)	2.1 :1	1.6 :1
	Native Vegetation (more than 70%)	4.8 :1	1.0 :1
Rarity of Phytophisionomy	Comum	1.0 :1	1.0 :1
	Rara	1.7 :1	1.8 :1
Hydrological Resources	Regular forest	1.0 :1	1.0 :1
	Riparian forest	3.8 :1	4.0 :1

From the results, it is possible to construct a priority area ranking list for restoration and conservation according to combinations of ecological characteristics, allowing direct comparison of ecological gains related to avoided deforestation of conserved areas and ecological gains of restoring degraded areas.

Scenarios Examples for Conservation Prioritization				
Attributes				Relative Values*
Soil	Vegetation	Rarity	Hydrolog. Res.	
Conserved	>70% native	Yes	Yes	5
Conserved	>70% native	No	Yes	4
Conserved	>70% native	Yes	No	3
Conserved	>70% native	No	No	2
Eroded	30% < Exotic <70%	Yes	Yes	1
No soil	< 30% native	No	No	1

*Conservation Priority Scale (non-linear illustrative values)

Scenarios Examples for Restoration Prioritization				
Attributes				Relative Values*
Soil	Vegetation	Rarity	Hydrolog. Res.	
No soil	>70% Exotic	Yes	Yes	5
No soil	30% < Exotic <70%	Yes	Yes	4
Eroded	30% < Exotic <70%	No	Yes	3
Eroded	>70% Exotic	Yes	Yes	
No soil	>70% Exotic	No	No	2
Eroded	30% < Exotic <70%	Yes	No	
Eroded	>70% Exotic	No	No	1
Eroded	30% < Exotic <70%	No	No	

*Conservation Priority Scale (non-linear illustrative values)

The flexible ratios concept would in principle allow that, for example, one hectare of low-value area would be exchanged for less than one hectare of area of high ecological value, which would not contribute to meeting the policy objectives of increasing total conserved area –previously the law required 30 new trees to be planted for each tree removed. In order to avoid compensation ratios lower than 1 and to contribute to additional environmental gains, the study proposes that all gross compensation rates obtained by ecological equivalence could be multiplied by 7. This value is within the range of multiplier-based approaches proposed or in use in other places, including Sao Paulo, Colombia, and Peru.

Number of hectares required for compensation according to the ecological values of cleared and compensation areas						
		Cleared Area Ecological Value				
		5	4	3	2	1
Compensated Area Ecological Value	5	7.0	5.5	3.2	1.8	1.1
	4	8.9	7.0	4.0	2.3	1.3
	3	15.4	12.1	7.0	4.0	2.3
	2	26.9	21.1	12.2	7.0	4.1
Beyond limit for conservation	1	46.2	36.3	21.0	12.0	7.0

The proposal is economically feasible. Considering an example of a compensation for the deforestation of 1 hectare, the cost of restoring an area with equivalent ecological potential through seedlings would be R\$175,000 for the 7ha required, assuming an average land price of R\$16,000/ha. The compensation cost through conservation would be R\$133,000 for 7ha. For purposes of comparison, the cost of the previous policy is equal to R\$750,000 per deforested hectare (considering a suppressed area with a density equal to 625 trees per hectare and a seed price equal to R\$40), demonstrating a significant cost reduction, while at the same time guarantees environmental gains. Equally important, flexible compensation ratios generate economic incentives to prioritize deforestation in low ecological areas and to prioritize compensation in areas with high potential for ecological gains, which can lead to even lower compensation ratios and costs.

The study was annexed as a technical input to the proposed decree by the Federal District's Environment Department. Thus, CSF has been actively contributing to the formulation of an innovative public policy in Brazil, capable of guaranteeing environmental gains, reducing economic costs, and encouraging the use of areas of good ecological quality for compensation through conservation and areas with low quality for compensation through restoration.



Introdução

O objetivo deste trabalho é definir os níveis de **Equivalência Ecológica** entre áreas de Cerrado com diferentes características, contribuindo assim para a definição dos Fatores de Compensação a serem utilizados pela nova Lei de Compensação Florestal do Distrito Federal.

Atualmente a compensação florestal no Distrito Federal baseia-se no Decreto Nº14.783/1993 (modificado em parte pelo Decreto Nº23.510/2002). A lei atual vem sendo criticada em dois pontos principais: (1) é muito custosa aos devedores; e (2) é ambientalmente ineficiente. Diante das críticas, a Secretaria do Meio Ambiente do Distrito Federal (SEMA-DF) vem trabalhando em conjunto com representantes da sociedade civil e de outros órgãos de governo para compor uma nova proposta de decreto, que deve ser finalizada até dezembro de 2016, com novos critérios para o processo de compensação florestal no DF.



Segundo o desenho original da lei, as áreas compensadas não mantêm necessariamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos equivalentes aos fornecidos pelas áreas que foram desmatadas. Isso ocorre porque o mecanismo foca exclusivamente no número de indivíduos arbóreos¹, desprezando a alteração de outras fisionomias do cerrado como as savanas e campos, e não diferencia as áreas de desmatamento e de replantio segundo suas características ambientais. Além disso, a lei obriga o replantio, não considerando a possibilidade de conservação de áreas remanescentes já estabelecidas como alternativa para a compensação.

A compensação de biodiversidade (do inglês *biodiversity offsets*) é um mecanismo que visa compensar os danos inevitáveis causados à biodiversidade por projetos de desenvolvimento. Mecanismos de compensação florestal têm se mostrado efetivos para o alcance de objetivos ambientais, alocando área de preservação em áreas prioritárias por meio de incentivos de mercado condicionados a zoneamentos.

1 O decreto define que, para cada indivíduo arbóreo nativo suprimido, trinta devem ser plantados em seu lugar (proporção 1:30), sendo que o mesmo ocorre para espécimes exóticos, em uma proporção de 1:10.

O texto apresenta, inicialmente, uma introdução sobre mecanismos de Compensação Florestal, mostrando experiências norteadoras para a seleção de critérios para o cálculo dos fatores de conversão. Em seguida, apresenta os critérios propostos para a fórmula de Compensação Florestal e o método utilizado para calcular seus parâmetros. Os resultados sobre os níveis de equivalência ecológica e de priorização para restauração e conservação são apresentados na sequência, assim como uma discussão sobre opções da política para o uso de diferentes multiplicadores para os níveis de equivalência propostos. Posteriormente, é feita uma análise preliminar dos custos esperados da política de compensação por conservação e restauração, incluindo a variação nas taxas de compensação. Por fim, se discute a implementação dos pesos propostos, sendo feitos os comentários finais.

Proposta da Política de Compensação Florestal do Distrito Federal

O objetivo da política de *compensação* florestal é manter a proteção de uma área ecologicamente equivalente à de área natural suprimida. A compensação pode ser feita de duas maneiras: *Restauração*, que oferece uma melhoria de qualidade ambiental de uma área degradada, buscando atingir um padrão ambiental a ser definido; e *Conservação*, que oferece proteção a uma área que poderia ser desmatada legalmente, mas que ainda não foi. Ambas as abordagens têm por objetivo garantir a manutenção de áreas de vegetação de valor ecológico igual ou maior a das áreas desmatadas, alocando-as em áreas prioritárias de maior valor ecológico.

A política de compensação por conservação contribui para que a alocação de áreas preservadas e de grande relevância ecológica sejam priorizadas, havendo um incentivo econômico devido à atribuição de uma relação entre os custos que o empreendedor deve arcar pelo desmatamento e as características ecológicas tanto das áreas desmatadas como das áreas a serem restauradas ou conservadas.

Parte da proposta do decreto de Compensação Florestal do Distrito Federal segue o exemplo da Lei de Compensação Ambiental de São Paulo (Decreto Municipal 53889/2013), que faz uso da definição de relações de troca (compensação) entre áreas desmatadas e áreas restauradas ou conservadas. Do ponto de vista do empreendedor, que avalia possibilidades de mudar o uso do solo de uma área natural para área agrícola ou urbana, o desmatamento passa a ser um custo em seu cálculo privado de viabilidade do seu projeto. Esse busca minimizar seus custos, enquanto o estado define o saldo ambiental mínimo deste projeto. Pelo desenho da proposta de lei, a decisão de qual e quanto de área desmatar dependerá dos custos da terra e das

técnicas de manejo e restauração, e de taxas de compensação exigidas dependendo das características ecológicas das áreas.

O primeiro passo é avaliar as características ecológicas da área a ser suprimida. Quanto mais relevante, mais área deverá ser compensada por sua perda, **desincentivando** assim sua supressão. Em seguida, devem ser avaliadas as alternativas de compensação (conservação ou restauração). Áreas de boa qualidade ambiental são separadas para serem usadas para compensação por conservação, enquanto áreas com baixa qualidade ambiental são direcionadas para serem utilizadas para compensação por restauração. Quanto maior for o valor ecológico da área conservada, menor será a taxa de compensação exigida, **incentivando** a alocação de áreas compensadas nesses locais.

O desenho do mecanismo de compensação faz com que *pesos* calibrem os potenciais benefícios da compensação – quanto mais relevante uma área é do ponto de vista ecológico, maior é o benefício de sua conservação, sendo recompensada pelo requerimento de uma menor taxa de compensação; assim como quanto maiores os ganhos ecológicos esperados para a restauração de uma área, menor será a taxa de compensação exigida.

Dado o padrão estabelecido de benefícios ecológicos, o empreendedor poderá balizar uma análise custo-benefício, comparando diversas áreas e tecnologias de restauração e conservação possíveis, de modo a minimizar seus custos. Assim, conforme mude a disponibilidade de áreas e as tecnologias disponíveis, é esperado que também se alterem as soluções ótimas para os empreendedores.

Enquanto diversas políticas de compensação consideram apenas as características da área desmatada para a definição das taxas de compensação, este trabalho incorpora também as características das possíveis áreas a serem usadas para fins de compensação para o cálculo das taxas de compensação. Assim, além de desincentivar que áreas de maior valor ecológico sejam desmatadas, também se incentiva a alocação de novas áreas para conservação em áreas de maior valor ecológico, assim como que áreas mais degradadas sejam alocadas para processos de restauração.



Revisão de experiências
de políticas de
Compensação florestal

Políticas de compensação de biodiversidade normalmente buscam garantir uma perda líquida de biodiversidade igual a zero (Bull et al., 2013; BBOP 2012), o que significa que as perdas resultantes do desenvolvimento de, por exemplo, projetos de infraestrutura, sejam compensadas (*offset*) pela proteção de outras áreas que poderiam ser desmatadas ou que já estejam degradadas, gerando um valor ecológico ou biológico equivalente ou superior ao convertido.

Frequentemente, as políticas são desenhadas para exigir a compensação como uma etapa final em uma hierarquia de mitigação (Mckenney e Kiesecker, 2010, Figura 1), que especifica que as ações devem ser tomadas na seguinte ordem:

1. Evitar (Av)
2. Minimizar (Mt)
3. Restaurar (on-site) (Rs)
4. Compensar (Ofs)

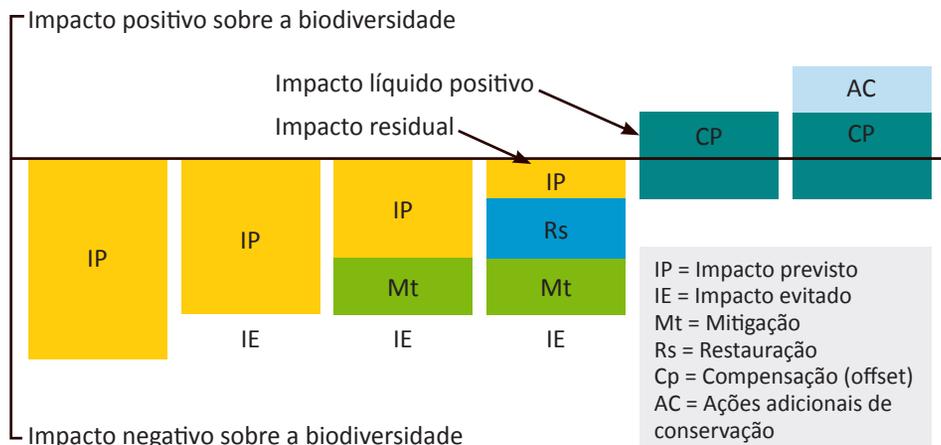


Figura 1 – Hierarquia de mitigação / Fonte: BBOP 2012

Embora conceitualmente simples, na prática, os resultados dependem significativamente dos métodos especificados para o cálculo de ganhos e perdas (Bull et al., 2013) e dos meios disponíveis aos empreendedores para a realização das compensações (Duke e ten Kate, 2014).

Com relação aos métodos, estes incluem cálculos simples baseados na área, combinações de área e funcionalidade ou condição e requisitos de espécies. Ajustes para a incerteza também são comuns (ver revisão em Bull et al., 2013). No que diz respeito ao modo como os empreendedores podem compensar, existem três possibilidades: (1) O empreendedor é diretamente responsável pela execução do projeto de restauração; (2) torná-lo responsável por um projeto de compensação exigindo o pagamento de impostos direcionados a grupos que protejam o meio ambiente no mesmo local onde ocorrem os impactos; (3) permitir que os empreendedores comprem créditos para a compensação dos impactos ambientais do projeto.

Esta seção revisa brevemente três programas que ilustram elementos importantes para as questões consideradas para o desenho da política de compensação florestal do DF. Em particular, analisamos os seguintes casos: (1) Estados Unidos - que têm um dos sistemas de compensação mais desenvolvidos e estudados do mundo. Em particular, revisamos o conceito de banco de conservação (*conservation banking*) e as vantagens e desafios potenciais de um sistema baseado no mercado; (2) Colômbia - ilustrando um processo que torna o cálculo de compensação direto e fornecendo orientação clara aos empreendedores sobre ações aceitáveis; (3) Peru - utilizando a experiência piloto recente da implementação de novas regulamentações, destacando as questões relacionadas ao desenvolvimento em larga escala e ponderando tanto a área impactada quanto a área compensada, como está planejado no Distrito Federal.

Caso 1: Estados Unidos

Os Estados Unidos têm múltiplas políticas de compensação que se apoiam no conceito de "banco de conservação" (*banking*), inclusive para os impactos em zonas úmidas, córregos e espécies ameaçadas de extinção. O banco de conservação para espécies (*species banking*) começou no início da década de 1990, com o Guia Federal para o Estabelecimento, Uso e Operação de Bancos de Mitigação publicado em 1995.

O banco de conservação nos EUA (e em outros países) foi concebido como um mecanismo de mercado, no qual os empreendedores, que não conseguem mitigar os impactos de seus projetos no local, têm a opção de comprar créditos para fazê-lo fora do local. Os proprietários de terras que criam *bancos de conservação* (estoques de conservação) em suas terras, por sua vez, podem vender créditos como um meio para gerar renda a partir de ações de conservação. Para registrar a terra como um banco de conservação, os proprietários devem:

- Assinar um Acordo de Banco de Conservação com o *US Fish and Wildlife Service* (USFWS)
- Permitir uma servidão de conservação na propriedade
- Desenvolver um plano de gestão a longo prazo
- Financiar a conservação da propriedade através de um fundo de doação

O USFWS, por sua vez, determina o número de créditos que o proprietário pode vender com base nas características da propriedade. Uma revisão do Guia Federal (Duke e Tem Kate, 2014) encontrou múltiplos benefícios desse sistema, incluindo os seguintes:

- O tempo de permissão foi reduzido em 5 meses em média em comparação com os requisitos de compensação em que o empreendedor é responsável pelas ações de compensação.
- Sob os sistemas de banco de conservação, a responsabilidade pelo cumprimento é transferida do empreendedor para terceiros, fornecedores de créditos, diminuindo o peso regulatório sobre os empreendedores.
- Os compensadores (terceiros) normalmente têm acesso a terras mais baratas do que os empreendedores, reduzindo os custos totais.
- Pequenas áreas de conservação no local são tipicamente menos úteis para fins de conservação do que propriedades de bancos de conservação maiores. Nos Estados Unidos, o primeiro banco foi projetado para atingir metas de conservação em apenas 7% dos casos.
- Para proprietários de terras, especialmente aqueles que possuem terra de excepcional importância e raridade em termos de biodiversidade, são criadas oportunidades econômicas significativas. Todos os programas de banco de conservação dos EUA juntos negociaram, em 2011, entre US\$ 2,0 e 3,4 bilhões.

Também é importante notar que os bancos de conservação de biodiversidade e de zonas úmidas, e as abordagens de mercado relacionadas à compensação nos EUA e em outros lugares foram criticadas. Entre as críticas mais relevantes estão que as abordagens bancárias redistribuem os atributos ambientais para longe das cidades (e de seus moradores) e em direção a áreas rurais, que têm áreas mais conservadas e baratas; e que as áreas compensadas podem ser combinações fracas para as áreas afetadas se a equivalência não for cuidadosamente definida.

Caso 2: Colômbia

O Ministério de Ambiente e Desenvolvimento Sustentável da Colômbia lançou o “*Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad*” (em português, Manual para a atribuição de compensação por perda de biodiversidade) em 2012. Esse busca garantir que impactos inevitáveis sejam compensados, e em particular, que sejam atribuídos pesos apropriadamente altos para impactos em áreas ecologicamente importantes.

O manual estabelece regras para as seguintes características de compensação:

1. Área: quanto compensar em termos de superfície
2. Local: onde compensar
3. Método: como compensar e quais tipos de ação implementar

A área requerida para compensação é igual à soma da pontuação de 4 fatores individuais de compensação:

1. **Representatividade** de ecossistemas – relação entre Áreas Protegidas dos biomas em relação às metas de preservação (pontos distribuídos: 1-3)
2. **Raridade** de ecossistemas-biomas (nível nacional; pontos distribuídos: 1-2)
3. **Remanecência** de ecossistemas-biomas (%) (forma de U, prioriza taxa muito alta e muito baixa, dando menos pontos a valores medianos; pontos distribuídos: 1-3)
4. Potencial para **Transformação** Anual de ecossistemas ou biomas (pontos distribuídos: 1-2)

Formalmente, $AC = AI \times FC$, em que AC é a Área Total a Compensar, AI é a área impactada, e FC é a soma dos fatores individuais. Com base nos pontos distribuídos, o valor mínimo do Fator de Compensação para “ecossistemas naturais” é 4 e o máximo é 10. Em áreas de vegetação secundária, definidas como áreas em que menos de 15 anos se passaram desde que a terra foi desmatada, por ter um ecossistema menos rico, o resultado da fórmula acima é dividido por 2, fazendo com que o Fator de Compensação possa variar de 2 a 5.

CrITÉRIOS detalhados para a atribuição de pontos são fornecidos no manual, e os requisitos de compensação resultantes são resumidos em mapas oficiais (Figura

2). Esta abordagem evita a necessidade de calcular a compensação caso a caso.

Com relação à segunda característica abordada no Manual (onde compensar), a política direciona ações de conservação para áreas ecologicamente equivalentes às afetadas, bem como aquelas que representam as melhores oportunidades para a conservação efetiva. Novamente, ambos os critérios são claramente definidos pelo governo.

Finalmente, os requisitos de conservação podem ser atendidos por meio das seguintes ações:

- Criação de novas áreas protegidas públicas ou privadas
- Acordos de conservação e serviços
- Restauração, reflorestamento e manejo da paisagem em áreas de produção
- Apoio às áreas protegidas existentes

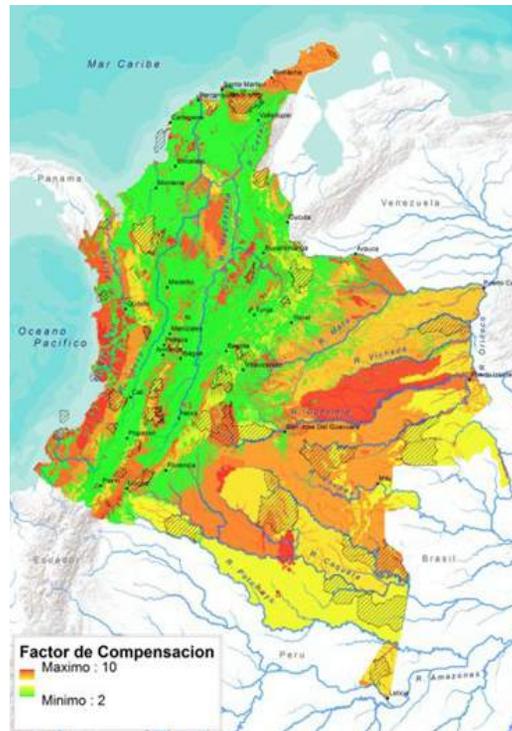


Figura 2 – Mapa de Fatores de Compensação - Colômbia
Fonte: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. 2012.

Entre as vantagens da abordagem de compensação descritas para a Colômbia estão a simplicidade para os empreendedores², os retornos compensatórios superiores a 1:1 para atender à incerteza, e a garantia de que as compensações contribuam para a proteção de áreas prioritárias determinadas em escala nacional. Entretanto, essa é uma abordagem simplificada que considera apenas as características das áreas perdidas para o cálculo da compensação, não considerando as características dos locais a serem compensados. Desse modo, há um incentivo para evitar o desmatamento em áreas de alto valor ecológico, porém, não há incentivos para que a compensação ocorra em áreas de grande valor ecológico.

2 Traduzido do inglês *developers*

Caso 3: Peru

Em 2014, o Peru começou a implementar uma política de compensação ambiental como parte de seu Sistema Nacional de Avaliação de Impacto Ambiental (SEIA). A política de compensação exige que os projetos relevantes apliquem a hierarquia de mitigação como um meio para atingir um impacto nulo na biodiversidade e na funcionalidade dos ecossistemas. Várias ONGs têm colaborado com o governo para ilustrar os resultados da implementação das orientações da política geral através de quatro estudos de caso. Todos os quatro casos consideram projetos de desenvolvimento em larga escala.

A abordagem que está sendo testada tem um processo de 10 passos.

Etapa A: Cálculo de las pérdidas de biodiversidad	Paso 1: Identificar y priorizar los componentes de biodiversidad	Ej.: Bosque amazónico con bambú, jaguar
	Paso 2: Decidir cuales métricas utilizar y cuantificar la biodiversidad	Ej.: "Calidad-hectareas" (QH) de bosque amazónico con bambú, promedio de la calidad del hábitat modelizado para el jaguar
	Paso 3: Definir el periodo de tiempo para medir las pérdidas y ganancias	Ej.: Hasta el cierre, Tiempo de vida del proyecto
	Paso 4: Especificar el escenario futuro	Ej.: Tasa de deforestación Sin Proyecto = 1%/año durante el período
	Paso 5: Cuantificar los impactos residuales	Ej.: 100 QH de bosque amazónico de bambú, 200 QH para el jaguar
	Paso 6: Identificar un portafolio de sitios potenciales de compensación	Ej.: Proyecto de Parque Nacional X, Reserva Comunitaria Y, Cerro Z
Etapa B: Selección de un sitio para la compensación	Paso 7: Cuantificar las ganancias teóricas en los sitios potenciales de compensación	Ej.: Garantía de 150 QH de bosque amazónico de bambú por la reducción de la deforestación ilegal
	Paso 8: Estimación de los costos de la compensación	Ej.: Los costos de la compensación en el Cerro Z es el sitio de que ofrece mayor ratio beneficio/costo
	Paso 9: Priorizar sitios y elegir uno(s) que permite(n) alcanzar Pérdida Neta Cero	Ej.: Fondo fiduciario extingible para asegurar los recursos para la compensación en el Cerro Z
	Paso 10: Implementación de garantías financieras	Ej.: Ganancia de 150 QH de bosque amazónico de bambú por la reducción de la deforestación ilegal

Figura 3 - Processo piloto no Peru para desenvolver um plano de compensação e atingir a Perda Líquida Zero

Fonte: Ayllón et al. 2016

Em cada etapa, um conjunto de critérios é proposto para determinar resultados consistentes. Por exemplo, as unidades de "qualidade-hectares" ou de "qualidade-bacia hidrográfica" para florestas ribeirinhas foram determinadas em um caso como segue:

Tabela 1 – Caracterização da qualidade da área Peru		
Tipo	Componente	Max valor (%)
Condição do Local	Cobertura de Doseil (QBR)	25
	Cobertura de árvores superior a 75% (25)	
	Cobertura de árvores de 50 a 75% (10)	
	Cobertura de árvores de 25-50% (5)	
Contexto da paisagem	Cobertura de árvores menor que 25% (0)	25
	Tamanho da parcela ³ (QBR)	
	>80% de cobertura em relação ao total do ecossistema (25)	
	50-80% de cobertura em relação ao total do ecossistema (10)	
	Cobertura de árvores de 25-50% (5)	25
	10-50% de cobertura em relação ao total do ecossistema (5)	
	<10% do total do ecossistema (0)	
	Forma da parcela ⁴	
	Cobertura de árvores superior a 75% (25)	
	Cobertura de árvores de 50 a 75% (10)	
Cobertura de árvores de 25-50% (5)	25	
Cobertura de árvores menor que 25% (0)		
Vizinho próximo ⁵		
Cobertura de árvores superior a 75% (25)		
Cobertura de árvores de 50 a 75% (10)	25	
Cobertura de árvores de 25-50% (5)		
Cobertura de árvores menor que 25% (0)		

3 Proporciona uma medição da área total da parcela em hectares (McGarigal & Marks, 1994)

4 Indica a complexidade do sistema, através da relação entre o perímetro e superfície; cresce sem limites e valores mais altos indicam manchas irregulares (McGarigal & Marks, 1994).

5 É uma métrica que fornece patches de isolamento informação / conectividade em detrimento de outro pedaço de um determinado ecossistema; às vezes, a fragmentação pode aumentar o seu valor, por isso deve ser visto em conjunto com outras métricas acima mencionados (McGarigal & Marks, 1994).

Entre as outras características importantes do processo estão as seguintes:

1. As Declarações de Impacto Ambiental são revistas antes da sua utilização. Nos casos-piloto, houve grandes desvios relacionados aos dados e o escopo do impacto considerado. Relacionados, os impactos são modelados espacialmente ao longo da vida do projeto para garantir que os impactos indiretos também estejam incluídos.
2. As características utilizadas para captar a importância da biodiversidade tanto na área impactada quanto na área compensada são resumidas em métricas de "qualidade-hectares", que permitem que a política estabeleça de forma transparente as compensações necessárias.
3. Os promotores são encorajados, através do cálculo da compensação exigida, a rever a hierarquia de atenuação e, em particular, procurar evitar ou mitigar uma maior quantidade de impacto esperado. Nos casos-piloto, foi encontrado um escopo significativo para isso, embora em alguns casos isso exigiria que as operações equilibrassem as preocupações ambientais com a maximização do lucro privado.
4. As áreas protegidas estaduais são consideradas áreas legítimas de compensação com base em evidências de que o investimento atual é inadequado para uma gestão eficaz e também de que os próprios projetos aumentam a pressão sobre as áreas protegidas. Além disso, não foi possível encontrar uma área suficientemente ecológica para compensar o impacto dos projetos-piloto avaliados sem incluir as áreas protegidas.

Síntese

Esta revisão dos casos sugere que existem potenciais e riscos no uso de compensações para reduzir escolhas conflitantes (*trade-offs*) entre objetivos de conservação e de desenvolvimento. O potencial está fundamentalmente na oportunidade de alcançar melhores resultados para a conservação, com menores custos financeiros e com custos de transação reduzidos. Os riscos do mecanismo estão relacionados ao fato de se conceder uma licença para gerar danos no local que pode ser ineficaz para proteger áreas de mesmo valor, pouco contribuindo para os objetivos de conservação pretendidos.

O corpo deste documento aborda a questão de como garantir que o valor relativo de uma determinada área de Cerrado em Brasília seja contabilizada como meio de garantir que os resultados da compensação sejam de igual ou maior valor do que da área suprimida. Uma vez que Brasília continue aperfeiçoando sua política

de compensação, outros elementos de design devem ser considerados para tornar o processo mais eficiente e robusto. Em particular, várias opções de concepção de políticas podem simplificar as transações de compensação, levando a um maior benefício ecológico a um custo mais baixo. Uma possibilidade de desenho relaciona-se à produção de mapas oficiais amplamente disponíveis, como na Colômbia, que mostram aos empreendedores quais áreas (entre as quais é permitido o desenvolvimento de áreas) são mais importantes do ponto de vista ecológico e, portanto, as maiores exigências de compensação. Mapas que mostram áreas onde ações de conservação ou restauração são permitidas, e a que valor relativo, também podem ser um desenvolvimento importante para a política. Também acreditamos que avançar para um sistema de bancos de biodiversidade poderia oferecer benefícios significativos em termos de custos de implementação, custos de supervisão e, novamente, benefícios de conservação. Tal sistema deveria ser cuidadosamente concebido para evitar algumas das críticas acima mencionadas.

A photograph of a vast, lush green forest landscape. In the background, a prominent mountain peak rises above the tree line under a clear sky. The foreground is filled with dense, vibrant green foliage, including various trees and shrubs. The overall scene conveys a sense of a healthy, natural environment.

{ Critérios da equivalência ecológica para a compensação florestal no distrito federal

O processo de definição dos critérios a serem utilizados na Lei de Compensação Florestal do Distrito Federal partiu de uma proposta feita pelo GT de legislação da Aliança Cerrado à Secretaria de Meio Ambiente do Distrito Federal (SEMA-DF), de utilizar os seguintes critérios para estabelecer o chamado Fator de caracterização de áreas de Cerrado. O índice traduz em termos quantitativos características qualitativas das áreas a serem desmatadas e compensadas, para fins do cálculo das taxas de compensação florestal. O objetivo da estimativa dos coeficientes (pesos) dos atributos é construir uma escala de comparação entre a qualidade ecológica dos terrenos, aqui chamada de *Fator de Caracterização Ecológica (F)*.

$$F = \beta_1 * App + \beta_2 * Prt + \beta_3 * Qld + \beta_4 * Dft$$

- F = Fator de caracterização de área do Cerrado
- App = Áreas de preservação permanentes
- Prt = Áreas prioritárias
- Qld = Qualidade ambiental
- Dft = Deflator temporal e de regeneração (para restauração)
- β_n = Peso relativo dos critérios

A partir desta fórmula, foram avaliadas as possibilidades de uso ou melhoramento dos critérios para se chegar a um conjunto que pudesse representar de forma objetiva as principais características para a definição dos níveis de equivalência ecológica. Assim, a fórmula foi adaptada, processo que será descrito posteriormente. Feito isso, calculamos os pesos ótimos dos critérios no Fator de Caracterização a ser utilizado, em um segundo momento, no cálculo dos níveis de equivalência ecológica.

Fazendo um balanço sobre a fórmula, notou-se que o componente de “Áreas Prioritárias” inicialmente proposto, na verdade era formado por um conjunto de indicadores, sendo que alguns deles entrariam duas vezes na contagem, como as áreas de preservação permanente. Além disso, dentro deste critério estava incluso também o Zoneamento Ecológico-Econômico, que, por sua vez, é composto por uma série de indicadores. Além disso, os critérios que integrariam o componente de “Qualidade ambiental” ainda não estavam definidos. Também não estava definido o componente “Deflator Temporal”, que seria utilizado para ajustar o fator de conversão de conservação devido ao tempo necessário para se completar um processo de restauração.

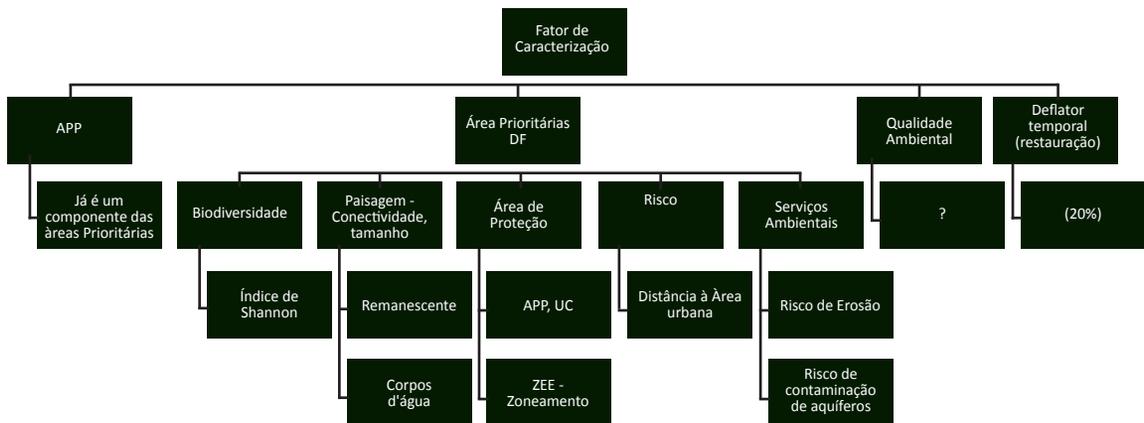


Figura 4 – Critérios originalmente propostos pela Aliança Cerrado

Em reunião com especialistas em cerrado do ICMBio e MMA, foi discutido quais seriam os critérios mais apropriados para serem incluídos na definição dos níveis de equivalência ecológica.

Primeiramente, foi definido que, por focarmos na questão de *equivalência ecológica*, não seriam incluídos neste momento itens relacionados com questões econômicas, como, por exemplo, distância à área urbana, ou o Zoneamento Ecológico-Econômico.

Foram propostos os seguintes critérios para “Qualidade Ambiental”: o estado de conservação do solo; a proporção de vegetação nativa conservada; a presença de espécies exóticas; e presença de fontes de regeneração (raízes e sementes)⁶.

As áreas de mata ciliar e de recarga de aquíferos foram representadas pelo critério “Recursos Hídricos”. Por último, foi incluído um critério referente à raridade local da fitofisionomia.

Adicionalmente, foi discutido que um índice de “espécies ameaçadas” poderia ser incluído, mas que o ideal seria que não fosse permitido haver troca a partir de certo nível de ameaça, fato que teria de ser definido no decreto por outro mecanismo não compensatório. Para evitar que a caracterização ficasse demasiadamente complexa, optou-se por não incluir este atributo.

Foi observado que os pesos e sinais dos critérios poderiam ser diferentes na

⁶ Inicialmente, pensou-se em incluir este critério devido a sua importância para iniciativas de restauração ecológica. Entretanto, ao longo do processo, notou-se que este estaria muito correlacionado com o nível de vegetação nativa, tendo sido então excluído da análise.

avaliação de uma iniciativa de *restauração* ou de *conservação*, não sendo suficiente apenas aplicar um *deflator*, como anteriormente proposto. Por exemplo, a restauração teria de ser *incentivada* em áreas de **baixa** qualidade ambiental e em áreas de recarga de aquíferos; enquanto a conservação teria de ser incentivada em áreas de **alta** qualidade ambiental e também em áreas de recarga de aquíferos. Por isso, foi decidido realizar dois processos separados de definição de pesos para *conservação* e *restauração* para explorar as preferências por esses dois processos.

A seguir, são apresentados os atributos-chave que contribuem para a análise da equivalência ecológica, que é medida segundo a escala do “Fator de Caracterização do Cerrado”.

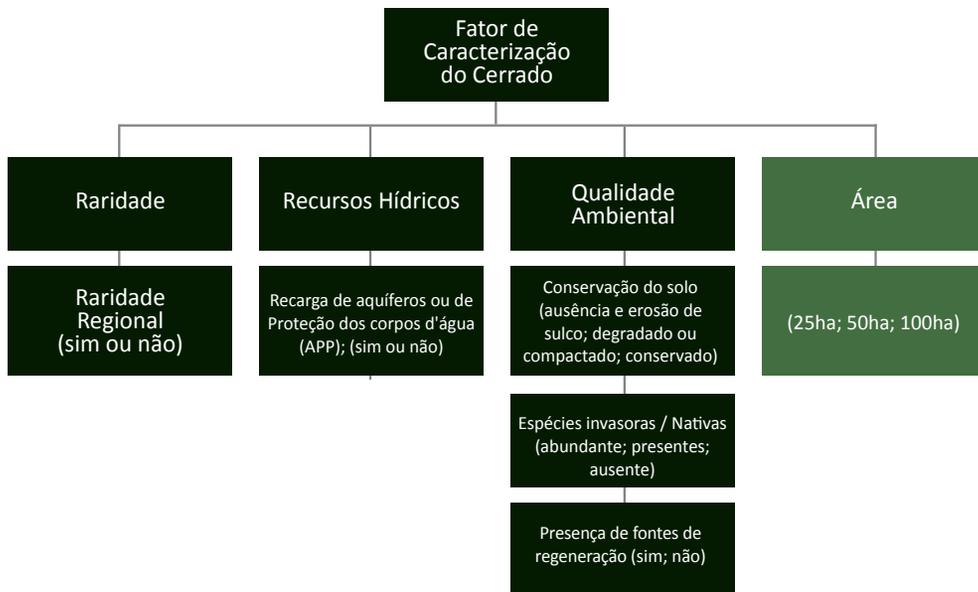


Figura 5 - Critérios utilizados para o modelo de escolha

Conservação do Solo

Buscou-se alinhar os critérios segundo as definições de serviços ecossistêmicos (TEEB, 2010). Segundo esta definição, o estado de conservação do solo está ligado ao Serviço de Suporte de Formação do Solo, que apoia todos os demais serviços ecossistêmicos.

A conservação do solo foi dividida em três níveis:

- solo conservado;
- maioria do solo com erosão laminar;
- maioria da área sem solo ou com erosão de sulco.

Este critério está correlacionado com a proporção de vegetação nativa, pois caso a maioria do terreno esteja sem solo, então a maioria do terreno não terá vegetação nativa. Vegetação Nativa/ Espécies Exóticas

A proporção de vegetação nativa e a presença de espécies exóticas ou invasoras está relacionada ao Serviço de Suporte de fornecimento de Habitat para espécies. A ausência de vegetação nativa também pode afetar outros serviços, contribuindo, por exemplo, para a erosão do solo, um fator chave no processo de degradação da terra e desertificação. Em paralelo, a presença de muitas espécies exóticas invasoras indica um ambiente em grande desequilíbrio que será mais difícil de ser recuperado.

Este critério foi dividido em três níveis, relativos à qualidade baixa, média e alta.

- Exóticas ou invasoras em mais de 70% da área
- Exóticas ou invasoras entre 30% e 70% da área
- Exóticas ou invasoras em menos de 30% da área

Este critério está correlacionado com a proporção de vegetação nativa, pois caso a maioria do terreno esteja sem solo, então a maioria do terreno não terá vegetação nativa.

Vegetação Nativa/ Espécies Exóticas

Áreas de recarga de aquíferos e matas ciliares tem uma relação estreita com a disponibilidade e regulação de recursos hídricos, fornecendo os serviços de regulação hídrica e provisão de água.

Este critério é dividido em dois níveis, se está, ou não, em área de recarga ou de mata ciliar (APPs).

Vegetação Nativa/ Espécies Exóticas

Áreas de fitofisionomia rara estão ligadas ao Serviço de suporte de habitat para espécies raras. Além disso, podem estar ligadas a um maior interesse turístico, um Serviço Ecosistêmico cultural.

Os critérios podem ser separados entre aqueles que são características fixas do local - como ter a presença ou não de corpos d'água; e de características que podem ser mudadas com maior facilidade - como o estado de conservação do solo e a proporção de vegetação nativa do local.

Critérios	Níveis
Consevação do solo	Sem solo (maioria do terreno)
	Erosão laminar (maioria do terreno)
	Solo conservado
Vegetação Nativa/Exóticas	Exóticas (mais de 70%)
	Exóticas (entre 30% e 70%)
	Vegetação Nativa (mais de 70%)
Raridade da Fitofisionomia	Comum
	Rara
Recursos Hídricos	Sem ligação direta
	Área de recarga ou Mata Ciliar (APP)

Estes atributos são comparados entre si segundo uma unidade de medida comum, a *área*, dada em hectares, que é usada para a comparação entre o que pode estar sendo perdido e deve ser compensado.



Método

A definição dos níveis de equivalência ecológica segue a abordagem de uso de pesos, *scoring methods* (Quéntier e Lavorel, 2011), proposto pela Aliança Cerrado.

Para o cálculo desses pesos foi utilizado o Método de Experimento de Escolha, um método baseado na teoria econômica de preferências, que as descreve segundo os chamados *modelos de escolha discreta*. Este método analisa os termos de troca (*trade-offs*) entre critérios que descrevem um bem ou projeto baseando-se em escolhas feitas segundo o conhecimento e experiência de especialistas.

Essas escolhas são feitas por meio da comparação de múltiplos cenários hipotéticos, descritos por um conjunto de atributos/critérios, o que possibilita analisar a importância de cada atributo separadamente. Os entrevistados escolhem, dentro de um "menu de opções" com diferentes composições dos critérios, a alternativa que lhes pareça a melhor. Os pesos são então calculados a partir de um modelo econométrico que liga a importância relativa atribuída à probabilidade de escolha de uma alternativa sobre as demais.

Este método costuma ser utilizado para estimativa de demanda em estudos de diversas áreas, como meio ambiente, transportes, saúde e marketing, sendo uma variação da Valoração Contingente que permite analisar cenários complexos, com diversos critérios e alternativas.

Modelo Econométrico

O Experimento de Escolha segue o modelo de utilidade aleatória (*Random Utility Model - RUM*), em que um indivíduo i escolhe uma alternativa j ao invés de outras j' se a utilidade de j for maior do que a utilidade de j' . (Louviere et al., 2000)

A utilidade de um indivíduo i associada à alternativa j é:

$$U_{ij} = V_{ij} + \varepsilon_{ij}, \quad i = 1, \dots, N, \quad j = 1, \dots, J, \quad (1)$$

Em que V_{ij} é a parte determinística da função utilidade, que pode ser explicada pelas variáveis coletadas pelo pesquisador, e ε_{ij} é um componente não observado (aleatório) da utilidade. A probabilidade de escolher a alternativa j sobre as demais j' é relacionada à utilidade de j ser maior do que a utilidade de j' :

$$\begin{aligned} P(U_{ij} > U_{ij'}) &= P(V_{ij} + \varepsilon_{ij} > V_{ij'} + \varepsilon_{ij'}) \quad (2) \\ &= P(\varepsilon_{ij'} + \varepsilon_{ij} < V_{ij} - V_{ij'}) \end{aligned}$$

Essa equação mostra a ideia básica do modelo, de que a utilidade de j se maior do que a de j' se a diferença dos parâmetros de utilidade não observados for menor do que a diferença dos parâmetros de utilidade observados. A utilidade observada V é capturada pelas variáveis incluídas no modelo, enquanto o termo ε descreve os fatores não previstas pelo modelo, aquilo que pode afetar as escolhas dos participantes mas que não se referem às qualidades usadas para descrever os cenários.

O modelo Logit Condicional é obtido ao assumir que os parâmetros de utilidade não observados ε são distribuídos identicamente e independentemente (IID) de acordo com uma distribuição Gumbel (também chamada de *type I extreme value*). Essa distribuição é apropriada para a abordagem de utilidade aleatória, dado que a diferença entre duas variáveis do tipo *extreme value* é distribuída logisticamente (Train, 2009).

A probabilidade de escolha é a integral do produto de uma distribuição cumulativa de $P|\varepsilon_{ij}$ sobre todos os valores de ε_{ij} . Após algumas transformações matemáticas, a probabilidade de escolha logística é dada pela seguinte equação: (Haab and McConnell, 2002).

$$P_{ij} = \frac{\exp(V_{ij})}{\sum_{j'=1}^j \exp(V_{ij'})} \quad (3)$$

A Equação 3 mostra a ligação definida entre a utilidade individual e a probabilidade de observar o indivíduo i escolher a alternativa j em detrimento de j' .

Este estudo usa o modelo Logit Condicional para estimar os efeitos dos atributos que compõe a fórmula de equivalência ecológica. Nesse caso, β_k representa a utilidade marginal⁷ de um atributo, sendo descrito pela variável X_k .

$$V_{ij} = \sum_{k=1}^k \beta_{ijk} X_{ijk} \quad (4)$$

7 A “utilidade marginal” representa a variação no bem-estar gerada pela mudança no nível de um atributo.

O Fator de Conversão (F_k) para uma mudança em um atributo k é igual à taxa marginal de substituição entre o parâmetro β_k de um atributo e a *utilidade marginal* da área, dada pelo parâmetro do atributo da área⁸. Como será visto adiante, devido à especificação logarítmica atribuída à variável “área”, o F será igual ao exponencial da razão entre os coeficientes da regressão.

$$F_k = e^{\left(\frac{\beta_k}{\beta_{\text{área}}}\right)} \quad (5)$$

O Fator de Conversão (F) final é gerado pela soma dos valores dos Fatores de Conversão dos critérios (F_k) que variam ao se comparar o cenário da *área desmatada* ao cenário da *área a ser compensada*.

O conceito utilizado para o cálculo dos níveis de equivalência ecológica é o da *Taxa Marginal de Substituição*, conceito econômico que mede o número de unidades de um bem Y que se abriria mão por unidade de um bem X , mantendo assim o nível de satisfação (utilidade) constante. No caso, é a taxa que mantém a *equivalência ecológica*.

$$TMS_{xy} = \Delta V_x / \Delta V_y \quad (6)$$

A Taxa de Compensação (T_c) entre áreas é dada pela seguinte relação:

$$T_c = F_d / F_c \quad (7)$$

- F_d = Fator de Caracterização Ecológica da Área Desmatada
- F_c = Fator de Caracterização Ecológica da Área a ser Conservada

Por exemplo, se T_c for igual a 2, isso significa que a área desmatada tem um valor ecológico duas vezes maior do que a área compensada, sendo necessário duas vezes a área original para manter a equivalência ecológica.

8 De modo semelhante ao cálculo da disposição a pagar, que usa o coeficiente monetário como base.



O experimento



O processo participativo de consulta aos especialistas da Aliança Cerrado resultou na produção dos dados utilizados na análise. Dela, participaram 15 pessoas, sendo 12 da Aliança Cerrado, que envolve instituições como SEMA-DF, ICMBio, Caesb (Companhia de água do DF), Terracap (Agência de desenvolvimento urbano do DF), Infraero, Jardim Botânico de Brasília - Cerratense, além de participantes da Cooperação Alemã para o Desenvolvimento Sustentável (GIZ) e do Ministério do Meio Ambiente. Foram apresentados ao grupo diversos conjuntos de escolhas (40), cada um composto por 3 cenários alternativos⁹.

Cenário	Raridade da Fitofisionomia	Recursos Hídricos (Área de recarga ou de proteção de Corpos d'água)	Espécies Exóticas / Vegetação Nativa	Conservação do Solo	Área
A	 Paisagem rara	Área "normal"	 Vegetação nativa	 Maioria do terreno com erosão laminar ou solo compactado	25 ha
B	 Paisagem rara	Área "normal"	 Espécies invasoras abundantes	 Maioria do terreno sem solo	50 ha
C	 Paisagem comum	Área "normal"	 Vegetação nativa	 Maioria do terreno com erosão laminar ou solo compactado	100 ha

Figura 6 - Exemplo de Conjunto de Escolha

⁹ Foram gerados 40 conjuntos de escolha, com três cenários em cada, com diferentes combinações de características e área. Essa combinação, chamada *fractional factorial design*, se distingue de sua forma original, o *factorial design* (que combina cada nível de todos os atributos com todos os níveis de todos os atributos), pois utiliza métodos de amostragem para formar combinações *ortogonais*, o que permite a diminuição do número de perguntas para se obter as estimativas de todos os efeitos de combinações de variáveis mantendo suas propriedades estatísticas sem vieses (LOUVIERE et al., 2000).

Os atributos são mostrados nas colunas. A Coluna 1 se refere ao código da escolha (Cenário A, B ou C); a Coluna 2 mostra se a maioria da fitofisionomia é rara ou não; a Coluna 3, se a área do cenário está ou não em área de recarga ou de proteção de corpos d'água (APP); a Coluna 4 mostra se o cenário tem ou não fontes de regeneração; a Coluna 5 define se a maior parte da área é de vegetação nativa ou de espécies exóticas; a Coluna 6 apresenta o estado de conservação do solo; a Coluna 7 mostra a área, base de comparação entre os atributos.

Para cada conjunto de escolha foram feitas duas *perguntas*:

- **Qual cenário seria ecologicamente mais importante de ser *conservado*?**
Se entre 3 áreas 2 tivessem de ser convertidas para projetos de infraestrutura e apenas 1 pudesse ser preservada devido à relevância ambiental da área, qual área você escolheria priorizar para conservação?
- **Qual o cenário seria ecologicamente mais importante de ser *restaurado*?**
Entre as 3 áreas, qual área teria maior prioridade ecológica de ser restaurada?

Foram focados os *benefícios* ecológicos diretos e indiretos que os cenários poderiam gerar segundo a percepção dos especialistas presentes, não considerando, por exemplo, diferenças nos custos de restauração entre cenários, mas apenas as diferenças nos benefícios ecológicos.

Para o aprendizado sobre o método e sobre a importância relativa dos critérios, os primeiros 5 conjuntos de escolha foram discutidos abertamente entre os participantes, em que cada um defendia uma perspectiva do porquê, por exemplo, o cenário A seria mais desejável do que o cenário B, e vice-versa. Após as primeiras rodadas de aprendizado, a discussão era aberta quando solicitada pelos participantes.

Ao todo, foram coletadas de cada um dos 15 participantes 40 respostas sobre conservação e 40 sobre restauração, totalizando 600 respostas possíveis.



Resultados

Equivalência Ecológica para Conservação

A análise econométrica mostra as relações de importância relativa entre os critérios comparados.

A seguinte fórmula descreve o modelo utilizado:

$$\text{Escolha} = \beta_1 * \text{raridade} + \beta_2 * \text{rec. hídrico} + \beta_3 * \text{regeneração} + \beta_4 * \text{solo.erosão} + \beta_5 * \text{solo.conservado} + \beta_6 * \text{veg.exótica}_{30_70} + \beta_7 * \text{veg.exótica}_{30} + \beta_8 * \ln(\text{Área}) + \varepsilon$$

Em que a variável dependente é a variável binária de escolha (sim ou não), os β representam as Utilidades Marginais (pesos) dos atributos de caracterização ecológica, e ε é o termo de erro da regressão. Os atributos “solo” e “vegetação”, por terem 3 níveis de qualidade, são representados por um conjunto de variáveis *dummy*. A área é incluída na forma logarítmica, representando assim a taxa de variação da área. A tabela a seguir mostra os resultados da análise de regressão, que serão utilizados para o cálculo das proporções de troca (*trade-offs*) entre atributos de uma mesma categoria como, por exemplo, conservação do solo, para que se mantenha a equivalência ecológica.

Variável	Coefficiente	Erro Padrão	P > Z
vegetação nativa/exótica			
entre 30% e 70%	1.58	0.281	0,000***
maior que 70%	3.23	0.286	0,000***
raridade fitofisionomia	1.16	0.234	0,000***
conservação do solo			
erosão laminar	1.65	0.328	0,000***
solo conservado	5.02	0.292	0,000***
recursos hídricos	2.77	0.232	0,000***
fontes de regeneração	2.91	0.274	0,000***
área	2.06	0.215	0,000***
Nº de observ	1713		
Prob > chi2	0.000		
Pseudo R ²	0.42		

*10% de nível de significância
**5% de nível de significância
***1% de nível de significância

Os coeficientes β_k dão a Utilidade Marginal dos atributos.¹⁰ Todos eles foram estatisticamente significativos, mostrando que foram relevantes para a tomada de decisão dos participantes. O ajuste do modelo foi bom, apresentando um Pseudo R^2 de 0,42.

O objetivo da estimação dos coeficientes (pesos) dos atributos é construir uma escala de comparação entre as qualidades ecológicas dos terrenos, que aqui será chamada de *Fator de Caracterização Ecológica* (F).

Para a conversão dos coeficientes β_k para a escala do Fator de Caracterização, toma-se o exponencial da razão entre os coeficientes β_k e o coeficiente da área β_{area} assim como na equação 5, apresentada anteriormente, $Fk = e^{(\beta_k / \beta_{area})}$

A tabela 4 apresenta os resultados dos pesos para a formação do Fator de Caracterização Ecológica.

Tabela 4 – Peso dos critérios (F _x) - Equivalência ecológica		
Variável	Níveis	Conservação
Conservação do solo	Sem solo (maioria do terreno)	1,0:1
	Erosão laminar (maioria do terreno)	2,2:1
	Solo conservado	11,4:1
Vegetação Nativa/Exóticas	Exóticas (mais de 70%)	1,0:1
	Exóticas (entre 30% e 70%)	2,1:1
	Vegetação Nativa (mais de 70%)	4,8:1
Raridade da Fitofisionomia	Comum	1,0:1
	Rara	1,7:1
Recursos Hídricos	Sem ligação direta	1,0:1
	Área de recarga ou Mata Ciliar (APP)	3,8:1

10 Variação de bem-estar devido à mudança no nível do atributo.

A figura a seguir ilustra a variação na pontuação gerada por variações nos níveis dos atributos, seus pesos.

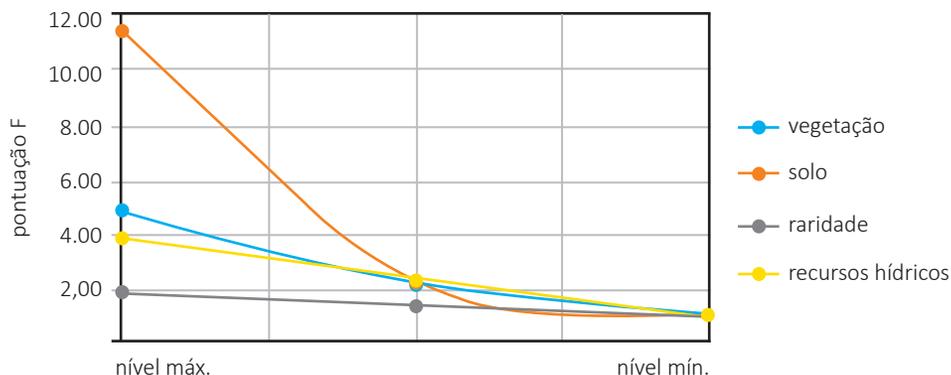


Figura 7 – Peso das Variações nos Critérios Ecológicos

Para os especialistas consultados, a mudança no estado do **solo** é o critério de maior peso que pode afetar o padrão ecológico de uma área, pois este está ligado com o suporte dos demais serviços ecossistêmicos. A proporção entre **vegetação nativa** e espécies exóticas é o segundo critério mais relevante para a definição do padrão ecológico, considerando uma variação de um cenário com mais de 70% de espécies exóticas para um cenário com menos de 30%. Em seguida, próximo ao peso da vegetação, vem as áreas relevantes para os **recursos hídricos**. A **raridade** da fitofisionomia foi o critério com menor peso dos quatro avaliados.

Vale ressaltar que o atributo solo não é linear, ou seja, houve uma percepção de drástica perda de qualidade ambiental caso o solo passe de “conservado” para “erodido”, impacto que já não é tão forte quando se passa de um estado “erodido” para “sem solo”.

Os resultados mostram que a compensação por conservação de uma área em APP por uma área fora de APP ocorreria a uma taxa de 3,8 :1; entre uma área com vegetação rara por uma área de vegetação comum, a uma taxa de 1,7 :1. Entre uma área sem espécies exóticas por uma área com mais 70% de espécies exóticas, a uma taxa de 4,8 :1. Entre uma área com solo bem conservado por uma área sem solo, a uma taxa de 11,4 :1.

Isso aponta para a prioridade de conservar áreas que tenham o solo em bom estado, ou em outras palavras, é preferível fazer um empreendimento de infraestrutura onde o solo já está comprometido do que onde ele dá suporte a serviços ecossistêmicos.

O Fator de Caracterização Ecológica é calculado seguindo a seguinte fórmula:

Equação 1 – Construção do Fator de Caracterização Ecológica

$$F = F_{\text{raridade}} * F_{\text{rec. hídrico}} * F_{\text{solo}} * F_{\text{vegetação}}$$

Este indicador é igual à multiplicação dos valores dos pesos dos critérios que representa o terreno em questão. Assume-se que o F de terreno desértico seja igual a 1, pois apresenta todos os quatro critérios com valor ecológico mínimo igual a 1. A área de maior valor ecológico terá o F igual à multiplicação dos pesos dados aos melhores níveis dos atributos, que neste caso chega a 370 ($1,76 * 3,84 * 11,44 * 4,80$).

Na fórmula, as variáveis são todas binárias, ou seja, caso a característica ocorra no terreno a variável toma o valor igual a 1, e caso não ocorra, seu valor é igual a zero. No caso da vegetação exótica / nativa, por exemplo, que tem 3 níveis, a lógica é a seguinte: caso a vegetação esteja com mais de 70% de espécies exóticas, então as variáveis *exóticas30_70* e *exóticas30* assumem um valor igual a zero e, por isso, o componente vegetação não acrescenta nada a *F*. Caso o terreno seja caracterizado com *exóticas30_70* (entre 30% e 70%), a variável *exóticas30* fica automaticamente igual a zero, pois as características são mutuamente excludentes, sendo *F* multiplicado então por 2,15.

Os pesos somados no Fator de Caracterização devem ser interpretados do seguinte modo:

O *Terreno 1*, que tem todas as características positivas possíveis, ou seja, com mais de 70% de vegetação nativa, rara, com a maior parte de seu solo bem conservado e próximo a um rio tem uma pontuação $F = 370$. Outro *Terreno 2* também tem a maioria de seu solo bem conservado e está próximo a um rio, mas sua vegetação não é rara e não está em área de APP, valendo ao todo 55 pontos ($11,44 * 4,80 * 1 * 1$).

A tabela a seguir apresenta diversas combinações possíveis de atributos e pontuações do Fator de Caracterização Ecológica. Para fins de compensação, as áreas próprias para conservação são aquelas com maior valor ecológico, com pontuação acima de 54. Áreas com valor menor que esse podem ser usadas para compensação por meio de *restauração*.

Tabela 5 – Exemplos de Cenários - Conservação

Atributos				F. Caract Ecológica	Escala Simplificada
Solo	Vegetação	Raridade	Rec. Hídricos		
Conservado	>70% nativa	Sim	Sim	370	5
Conservado	>70% nativa	Não	Sim	211	4
Conservado	>70% nativa	Sim	Não	96	3
Conservado	>70% nativa	Não	Não	55	2
Erosão	30% < Exóticas <70%	Sim	Sim	32	1
Sem solo	< 30% nativa	Não	Não	1	

Foi feito um agrupamento das áreas em cinco categorias simplificadas, que contribui com a visualização das magnitudes médias dos níveis de valor ecológico.

A “Taxa de Compensação” é dada pela relação entre os valores F da área a ser desmatada e a área a ser conservada. Por exemplo, se um empreendimento desmatar uma área com F=211 e desejar compensar pela preservação de uma área com valor 55, esse deve fazê-lo a uma taxa de 3,8 : 1,00 (211/55) para manter a equivalência ecológica.

A Tabela 6 contém exemplos de combinações possíveis de tipos de áreas desmatadas e áreas compensadas. A relação entre os Fatores de Caracterização (Fd/Fc) gera diretamente a Taxa de Compensação que mantém a equivalência ecológica segundo o ponto de vista dos especialistas consultados. Além disso, também é definido um limite de áreas com padrão ecológico compatível para serem utilizadas para conservação (F >54), enquanto áreas de menor padrão ecológico, já com algum nível de degradação (F < 54) devem ser destinadas à restauração. Estes são os resultados brutos do exercício, e que na próxima seção serão discutidas as modificações necessárias nas taxas de compensação para que estas sigam critérios práticos e políticos.

Tabela 6 – Matriz de Taxas de Compensação – Equivalência Ecológica

Equivalência Ecológica	F da Área Desmatada					
	F	370	211	96	55	32
F da Área Compensada	370	1,0	0,6	0,3	0,1	0,1
	211	1,8	1,0	0,5	0,3	0,2
	96	3,9	2,2	1,0	0,6	0,3
	55	6,7	3,8	1,7	1,0	0,6
Fora do limite para conservação	32	11,6	6,6	3,0	1,7	1,0

Priorização para Restauração

As preferências para priorização de áreas para restauração também foram analisadas pelo experimento de escolha.

A seguinte fórmula descreve o modelo utilizado:

$$\text{Escolha} = \beta_1 * \text{raridade} + \beta_2 * \text{rec. hídrico} + \beta_3 * \text{regeneração} + \beta_4 * \text{solo.erosão} + \beta_5 * \text{solo.conservado} + \beta_6 * \text{veg.exótica}_{30_70} + \beta_7 * \text{veg.exótica}_{30} + \beta_8 * \ln(\text{Área}) + \varepsilon$$

Em que a variável dependente é a variável binária de escolha (sim ou não), os β representam as Utilidades Marginais (pesos) dos atributos de caracterização ecológica, e ε é o termo de erro da regressão. Os atributos “solo” e “vegetação”, por terem 3 níveis de qualidade, são representados por um conjunto de variáveis *dummy*. A área é incluída na forma logarítmica, representando assim a taxa de variação da área.

A tabela a seguir mostra os resultados da análise de regressão, que serão utilizados para o cálculo das proporções de troca (*trade-offs*) entre atributos para fazer o ordenamento de prioridade de áreas a serem restauradas, baseado na diferença entre a qualidade atual da área e a qualidade objetivo do processo de restauração; e a localização da área, que pode ter fitofisionomia rara e/ou estar em área relevante para recursos hídricos.

Tabela 7 – Resultados da Regressão - Restauração			
Variável	Coefficiente	Erro Padrão	P > Z
vegetação nativa/exótica			
entre 30% e 70%	0,780	0,227	0,000***
maior que 70%	1,596	0,232	0,000***
raridade fitofisionomia	0,982	0,182	0,000***
conservação do solo			
erosão laminar	2,017	0,257	0,000***
solo conservado	2,697	0,239	0,000***
recursos hídricos	2,258	0,224	0,000***
fontes de regeneração	0,939	0,192	0,000***
área	1,630	0,196	0,000***
N° de observ	1701		
Prob > chi2	0,000		
Pseudo R ²	0,256		

*10% de nível de significância

**5% de nível de significância

***1% de nível de significância

O modo com que as variáveis foram utilizadas no modelo seguem o pressuposto de que um terreno com vegetação nativa, sem espécies exóticas, com solo bem conservado não tem valor para restauração, pois esse já é o nível de qualidade que se busca alcançar com um processo de restauração, ou seja, não há ganho em se restaurar uma área bem conservada.

Separando as variáveis entre variáveis de qualidade (Q), como vegetação e solo, e variáveis de localização (L), como raridade de recursos hídricos, temos que, para fins de restauração, o ponto central é a melhoria no nível de qualidade (ΔQ). As características do local são importantes para o resultado da restauração apenas se houver ganho de qualidade.

A tabela a seguir apresenta os valores a serem utilizados para compor o Fator de Priorização para Restauração $P = e^{(\beta_k / \beta_{area})}$

Tabela 8 – Peso dos critérios (F _X) - Restauração		
Variável	Níveis	F _X
Conservação do solo	Sem solo (maioria do terreno)	5,23
	Erosão laminar (maioria do terreno)	3,45
	Solo conservado	1,00
Vegetação Nativa/Exóticas	Exóticas (mais de 70%)	2,66
	Exóticas (entre 30% e 70%)	1,61
	Vegetação Nativa (mais de 70%)	1,00
Raridade da Fitofisionomia	Comum	1,00
	Rara	1,83
Recursos Hídricos	Sem ligação direta	1,00
	Área de recarga ou Mata Ciliar (APP)	4,00

A figura a seguir ilustra a variação na pontuação gerada por variações nos níveis dos atributos, seus pesos.

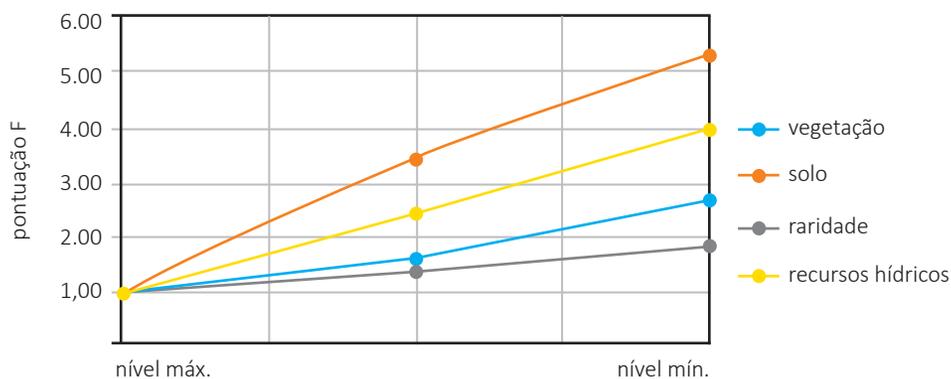


Figura 8 - Pesos dos Critérios para Restauração

A restauração tem uma dinâmica diferente da conservação, pois nela, já foi perdida alguma parte dos serviços ecossistêmicos nas áreas analisadas.

Novamente, o solo aparece como tendo maior peso, ou seja, deve ter prioridade para ser restaurado, pois é a base para que o ecossistema tenha sustentação. Com pesos semelhantes, aparece a melhoria da proporção de vegetação nativa e a priorização de áreas com relação com recursos hídricos, e por último, a raridade da fitofisionomia.

Por exemplo, segundo os resultados, a restauração de uma área sem solo teria uma taxa de compensação 50% menor (5,23/3,45) do que uma área com solo degradado por erosão. A decisão do empreendedor em como compensar, nesse caso, depende de seus custos de restauração, ou seja, caso o custo de restaurar uma área sem solo seja até 50% maior do que restaurar uma área com solo erodido, este optará pela primeira opção, caso contrário, pela segunda.

O Fator de Caracterização Ecológica é transformado aqui em um Fator de Priorização de Restauração (P), calculado segundo a seguinte fórmula:

Equação 2 – Construção do Fator de Priorização para Restauração

$$P = P_{\text{raridade}} * P_{\text{rec. hídrico}} * P_{\text{solo}} * P_{\text{vegetação}}$$

Em que as variáveis são todas binárias, ou seja, caso a característica ocorra no terreno a variável toma o valor igual a 1, e caso não ocorra, seu valor é igual a zero. No caso de solo, por exemplo, que tem 3 níveis, a lógica é a seguinte: caso o solo esteja conservado, as variáveis *solo.erosão* e *sem.solo* ficam como zero e, por isso, o componente *solo* não acrescenta nada a *F*. Caso o terreno seja caracterizado como *sem.solo*, a variável *solo.erosão* ficará automaticamente igual a zero, pois as características são mutuamente excludentes, sendo incluído então o valor de 5,23 ao cálculo de *F*.

A tabela a seguir mostra alguns cenários ecológicos para exemplificar a magnitude das taxas de compensação para restauração.

Tabela 9 – Exemplos de Cenários - Priorização para Restauração

Atributos				F. Caract Ecológica	Escala Simplificada
Solo	Vegetação	Raridade	Rec. Hídricos		
Sem Solo	>70% exóticas	Sim	Sim	101,64	5
Sem Solo	30% < Exóticas <70%	Sim	Sim	61,61	4
Erosão	30% < Exóticas <70%	Não	Sim	22,23	3
Erosão	>70% exóticas	Sim	Sim	16,76	
Sem Solo	>70% exóticas	Não	Não	13,93	2
Erosão	30% < Exóticas <70%	Sim	Não	10,16	
Erosão	>70% exóticas	Não	Não	9,18	1
Erosão	30% < Exóticas <70%	Não	Não	5,56	

A lógica dos valores descreve que os cenários com maior prioridade para restauração são aqueles com piores condições de solo e vegetação, ou seja, aqueles em que se pode ter o maior ganho marginal caso sejam restaurados, localizados em áreas de fitofisionomia rara e ligação direta com recursos hídricos.

O Fator de Priorização para Restauração (P) é uma escala criada em paralelo ao Fator de Caracterização Ecológica (F) devido aos diferentes efeitos esperados dos critérios avaliados sobre a escolha de se conservar ou restaurar uma área. No caso da conservação, quanto maior a qualidade do ecossistema e da raridade e ligação com recursos hídricos, melhor. Já no caso da restauração, a raridade e a ligação com recursos hídricos também é positiva, porém, a qualidade ambiental é negativamente relacionada à prioridade de restauração, pois o que se busca em uma área não é a qualidade ambiental em si, mas uma melhoria nessa qualidade, de uma qualidade baixa para um objetivo de qualidade alta.

O objetivo deste item, após já terem sido estimados os pesos à função P, é de relacionar o **ganho** ecológico de restauração (P) com a **perda** ecológica evitada pelo não desmatamento (- F).

Hipótese: O ganho ecológico em se restaurar uma área de Fator de Priorização (P) máximo (área com maior potencial de ganho ecológico) é igual ao ganho de evitar o desmatamento de uma área com o Fator de Caracterização Ecológica máxima.

Desse modo, quanto melhor a qualidade da área, menor é o ganho líquido pela restauração, assim como quanto pior a qualidade da área, menor é a perda pelo desmatamento.

No caso da restauração, o resultado esperado é alcançar um nível ecológico com solo conservado e com mais de 70% de vegetação nativa. O ganho líquido depende do ponto de partida, do nível da qualidade ambiental.

Para a comparação entre a escala do Fator de Caracterização Ecológica (F) com a escala do Fator de Priorização para Restauração (P), primeiramente faz-se um reescalonamento para que o F da área desmatada, que varia entre 370 e 1 passe a variar no mesmo intervalo de P, de 102 e 1 utilizando a relação: $F' = 1 + ((P-1)/0,27)$. Sugere-se que o limite de qualidade para restauração seja $P > 5$, ou seja, áreas com $P < 5$ não apresentam ganhos significativos por sua recuperação por já terem um bom padrão ecológico.

Equivalência Ecológica	F da Área Desmatada					
	F	370	222	158	78	48
P		102	62	44	22	14
P da Área Compensada	102	1,0	0,6	0,4	0,2	0,1
	62	1,7	1,0	0,7	0,4	0,2
	44	2,3	1,4	1,0	0,5	0,3
	22	4,6	2,8	2,0	1,0	0,6
	14	7,3	4,4	3,1	1,6	1,0
Fora do limite para conservação	1	102,0	61,6	44,0	22,0	14,0

Escolha entre Conservação e Restauração

Para fins de compensação por conservação, deve ser permitido apenas o uso de áreas de boa qualidade ecológica, enquanto para fins de restauração, deve ser permitido o uso de áreas de baixa qualidade para que haja um ganho líquido por sua recuperação. Para isso, deve se estabelecer um limite de qualidade, dado pelo Fator de Caracterização (F), que diferencie as áreas do DF entre áreas passíveis de compensação por conservação e áreas passíveis de compensação por restauração.

Para a definição da linha de corte entre o que poderá ou não ser considerado como uma área de interesse para conservação, foram observados os resultados da tabela 5, que traz exemplos de características de áreas e suas respectivas pontuações F. Uma área com características mínimas para conservação teria solos bem conservados e mais de 70% de vegetação nativa. Assim, a linha de corte definida considera como áreas próprias para a política de compensação por conservação áreas com F maior

do que 32. As áreas com F menor do que a linha de corte seriam disponibilizadas para compensação apenas por meio de restauração, devendo ser então avaliada sua prioridade pelo Fator de Priorização de Restauração (P). As áreas passíveis de restauração, por sua vez, devem ter um valor $P > 5$, ou seja, ter um solo minimamente degradado e com presença de espécies exóticas.

Uso de Multiplicadores e Limites para as Taxas de Compensação

Após o cálculo dos pesos iniciais, devem ser adotados multiplicadores e limites sobre as Taxas de Compensação para:

- Abarcar adicionalidade, risco e incerteza, relacionados, por exemplo, ao desmatamento na ausência de compensação, impactos indiretos do projeto principal, sucesso do projeto de compensação e a equivalência ecológica propriamente dita.
- Atingir o objetivo político de que nenhuma Taxa de Compensação seja menor que 1:1.
- Obter resultados ambientais positivos, além da “perda líquida zero”.

Um conceito importante para o cálculo dos benefícios de políticas de compensação é a *adicionalidade*. Este conceito se refere aos resultados ambientais líquidos gerados por um projeto em comparação aos resultados ambientais caso o projeto não ocorra, ou seja, busca contabilizar apenas os benefícios gerados em comparação a uma linha base, o *business as usual*.

Por exemplo, caso uma nova área conservada (compensada) esteja em uma área sem pressão por desmatamento, sua conservação será “redundante”, pois ela não seria, ou seria apenas em parte, desmatada no futuro. Se for esperado no futuro que metade da nova área conservada fosse desmatada caso não houvesse uma ação para sua conservação, então esta ação representa um ganho igual a metade da área total conservada. Nesse caso, para ajustar a equivalência ecológica à dinâmica de desmatamento adicional, seria necessário aplicar um multiplicador de 2 sobre a equivalência ecológica original, ou seja, para trocar áreas com as mesmas características ecológicas, a compensação teria de ser feita a uma taxa de 2:1 ao invés de 1:1. No caso de ser esperado, que apenas $\frac{1}{4}$ da área total seja desmatada sem política de conservação, então seriam necessários 4ha conservados para que a política gere uma proteção adicional de 1ha em relação à tendência base. Nesse caso, seria necessário o uso de um multiplicador igual a 4.

A política de compensação de São Paulo usa multiplicadores que variam entre 1 e 10 (SEPE et al., 2016), enquanto no Peru é utilizado um multiplicador igual a 6 (Ayllón et al., não publicado). No Distrito Federal, não há uma tendência clara para o desmatamento para o futuro, apesar da região sofrer fortes pressões, principalmente para expansão urbana. Assim, considera-se um multiplicador mínimo igual a 2, justificado pelo *risco e incerteza* da eficácia plena da abordagem de conservação.

Um segundo ponto se refere à lei do DF, que prevê que a área a ser compensada não pode ser menor do que a área desmatada. Assim, se um empreendedor desejar compensar em uma área de maior valor ecológico do que a que estiver sendo desmatada, ele deverá compensar na proporção de no mínimo 1:1.

Uma possibilidade seria utilizar a seguinte lógica para restringir Taxas de Compensação (Tc) menores do que 1:

$$\begin{array}{ll} \text{Se } F_c < F_d, & T_c = F_d / F_c \\ \text{Se } F_c \geq F_d, & T_c = 1 : 1 \end{array}$$

Em que:

Fd = Fator de Caracterização Ecológica da área a ser suprimida

Fc = Fator de Caracterização Ecológica da área a ser conservada

Outra opção envolve utilizar um *multiplicador geral* que garanta que nenhuma compensação seja menor que 1 para que não seja necessário o uso de um limite que barre artificialmente as taxas de compensação em 1:1, prejudicando os incentivos relativos dados pelas taxas de compensação originais. Esse valor multiplica todas as taxas de compensação pelo valor que garanta que a menor taxa de compensação seja igual a 1, no caso, multiplicando todas as taxas por 7.

Um terceiro ponto é que a política de compensação por conservação promove uma realocação das áreas de conservação (como a Reserva Legal), de áreas de interesse de desenvolvimento para áreas de interesse ecológico. Sem esse mecanismo, as áreas de conservação deveriam ser mantidas estritamente dentro de cada propriedade, gerando um maior custo para oportunidades de desenvolvimento e produção, ao mesmo tempo em que as áreas conservadas não estariam necessariamente em áreas de grande interesse ecológico. Assim, a política de compensação não gera necessariamente uma redução na área legalmente desmatada, mas sua realocação, como, por exemplo, no caso do total das áreas desmatadas serem compensadas por uma área de mesmo tamanho.

Conservação

Com base nas Taxas de Compensação originais (exemplo na tabela 6), calculadas segundo os pesos dados pela percepção do grupo de especialistas em Cerrado, deve ser adotado um *multiplicador* sobre as taxas de compensação originais, buscando gerar um ganho líquido de biodiversidade no longo prazo, aumentando a área legalmente preservada. Um objetivo do Governo do Distrito Federal é aumentar sua área de vegetação nativa de 40% para 50% do território. O uso de multiplicadores contribuirá para esta meta, além de ser uma margem de segurança sobre o risco e incerteza de que o processo de compensação seja eficaz e gere, no mínimo, a equivalência ecológica.

O segundo mecanismo utilizado é o de *limite* da taxa de compensação em 1:1. Quando a compensação é feita em terra de qualidade ecológica menor do que a desmatada, é exigido um adicional de área. Quando o oposto ocorre, desmatando uma área de pior qualidade do que a compensada, a proporção deve ser de, pelo menos, 1:1. A imposição do limite de 1:1 é devida ao risco e à incerteza ligados a se dar um desconto para compensação caso as características não sejam precisamente identificadas e monitoradas. Nessa configuração, o desenho da matriz mantém os incentivos de se compensar por áreas sem grande relevância ecológica, porém dá menos incentivos para que áreas de menor valor ecológico sejam desmatadas, pois suas taxas de compensação ficam com valores mais próximos às de áreas de médio valor ecológico.

Levando em conta estas considerações, são apresentadas duas opções para a calibração das taxas de compensação: (1) O uso de um multiplicador geral para aumentar as taxas de compensação de modo que a menor taxa possível seja igual a 1:1; (2) O uso de um multiplicador mínimo, que por si só não garante que todas as taxas de compensação sejam maiores do que 1:1, e que por isso é combinado ao barramento citado anteriormente, que limita as taxas menores a 1 a serem iguais a 1:1.

Nas matrizes a seguir, a diagonal em negrito representa a compensação de áreas de mesma característica ecológica. A primeira matriz apresenta exemplos de resultados da equivalência ecológica originalmente calculada. A segunda matriz utiliza um multiplicador igual a 2, ou seja, caso seja desmatada uma área de 1ha de Cerrado e esta seja compensada pela conservação de uma área de igual qualidade, deverão ser preservados 2ha. A matriz a seguir é um exemplo que apresenta as taxas de compensação da combinação de diferentes categorias simplificadas de característica ecológica.

Tabela 11 – Taxas de Compensação – Conservação - Original						
Equivalência Ecológica		Característica da Área Desmatada				
		5	4	3	2	1
Área Compensada	5	1,0	0,6	0,3	0,1	0,1
	4	1,8	1,0	0,5	0,3	0,2
	3	3,9	2,2	1,0	0,6	0,3
	2	6,7	3,8	1,7	1,0	0,6
Fora do limite para conservação	1	11,6	6,6	3,0	1,7	1,0

O uso do multiplicador igual a 7 faz com que a compensação de área por área de igual característica ecológica ocorra a uma taxa de 7:1. Essa abordagem mantém a **estrutura de incentivos** original, mantendo as proporções originais entre todas as taxas de compensação, fazendo com que sempre haja incentivos para desmatar áreas de menor qualidade e compensar em áreas de maior qualidade, dando também maior margem de proteção contra os riscos de eficácia da política. Assim, os altos valores da parte inferior esquerda, que buscam desincentivar economicamente esse tipo de troca, dificilmente ocorreriam na prática, pois o empreendedor tem a liberdade e o interesse econômico de se posicionar na parte superior direita da matriz.

Tabela 12 – Taxas de Compensação com ajuste mantendo estrutura de incentivos – Conservação						
		Característica da Área Desmatada				
		5	4	3	2	1
Área Compensada	5	7.0	5.5	3.2	1.8	1.1
	4	8.9	7.0	4.0	2.3	1.3
	3	15.4	12.1	7.0	4.0	2.3
	2	26.9	21.1	12.2	7.0	4.1
Fora do limite para conservação	1	46.2	36.3	21.0	12.0	7.0

A segunda abordagem é justificada como uma maneira de levar em consideração os temas de risco e adicionalidade. Porém, ela muda parte da estrutura de incentivos, pois mantém parte das taxas de compensação com valores fixos iguais a 1:1, que de outra maneira dariam um maior “desconto” para se desmatar em áreas degradadas e compensar em áreas de alto valor.

Tabela 13 – Taxas de Compensação com ajuste mínimo – Conservação

		Característica da Área Desmatada				
		5	4	3	2	1
Área Compensada	5	2,0	1,1	1,0	1,0	1,0
	4	3,5	2,0	1,0	1,0	1,0
	3	7,7	4,4	2,0	1,1	1,0
	2	13,5	7,7	3,5	2,0	1,2
Fora do limite para conservação	1	23,1	13,2	6,0	3,4	2,0

Restauração

A restauração não envolve adicionalidade, pois novos *habitats* são criados por esta abordagem. O ganho ecológico dependerá do nível ecológico inicial e final da área restaurada, que já foi incorporado no Fator P de priorização para restauração.

A diferença vem do período em que o ganho ecológico demora a ocorrer. Em análises custo- benefício, é aplicado o conceito de taxa de desconto para a comparação de valores que ocorrem em diferentes períodos de tempo. Seguindo uma taxa de desconto livre de risco usualmente utilizada, de 3% ao ano (Damodaran, 2004), um resultado ecológico gerado após 25 anos¹¹ teria metade do valor de um benefício ecológico gerado no presente¹². Assim, pode se defender o uso de um multiplicador mínimo igual a 2 sobre o nível de equivalência ecológica, ou seja, o benefício da restauração “instantânea” de 1ha equivale aproximadamente ao benefício da restauração de 2ha daqui 25 anos.

Além disso, muitas das outras incertezas discutidas acima referem-se também à restauração, e os objetivos políticos permanecem os mesmos. Consequentemente, para considerar os mesmos dois ajustamentos de política: o primeiro um multiplicador igual a 7, que faz com o menor nível de taxa de compensação seja 1:1, preservando todas como proporções entre elas, e o segundo igual a 2 mais o mesmo requisito que nenhuma taxa de compensação seja inferior a 1: 1.

11 O período de crescimento de uma espécie vegetal de crescimento moderado é de cerca de 21 anos (Instituto Escolhas, 2016)

12 Dado pela fórmula $VP = \frac{VF}{1 + i^n}$, em que VP = Valor Presente; VF = Valor Futuro; i = taxa de desconto; n = período de anos

Para a compensação por restauração foi aplicado o mesmo multiplicador da compensação por conservação, igual a 2, e um multiplicador igual a 7, que faz com que o menor nível de taxa de compensação seja 1, preservando todas as proporções entre elas. A tabela a seguir mostra as Taxas de Compensação para Restauração, que dependem da caracterização ecológica da área desmatada (F) e das características das áreas passíveis de serem restauradas, segundo a escala (P).

Tabela 14 – Taxa de Compensação – Restauração - Original						
		F da Área Desmatada				
		5	4	3	2	1
P da Área Recuperada	5	1,0	0,6	0,4	0,2	0,1
	4	1,7	1,0	0,7	0,4	0,2
	3	2,3	1,4	1,0	0,5	0,3
	2	4,6	2,8	2,0	1,0	0,6
	1	7,3	4,4	3,1	1,6	1,0
Fora do limite para conservação	1	102,0	61,6	44,0	22,0	14,0

Tabela 15 – Taxas de Compensação com ajuste mantendo estrutura de incentivos - Restauração						
		F da Área Desmatada				
		5	4	3	2	1
P da Área Recuperada	5	7,0	4,2	3,0	1,5	1,0
	4	11,6	7,0	5,0	2,5	1,6
	3	16,2	9,8	7,0	3,5	2,2
	2	32,5	19,6	14,0	7,0	4,5
	1	51,0	30,8	22,0	11,0	7,0
Fora do limite para conservação	1	714,0	431,3	308,0	154,0	98,0

Tabela 16 – Taxas de Compensação com ajuste mínimo - Restauração						
		Área Desmatada				
		5	4	3	2	1
Área Recuperada	5	2,0	1,2	1,0	1,0	1,0
	4	3,3	2,0	1,4	1,0	1,0
	3	4,6	2,8	2,0	1,0	1,0
	2	9,3	5,6	4,0	2,0	1,3
	1	14,6	8,8	6,3	3,1	2,0
Fora do limite para conservação	0	204,0	123,2	88,0	44,0	28,0



Ánalyse de custos da política

Esta seção busca exemplificar os ganhos do novo desenho da política segundo uma análise custo-efetividade. Foi feita uma comparação entre os custos estimados da política atual versus os custos da nova política de compensação.

Para a política atual, que tem como base o número de indivíduos arbóreos suprimidos, foram consideradas três estimativas. As duas primeiras partem da hipótese sobre a densidade de indivíduos arbóreos, definida com base em um espaçamento de 4m x 4m, ou 625 indivíduos por hectare, sendo a taxa de compensação de 30:1. O primeiro cenário considera o custo das mudas de R\$18, e o segundo, R\$40 por muda, o preço praticado pela Novacap (Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil) atualmente que inclui custos indiretos como o preparo do solo, replantio e condução. O terceiro cenário considera um custo de restauração baseado em hectares, de R\$25.000/ha, baseado no Instituto Escolhas (2016), com a taxa de compensação de 30:1, que acabou por ter o mesmo custo do cenário de R\$40 por muda.

Para a política proposta, foram abordados três cenários, dois para restauração e um para conservação, todos com taxas de compensação variáveis.

A restauração no DF pode ser feita de duas maneiras. Comprando uma terra degradada e recuperando-a; ou recuperando uma terra de algum devedor de restauração de antes de 2002, assim como recuperando alguma área de Unidade de Conservação (ambas abordagens permitidas atualmente pela lei do DF), sendo que na segunda abordagem não é preciso haver o custo de compra da terra, pois está se dividindo o custo da restauração – o devedor antigo arca com o custo de oportunidade da terra, enquanto o novo devedor arca com o custo de recuperação.

O custo da política de compensação por conservação é estimado com base no *custo de oportunidade da terra* em diferentes usos. É utilizada a hipótese de que o *preço* da terra reflete seu maior valor de uso, sendo usado como *proxy* para seu custo de oportunidade.

O custo da política de compensação por restauração inclui, além do custo da terra, o *custo de restauração*. As *taxas de compensação*, que variam com as características ecológicas das áreas desmatadas e compensadas, são variáveis chave que atuam como multiplicadores dos custos.

Para o Distrito Federal, foram conseguidos valores de imóveis rurais no distrito federal, fornecidos pela Terracap (Agência de Desenvolvimento do Distrito Fe-

deral), que apontavam para valores ao redor de R\$16.000/ha para diversas áreas do Distrito Federal, porém, não havendo a caracterização da área entre agrícola ou com vegetação nativa. Por isso, será feita uma análise de sensibilidade com o valor de terra não agrícola do entorno do DF a R\$4.000/ha¹³ e a R\$16.000/ha, conforme dados da Terracap.

Os custos de restauração adotados são aproximações dos valores dados pela publicação do Instituto Escolhas (2016) para “Área total de plantio de mudas nativas”. Para conservação, foi adotado o custo médio de cercamento dado pela mesma publicação.

Tabela 17 – Taxas de Compensação com ajuste mínimo - Restauração

Custo de Restauração (plantio de mudas)	R\$ 25.000 /ha
Custo de Restauração (adensamento + enriquecimento)	R\$10.000 /ha
Custo de Conservação (cercamento)	R\$3.000 /ha

Estes custos foram calculados para restauração na Amazônia e na Mata Atlântica. Pela falta de fontes sobre custos específicos para o Cerrado, foram usados os mesmos valores, apesar destes certamente variarem entre Biomas.

Buscou-se fazer uma análise de sensibilidade com os custos de compensação sob distintos multiplicadores, além de considerar diferentes custos de oportunidade. Para conservação, considera-se que será comprada uma terra com vegetação nativa no valor de R\$16.000/ha e R\$4.000/ha.¹⁴

O *custo de restauração* da política atual, com uma taxa de 30:1¹⁵, fica em torno de R\$750.000 por hectare desmatado, considerando o desmatamento de um Cerrado de baixa densidade, com 625 indivíduos arbóreos por hectare, e o custo da muda a R\$40. Considerando um valor “otimista” do custo de mudas em R\$18, a política teria um custo de R\$337.500 por hectare.

A tabela 18 mostra os custos segundo possíveis configurações de políticas de compensação por conservação e por restauração por plantio de mudas. São avaliados dois níveis de Taxas de Compensação, baseados nos multiplicadores de 7:1 e de 2:1.

13 Valor de 2014 corrigido pela inflação para 2015.

14 Membros da Aliança Cerrado dizem ser improvável encontrar terras dentro do DF a R\$4.000/ha, mesmo para vegetação nativa, sendo mais provável o cenário de R\$16.000/ha.

15 A taxa se refere a indivíduos arbóreos, sendo aqui adaptada diretamente para hectares.

Tabela 18 – Custos da Política de Compensação (Reais por hectare desmatado)

Tipo de Compensação	Taxa de Compensação	Custo Total (R\$)
Restauração: plantio de mudas	2:1	50.000
	7:1	175.000
Conservação: Compra de terra com vegetação nativa (R\$16.000/ha) e conservação (R\$3.000/ha)	2:1	38.000
	7:1	133.000
Conservação: Compra de terra com vegetação nativa (R\$4.000/ha) e conservação (R\$3.000/ha)	2:1	14.000
	7:1	49.000

O empreendedor que desejar compensar por meio de restauração, abrirá mão do uso ou da própria terra, ou poderá recorrer à restauração de Unidades de Conservação ou propriedades que estejam em débito de compensação antes de 2002, o que os isenta do custo da terra nesse caso. O custo de restauração é fixado em R\$25.000/ha pelo método de plantio de mudas. Caso a taxa de compensação seja, por exemplo, de 7:1, esse custo chegaria a R\$175.000.

Com a flexibilização que permite a compensação por *conservação*, possibilitando a compra de terras com vegetação nativa, há a possibilidade de ganhos econômicos em relação à abordagem de restauração. Mesmo considerando um custo de terra no DF de R\$16.000/ha e o custo de cercamento a R\$3.000/ha, a compensação por conservação teria um custo de R\$19.000/ha.

Como ilustração, a figura abaixo propõe uma relação linear simplificada das abordagens para diferentes taxas de compensação, assim como o nível estimado fixo para a política atual.

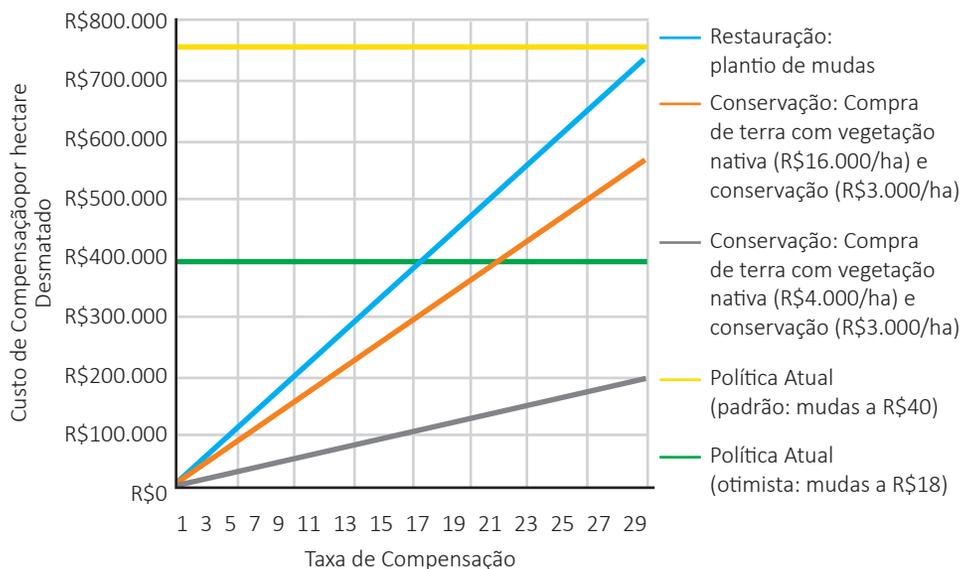


Figura 9 - Custo de Compensações por hectare desmatado

A figura mostra que a proposta de política de compensação por restauração e por conservação apresentam custos significativamente menores do que a configuração política atual, mesmo no cenário com custos otimistas, com a abordagem de conservação se igualando em custos quando a taxa de compensação for de 20:1 para conservação em terras com valor de R\$16.000/ha e 14:1 para restauração com mudas a R\$40. O mecanismo proposto faz com que os custos cresçam conforme a taxa de compensação aumenta, desincentivando que empreendedores optem por fazerem trocas de, por exemplo, terras de alta qualidade ecológica por terras de baixa qualidade ecológica. Assim, o mais vantajoso do ponto de vista de custos é: priorizar, quando imprescindível, o desmatamento de áreas de baixa qualidade, já degradadas; priorizar a conservação de áreas de alta relevância ecológica; priorizar a restauração de áreas degradadas mas com alto potencial ecológico.

A figura permite observar, por exemplo, que o uso da abordagem de conservação a uma taxa de 4:1 tem um custo semelhante à abordagem de restauração por plantio de mudas a uma taxa de 1:1, deixando o empreendedor próximo a estar indiferente entre as duas abordagens. Isso gera insumos para uma reflexão sobre a possível equivalência ecológica entre se recuperar 1ha de área degradada versus conservar 4ha de vegetação nativa.

Passo a passo do processo de decisão

O desenho do mecanismo de compensação faz com que os pesos calibrem os potenciais benefícios da compensação – quanto mais relevante uma área é do ponto de vista ecológico, maior é o benefício de sua conservação, sendo recompensada pelo requerimento de uma menor taxa de compensação; assim como, quanto maiores os ganhos ecológicos esperados para a restauração de uma área, menor será a taxa de compensação exigida. Dado o padrão estabelecido de benefícios ecológicos, o empreendedor poderá balizar uma análise custo- benefício comparando diversas áreas e tecnologias de restauração e conservação possíveis de modo a minimizar seus custos. Assim, conforme mude a disponibilidade de áreas e as tecnologias disponíveis, é esperado que também se alterem as soluções ótimas para os empreendedores.

Primeiramente, deve ser atribuído um valor F à área de projeto a ser desmatada, dado pelos pesos estimados segundo o processo de facilitação com os especialistas em Cerrado. Quanto maior o F , maior é seu valor ecológico, e maior será a taxa de compensação a ser exigida. Os valores F são obtidos pela multiplicação das pontuações dos critérios de equivalência ecológica segundo a fórmula:

$$F = F_{\text{raridade}} * F_{\text{rec. hídrico}} * F_{\text{solo}} * F_{\text{vegetação}}$$

Em que são multiplicadas as pontuações F_x referentes aos níveis de cada um dos 4 critérios apresentados na tabela 20 abaixo.

Tabela 19 – Peso dos critérios (F_x) – Equivalência Ecológica		
Variável	Níveis	F_x
Conservação do Solo	Sem solo (maioria do terreno)	1,00
	Erosão laminar (maioria do terreno)	2,23
	Solo conservado	11,44
Vegetação Nativa/Exóticas	Exóticas (mais de 70%)	1,00
	Exóticas (entre 30% e 70%) (50%)	2,15
	Vegetação Nativa (mais de 70%)	4,80
Raridade da Fitofisionomia	Comum	1,00
	Rara	1,76
Recursos Hídricos	Sem ligação direta	1,00
	Área de recarga ou Mata Ciliar (APP)	3,84

O segundo passo é avaliar as alternativas de compensação (conservação ou restauração). Áreas de boa qualidade ambiental (linha de corte $F \geq 54$) podem ser usadas para compensação por conservação, enquanto áreas com baixa qualidade ambiental ($F < 54$) podem ser utilizadas para compensação por restauração.

Do ponto de vista do empreendedor, que busca minimizar seus custos, sua decisão dependerá das taxas de compensação exigidas e dos custos da terra e das técnicas de manejo e restauração. Quanto maior o F da área conservada, maior é sua relevância ecológica, e menor será a taxa de compensação exigida. Quanto maior o P (inversamente proporcional a F), maior será o benefício gerado pela restauração, e menor será a taxa de compensação exigida.

A Taxa de Compensação por Conservação (Tcc) é calculada segundo a fórmula:

$$Tcc = M * Fd / Fc$$

- Fd = Fator de Caracterização Ecológica da Área Desmatada
- Fc = Fator de Caracterização Ecológica da Área a ser Conservada
- M = multiplicador adotado pela política de compensação

A Taxa de Compensação por Restauração (Tcr) é calculada segundo a fórmula:

$$Tcr = M' * Fd / F'$$

- Fd' = Fator de Caracterização Ecológica da Área Desmatada
- F' = Fator de Priorização para Restauração P reescalado para escala F
- M' = multiplicador adotado pela política para restauração

O Fator de Priorização para Restauração é calculado pela multiplicação dos valores dos critérios para Restauração segundo a fórmula:

$$P = P_{\text{rabilidade}} * P_{\text{rec. hídrico}} * P_{\text{solo}} * P_{\text{vegetação}}$$

Em que são multiplicadas as pontuações F_x referentes aos níveis de cada um dos 4 critérios apresentados na tabela 21.

Tabela 20 - Peso dos critérios (P_x) – Priorização de Restauração		
Variável	Níveis	F_x
Conservação do Solo	Sem solo (maioria do terreno)	5,23
	Erosão laminar (maioria do terreno)	3,45
	Solo conservado	1,00
Vegetação Nativa/Exóticas	Exóticas (mais de 70%)	2,66
	Exóticas (entre 30% e 70%) (50%)	1,61
	Vegetação Nativa (mais de 70%)	1,00
Raridade da Fitofisionomia	Comum	1,00
	Rara	1,83
Recursos Hídricos	Sem ligação direta	1,00
	Área de recarga ou Mata Ciliar (APP)	4,00

Após o cálculo do valor P , este deve ser reescalado para a escala F segundo a seguinte relação:

$$F' = 1 + ((P-1)/0,27)$$

Por último, devem ser avaliados os custos que cada área a ser compensada teria, que depende do valor da terra e do valor dos custos de restauração e manejo. A alternativa com o menor custo será a escolhida pelo empreendedor.

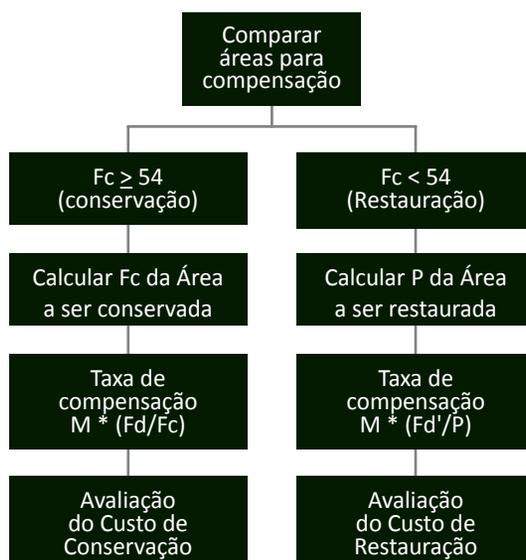


Figura 10 – Passo a passo para escolha de abordagem (Conservação x Restauração)

A equação final para o cálculo do custo total da compensação seria:

$$C = A * Tc * (Cc + Ct)$$

Em que:

C = Custo de Compensação A = Área Desmatada

Tc = Taxa de Compensação

Cc = Custo por hectare de restauração ou conservação Ct = Custo por hectare da terra para compensação



Conclusões

O método de experimento de escolha utilizado para o cálculo das taxas de compensação e definição dos níveis de equivalência ecológica teve como base a percepção e experiência de atores de diferentes instituições que trabalham e tem relação com o bioma Cerrado. O conceito utilizado para o cálculo dos níveis de equivalência ecológica é o da *Taxa Marginal de Substituição*, conceito econômico que mede o número de unidades de um bem A que se está disposto a abrir mão por uma unidade de um bem B para manter o nível de satisfação (utilidade) constante. No caso, essas taxas são as que mantêm a *equivalência ecológica* entre áreas com diferentes características.

Foram avaliados dois padrões de compensação: uma para conservação e outro para restauração. O primeiro se refere à equivalência ecológica, enquanto o segundo trata de pesos para a priorização de áreas para restauração. Como resultado, foram construídas fórmulas que permitem calcular as taxas de compensação entre quaisquer tipos de área descritas segundo os critérios propostos. Foi notado nas primeiras dinâmicas que dificilmente os participantes estavam dispostos a trocar áreas na proporção de 4:1. Entretanto, em casos extremos de comparação, por exemplo, entre áreas normais versus áreas sem solo, essa relação pode ser muito maior, indicando trocas virtualmente indesejáveis. Os resultados mostram, por exemplo, que a compensação por *conservação* de uma área em APP por uma área fora de APP ocorreria a uma taxa de 3,8 :1; entre uma área com vegetação rara por uma área de vegetação comum, a uma taxa de 1,7 :1. Entre uma área sem espécies exóticas por uma área com mais 70% de espécies exóticas, a uma taxa de 4,8 :1. Entre uma área com solo bem conservado por uma área sem solo, a uma taxa de 11,4 :1.

O desenho do mecanismo fez avanços no sentido de considerar não só as características da área desmatada - como foi apresentado no caso da Colômbia, que atribuiu uma diferença de valores de até 10:1 - mas também considerar as características das áreas a serem compensadas, o que fornece incentivos para a alocação de vegetação natural em áreas ecologicamente prioritárias. Essa comparação entre duas áreas mostra que é possível atribuir proporções de valor muito acima de 1:10, como é o caso da legislação de São Paulo, que tem taxas de mais de 45:1 (SEPE et al., 2016). Limites de qualidade podem ser atribuídos para caracterizar áreas próprias para compensação por conservação ou restauração, limitando indiretamente as taxas máximas de compensação. Nesse aspecto, o experimento contribuiu para a discussão das proporções adotadas em outros países, que em geral chegam a valores de até 10:1.

O processo de decisão dos empreendedores envolve a minimização de custos, ou seja, este escolherá entre a abordagem de conservar ou restaurar dependendo dos



custos de cada uma delas, que por sua vez dependem das taxas de compensação atribuídas a cada abordagem. Taxas de compensação extremamente elevadas mostram trocas que são ecologicamente indesejáveis, tornando-as também economicamente inviáveis, atuando assim como *incentivos econômicos* para que empreendedores priorizem áreas já degradadas para seus projetos, e áreas de alta prioridade ecológica para compensação.

A política de compensação busca, a princípio, que haja a equivalência ecológica entre aquilo

que se perde e o que se ganha. Entretanto, é possível que o órgão público queira ir além, fazendo com que haja ganhos líquidos de biodiversidade. Dado o contexto do Distrito Federal, em que há uma lei que define que 50% da área do DF seja composta por vegetação nativa (contra os atuais 40%), a aplicação de multiplicadores para contribuir para que se alcancem ganhos líquidos nesse sentido.

A recomendação deste estudo é que seja utilizado o multiplicador que faz com que trocas de áreas com características ecológicas iguais seja feita a uma taxa de 7:1, abordagem que mantém a estrutura de incentivos e as proporções entre as taxas de compensação, contribuindo para o alcance das metas políticas de conservação, e ainda assim permitindo que sejam escolhidas alternativas com taxas de compensação desde 1:1. A análise de custos indica que existe margem para o uso deste multiplicador, sendo o custo com a lei flexível devido à flexibilidade das taxas de compensação, que se manteria ainda assim os custos da política proposta muito abaixo dos da política de compensação atual. Caso este valor não seja politicamente razoável, o uso de um multiplicador igual a dois, combinado com o limite de taxa mínima de 1:1 ainda assim contribuiria para os objetivos de política de conservação, apresentando custos ainda menores para os empreendedores.

A análise preliminar de custos feita pelo estudo mostra que a flexibilização da lei de compensação florestal, por considerar a equivalência ecológica, deve gerar ganhos

econômicos sem prejudicar o nível de qualidade ecológica do DF. Foi visto que a recuperação de 1ha pode ter custos próximos aos da conservação de 1ha nos moldes atuais, em que aquele que restaura não tem que arcar com o custo da terra, mas apenas da restauração em si, enquanto para conservação é necessário que se compre terras para compensação. Foi visto também que o custo da nova política, mesmo com uma taxa de compensação média de 7:1, pode custar ao empreendedor menos da metade do valor da política atual.

Como recomendações para futuros estudos, é possível trabalhar com um refinamento dos critérios utilizados no modelo, discutindo, a partir destes resultados, os níveis dos atributos considerados, assim como a inclusão ou não de outros critérios. Deve ser estudado também em maior profundidade os impactos de diferentes níveis de multiplicadores sobre a dinâmica de uso do solo, pois estes podem ser utilizados para atuar como instrumento para o alcance de metas de conservação da biodiversidade. Para isso, é necessário também uma análise especializada dos custos de oportunidade da terra, que permita prever os padrões de uso do solo e o potencial dos mercados de compensação nos estados brasileiros.

O piloto aqui feito para o Distrito Federal abre possibilidades para que o mecanismo seja aprimorado e replicado em escala no bioma Cerrado. A partir dos resultados sobre os níveis de equivalência ecológica, podem também ser combinados critérios sociais e econômicos para o refinamento de políticas de zoneamento ecológico econômico, assim como para a definição de incentivos sobre áreas prioritárias para biodiversidade e serviços ecossistêmicos. O uso de uma fórmula robusta para a definição dos termos de troca que mantenham a equivalência ambiental é um mecanismo que permite que os atores tenham clareza sobre os custos e benefícios de suas escolhas, internalizando em suas decisões aspectos ambientais que, de outro modo, seriam ignorados. Assim, permite que o mercado seja capaz de gerar decisões mais eficientes do ponto de vista ambiental, por meio de um instrumento flexível capaz de também minimizar os custos de econômicos para os agentes envolvidos.



Bibliografia

AYLLÓN, J. C., ESCALAS, A., ESCOBEDO, A., MITCHELL, R. Y VALLEJOS, C. “Estudios de caso para el desarrollo de la compensación ambiental en el Peru”. No prelo.

BULL, J.W., SUTTLE, K.B., GORDON, A., SINGH, N.J., MILNER-GULLAND, E.J. “Biodiversity offsets in theory and practice”. *Oryx* 47 (3), 369–380, 2013.

BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme). “Biodiversity Offset Design Handbook- Updated”. BBOP, Washington, D.C, 2012.

DAMODARAN A. - “Finanças Corporativas: Teoria e Prática”, Bookman, 2004.

DUKE, G., TEN KATE, K. 2014. “Exploring lessons learned from biodiversity offsetting markets in other countries that could inform appraisal of options for delivering offsets in England. Final report to DEFRA”. Forest Trends, Washington DC, 2014.

HAAB e MCCONNELL “Valuing Environmental and Natural Resources: The Econometrics of Non-Market Valuation”. *New Horizons in Environmental Economics*. 2002.

INSTITUTO ESCOLHAS, “Quanto o Brasil precisa investir para recuperar 12 milhões de hectares de floresta?”, 2016.

LOUVRIERE, J. D HENSHER. e J SWAIT. *Stated Choice Methods: Analysis and Application*. Cambridge University Press. (2000).

MCGARIGAL K, MARKS, B. “Spatial Patter Analysis Program for Quantifying Landscape Structure”, 1994.

MCKENNEY, B., KIESECKER, J. “Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks”. *Environmental management*, 45:165-176, 2010.

MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE DE COLOMBIA. “Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidade”, 2012.

QUÉNTIER. F e LAVOREL. S. “Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions”. *Biological Conservation*. 2011.

SEPE, P. M., PEREIRA, H.M.; BELLENZANI, M.L., “O novo Código Florestal e sua aplicação em áreas urbanas: uma tentativa de superação de conflitos?” 3º Seminário Nacional sobre o Tratamento de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano e Restrições Ambientais ao Parcelamento do Solo, 2016.

TEEB. *A Quick Guide: The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy*. 2010.

TRAIN. K. E. “Discrete Choice Methods with Simulation”. Cambridge University Press; 2º edição. 2009.



Anexo

Processo de facilitação

A reunião e o processo de facilitação teve como objetivo contextualizar e realizar o processo participativo de discussão e coleta de dados junto aos especialistas da Aliança Cerrado para o cálculo dos pesos da fórmula de equivalência ecológica por meio da aplicação de um experimento de escolha. A reunião ocorreu no dia 27/10/2016 entre as 9:00h e 12:00 horas no auditório da Terracap. Brasília-DF.

Estavam presentes 15 participantes, sendo 12 da Aliança Cerrado e de instituições como SEMA-DF, ICMBio, Caesb (Companhia de água do DF), Terracap (Agência de desenvolvimento urbano do DF), Infraero, Jardim Botânico de Brasília-Cer-ratense, além de participantes de fora da Aliança Cerrado que contribuíram para o processo: GIZ e MMA.



O processo foi conduzido pelo consultor da CSF Pedro Gasparinetti, com a abertura da reunião sendo feita por Raul do Valle, da Secretaria de Meio Ambiente do DF, e apresentação de detalhes sobre os critérios por Alexandre Sampaio, do ICMBio.



A apresentação contou com uma contextualização sobre mecanismos de compensação ambiental. Exemplos de compensação florestal da Colômbia e de São Paulo foram apresentados, assim como uma introdução sobre o Método de Experimento de Escolha. Foram apresentados ao todo 40 conjuntos de escolhas. Cada um desses composto por 3 cenários alternativos. Para cada conjunto de escolha foram perguntadas duas questões: Qual cenário seria ecologicamente mais importante de ser conservado; e qual o cenário seria ecologicamente mais importante de ser restaurado.

Assim, foram focados os benefícios ecológicos diretos e indiretos que os cenários poderiam gerar segundo a percepção dos especialistas ali presentes, não considerando, por exemplo, diferenças nos custos de restauração entre cenários, mas apenas as diferenças nos benefícios ecológicos.

Os cenários foram apresentados utilizando o projetor do auditório e as respostas individuais dos participantes foram coletadas em papel para todos os 40 conjuntos de escolha.

Para o aprendizado sobre o método e sobre a importância relativa dos critérios, os primeiros 5 conjuntos de escolha foram discutidos abertamente entre os participantes em que cada um defendia uma perspectiva do porquê, por exemplo, o cenário A seria mais desejável do que o cenário B e vice-versa. Após as primeiras rodadas de aprendizado, a discussão era aberta apenas quando solicitada pelos participantes.

Os participantes trouxeram contribuições durante o processo, como, por exemplo, ressaltar que o critério de raridade da fitofisionomia traz benefícios indiretos para o setor de turismo e que a companhia de abastecimento de água estaria interessada que o peso para o critério “recursos hídricos” fosse o maior. Foi questionada a possível forte correlação entre os critérios de qualidade ambiental de “porcentagem de vegetação nativa/exóticas” com a “presença de fontes de regeneração” e “estado de conservação do solo”, onde seria muito improvável encontrar um local com dominância de vegetação nativa e solo não conservado. Este tema havia sido discutido previamente na fase de ajuste do modelo com os especialistas do MMA e ICMBio, em que havia sido optado por manter esta separação ainda que no futuro poderia ser considerado juntar estes critérios em um só ou fazer adaptações no modelo estatístico de modo a interagir estes itens para se atingir resultados consistentes.

Os resultados foram a produção estruturada de dados a serem usados para a análise estatística que dará suporte à definição dos pesos da fórmula de equivalência ecológica para a Lei de Compensação Floresta do DF. Como resultados indiretos,

a reunião também forneceu insumos para o debate sobre os critérios a serem considerados no decreto.

Lista de Participantes:

Raul Silva Telles do Valle – Secretaria de Meio Ambiente do DF

Leonel Graça Generoso Pereira – SEMA-DF

Alexandre Sampaio – ICMBio

Otávio Ferrarini – Ministério do Meio Ambiente

Luana Duarte – Ministério do Meio Ambiente

Manuela Reinhard – Cooperação Alemã para o Desenvolvimento Sustentável (GIZ)

Rafael Poubel – Jardim Botânico de Brasília – Cerratus

Juliana Júnia – Infraero

Clarine Rocha – IBRAM

Luiz Fernando – IBRAM

Caio César Teobaldo – CAESB

Iuri Manno - Terracap

Allan Guimarães Diógenes - Terracap

João – Terracap

Mirella Ritter – Urbanizadora Paranoazinho

Crédito das fotografias:

Capa e páginas 6, 32, 38 e 78 - Pedro Gasparinetti

Página 4 - JooGabriel, Fotolia

Páginas 9, 42 e 45- Barkstudio, Fotolia

Página 18, 19 e 62 - Frederico Lorca

Página 22 - diegopontes7170, Fotolia

Página 71 - Waldemar Seehagen, Fotolia

Página 73 - Daniel Scherrer

Página 75 - estudiogangorra, Fotolia

Página 77 - Pedro H C Pinehiro, Fotolia

Séries técnicas anteriores:

Estes documentos podem ser acessados no site:
www.conservation-strategy.org

Edição 1 – Análise de viabilidade sócio-econômico-ambiental de transposição de águas de bacia do Rio Tocantins para Rio São Francisco na região do Jalapão/TO (2002). Fani Mamede, Paulo Garcia e Wilson Cabral de Souza Júnior.

Edição 2 – Valoração econômica do Parque Estadual Morro do Diabolo (SP) (2003). Cristina Adams, Cristina Aznar, Ronaldo Serôa da Motta, Ramón Ortiz e John Reid.

Edição 3 – Pavimentação da BR-163 e os desafios à sustentabilidade: uma análise econômica, social e ambiental (2005). Ane Alencar, Laurent Micol, John Reid, Marcos Amend, Marília Oliveira, Vivian Zeideman e Wilson Cabral De Sousa.

Edição 4 – Custos e benefícios do complexo hidrelétrico Belo Monte: Uma abordagem econômico-ambiental (2006). Wilson Cabral de Souza Júnior, John Reid e Neidja Cristiane Silvestre Leitão.

Edição 5 – Beneficios económicos regionales generados por la conservación: el caso del Madidi (2006). Leonardo C. Fleck, Marcos Amend, Lilian Painter e John Reid.

Edição 6 – Una carretera a través del Madidi: un análisis económico ambiental (2006). Leonardo C. Fleck, Lilian Painter, John Reid e Marcos Amend.

Edição extra – Análisis de costo beneficio de cuatro proyectos hidroeléctricos en la cuenca de Changuinola-Taribe (2006). Sarah Cordero, Ricardo Montenegro, Maribel Mafla, Irene Burgués e John Reid.

Edição 7 – Efectos de los proyectos de energía y transporte en la expansión del cultivo de soja en la cuenca del río Madeira (2007). Maria Del Carmen Vera-Díaz, John Reid, Britaldo Soares Filho, Robert Kaufmann e Leonardo C. Fleck.

Edição 8 – Análisis económico y ambiental de carreteras propuestas dentro de la Reserva de la Biosfera Maya (2007). Víctor Hugo Ramos, Irene Burgués, Leonardo C. Fleck, Gerardo Paiz, Piedad Espinosa, e John Reid.

Edição 9 – Análisis ambiental y económico de proyectos carreteros en la Selva Maya, un estudio a escala regional (2007). Dalia Amor Conde, Irene Burgués, Leonardo C. Fleck, Carlos Manterota e John Reid.

Edição 10 – Tenosique: análisis económico-ambiental de un proyecto hidroeléctrico en el Río Usumacinta (2007). Israel Amescua, Gerardo Carreón, Javier Marquez, Rosa Maria Vidal, Irene Burgués, Sarah Cordero e John Reid.

Edição 11 – Critérios econômicos para a aplicação do Princípio do Protetor-Recebedor; estudo de caso do Parque Estadual dos Três Picos (2007). Juliana Strobel, Wilson Cabral De Souza Júnior, Ronaldo Seroa Da Motta, Marcos Amend e Demerval Gonçalves.

Edição 12 – Carreteras y Áreas Protegidas: un análisis económico integrado de proyectos en el norte de la amazonia boliviana (2007). Leonardo C. Fleck, Lilian Painter e Marcos Amend.

Edição 13 – El efectos Chalalán: un ejercicio de valoración económica para una empresa comunitaria (2007). Alfonso Malky, Cándido Pastor, Alejandro Limaco, Guido Mamani, Zenón Limaco e Leonardo C. Fleck.

Edição 14 – Beneficios y costos del mejoramiento de la carretera Charazani-Apolo (2007). Lia Peñarrieta Venegas e Leonardo C. Fleck.

Edição 15 – El desafío de Mapajo. Análisis costo-beneficio de la empresa comunitaria Mapajo Ecoturismo Indígena (2008). Liccette Chavarro, Alfonso Malky e Cecilia Ayala.

Edição 16 – Valoración económica de los servicios turísticos y pesqueros del Parque Nacional Coiba (2008). Ricardo Montenegro, Linwood Pendelton e John Reid.

Edição 17 – Eficiência econômica, riscos e custos ambientais da reconstrução da rodovia BR-319 (2009). Leonardo C. Fleck.

Edição 18 – Factibilidad económica y financiera de la producción de caña de azúcar y derivados en el norte del departamento de La Paz (2009). Alfonso Malky e Juan Carlos Ledezma.

Edição 19 – Factibilidad financiera y proyección de negocios para la producción de cacao en el norte del departamento de La Paz (2010). Alfonso Malky e Sophia Espinoza.

Edição 20 – Estrategias de conservación a lo largo de la carretera Interoceánica de Madre de Dios, Perú: una análisis económico – espacial (2010). Leonardo C. Fleck, María del Carmen Vera-Díaz, Elena Borasino, Manuel Glave, Jon Hak e Carmen Josse.

Edição 21 – El Filtro de Carreteras: un análisis estratégico de proyectos viales en la Amazonía (2011). Alfonso Malky, Juan Carlos Ledezma, John Reid e Leonardo C. Fleck.

Edição 22 – Análisis del costo de oportunidad de la deforestación evitada en el noroeste amazónico de Bolivia(2012). Alfonso Malky, Daniel Leguía e Juan Carlos Ledezma.

Edição 23 – Costos y beneficios del proyecto hidroeléctrico del rio Inambari (2012). Jose Serra Vega, Alfonso Malky e John Reid.

Edição 24 – Costos de oportunidad de evitar la deforestación en el Área de Amortiguamiento de la Zona Baja de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas (RECC) (2013). Marcela Aguirre, Daniel Leguía e Alfonso Malky.

Edição 25 – Cooperación e incentivos para conservar el bosque amazónico en comunidades kichwas: un análisis desde la economía experimental (2014). David Campoverde.

Edição 26 – La caza de fauna silvestre en la región amazónica del noreste de Ecuador: Análisis bioeconómico de su uso como fuente de proteína para nacionalidades indígenas (2014). Enrique De La Montaña, Rocío MorenoSánchez e Jorge Higinio Maldonado.

Edição 27 – Análisis de costos de oportunidad de la iniciativa de implementación temprana REDD en el sector Güejar-Cafre. Departamento del Meta – Colombia (2014). Viviana Zamora e Alfonso Malky.

Edição 28 – Comportamiento de pescadores frente a distintos arreglos institucionales en la Estrella Fluvial de Inírida. Amazonía Colombiana (2014). Paula Zuluaga e Marcela Franco.

Edição 29 – Valor económico de la conservación de la fuente de agua a través de la confiabilidad del sistema de abastecimiento de agua potable en Tarapoto empleando experimentos de elección (2014). Iván Licich.

Edição 30 – Viabilidade Econômica de Negócios Sustentáveis da Biodiversidade em Áreas Protegidas: Lições e recomendações (2014). Fernanda R. P. De Alverenga e John Reid.

Edição 31 – Economic comparison to alternatives to building on Goat Islands: Does Jamaica need to sacrifice a world class conservation site in order to build a world class port? (2014). Aaron Bruner, Charles Magnan, Richard Rice e John Reid.

Edição 32 – Análisis económico y socioambiental de los proyectos de interconexión Pucallpa-Cruzeiro do Sul (2015). Alvaro Hopkins, Alfonso Malky, Manuel Glave, Rocío Ventocilla, Juan Carlos Ledezma e Alexs Arana.

Edição 33 – Integrando costos económicos en la búsqueda de áreas prioritarias para la conservación de especies en la Amazonía occidental (2015). Janeth Lessmann.

Edição 34 – Determinantes de las decisiones sobre el uso del suelo de hogares ribereños de la Amazonía baja peruana (2015). Javier Montoya.

Edição 35 – Pave the Impenetrable? An economic analysis of potential Ikumba-Ruhija road alternatives in and around Uganda’s Bwindi Impenetrable National Park (2015). Rhona Barr, Irene Burgués, Stephen Asuma, Anna Behm Masozera e Maryke Gray.

Edição 36 – Capacidad de adaptación al cambio climático en comunidades indígenas de la Amazonía peruana (2015). Guillermo Carlos.

Edição 37 – Identificación de elementos prioritarios para establecer esquemas de incentivos económicos en comunidades indígenas: caso Mocagua – Leticia (Colombia) (2015). Isáí Victorino.

Edição 38 – Fortaleciendo los incentivos de conservación de bosques: Un acercamiento a los factores que inciden en la aplicación del incentivo del Programa Socio Bosque en Ecuador (2015). Marco Robles.

Edição 39 – Efecto de la complejidad institucional sobre la deforestación en la Amazonía colombiana (2015). Diego Lizcano.

Edição 40 – Insumos técnicos para fortalecer las concesiones de manglar en Ecuador a través de Socio Bosque: combinando técnicas de valoración económica y juegos experimentales (2015). Rocío Moreno-Sánchez, Jorge Maldonado, David Campoverde, Carlos Solís, Camilo Gutiérrez e Aaron Bruner.

Edição 41 – Análisis comparativo de costos financieros y riesgos socio-ambientales de distintas rutas para la Interconexión Eléctrica Colombia–Panamá (2016). David Campoverde, Irene Burgués Arrea, María del Carmen, Vera Díaz e Aaron Bruner.

Edição 42 – El Programa Socio Bosque en la provincia de Sucumbíos, Ecuador: Costos de oportunidad y preferencias de los propietarios (2016). Carlos Solís e Alfonso Malky.

Edição 43 – Análisis de costos del Programa COMSERBO-Pando en Bolivia (2016). Sophía Espinoza, Alfonso Malky e Aaron Bruner.

Edição 44 – Palau’s sea cucumber fisheries: the economic rationale for sustainable management (2016). Rhona Barr, Nina Ullery, Irvin Dwight e Aaron Bruner.

Edição 45 – Preferencias de los usuarios del bosque por participar en el Programa COMSERBO-Pando: Insumos técnicos para una expansión estratégica y eficiente (2016). Sophía Espinoza, Carlos Solís, Alfonso Malky e Aaron Bruner.

Edição 46 – La paz es mucho más que palomas: beneficios económicos del acuerdo de paz en Colombia, a partir del turismo de observación de aves (2016). Jorge Maldonado, Rocío Moreno-Sánchez, Sophía Espinoza, Aaron Bruner, Natalia Garzón e John Myers.

Edição 47 – Impacto de la regulación a la zafra de castaña en la cacería: El caso de la Reserva Manuripi en Bolivia (2016). Sophía Espinoza e Jorge Maldonado.

Edição 48 – Impactos econômicos da construção da hidrelétrica de São Luis do Tapajós: uma análise do provimento de serviços ecossistêmicos (2016). Camila Jericó-Daminello, Susan Edda Seehusen, Irene Burgués Arrea, Aaron Bruner, Ane A. C. Alencar e Valderli Piontekowski.

Edição 49 – Os instrumentos de mercado podem contribuir para o alcance de objetivos ambientais a menores custos? Cenários de implementação das Cotas de Reserva Ambiental (CRAs) na Bahia (2017). Susan Edda Seehusen, Daniel Kieling, Aaron Bruner e Thaís Vilela.

Edição 50 –Marañón: Costo social de los impactos acumulativos de cinco proyectos hidroeléctricos (2017). José Rubio, Annie Escobedo, Cristian Vallejos, Eduardo Oyague, Adrián Vera e Milagros Estrada



APOIO:



Aliança
Cerrado

Secretaria do
Meio Ambiente



REALIZAÇÃO:

Por ordem do



Ministério Federal
do Meio Ambiente, Proteção da Natureza,
Construção e Segurança Nuclear



Deutsche Gesellschaft
für Internationale
Zusammenarbeit (GIZ) GmbH

MINISTÉRIO DO
MEIO AMBIENTE



da República Federal da Alemanha