

## **Análise dos conceitos de “mesma identidade ecológica”, “equivalência ecológica” e “offsetting” para compensação de Reserva Legal**



**Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
Embrapa Pantanal  
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**

## **Documentos 159**

### **Análise dos conceitos de “mesma identidade ecológica”, “equivalência ecológica” e “offsetting” para compensação de Reserva Legal**

Walfrido Moraes Tomás

Leticia Couto Garcia

Fábio de Oliveira Roque

Reinaldo Lourival

Felipe Dias

Suzana Maria de Salis

Guilherme de Miranda Mourão

Exemplares dessa publicação podem ser adquiridos na:

**Embrapa Pantanal**

Rua 21 de Setembro, 1880, CEP 79320-900, Corumbá, MS

Caixa Postal 109

Fone: (67) 3234-5800

Fax: (67) 3234-5815

Home page: [www.embrapa.br/pantanal](http://www.embrapa.br/pantanal)

E-mail: [www.embrapa.br/fale-conosco/sac/](http://www.embrapa.br/fale-conosco/sac/)

**Unidade Responsável pelo conteúdo**

Embrapa Pantanal

**Comitê Local de Publicações da Embrapa Pantanal**

Presidente: *Ana H. B. Marozzi Fernandes*

Membros: *Fernando Rodrigues Teixeira Dias*

*Juliana Corrêa Borges Silva*

*Márcia Furlan Nogueira*

*Sandra Mara Araújo Crispim*

*Suzana Maria de Salis*

*Viviane de Oliveira Solano*

Secretária-executiva: *Marilisi Jorge da Cunha*

Supervisora editorial: *Ana H. B. Marozzi Fernandes*

Tratamento de ilustrações: *Marilisi Jorge da Cunha*

Foto da capa: *Walfrido Moraes Tomás*

Editoração eletrônica: *Marilisi Jorge da Cunha*

**1ª edição**

Formato digital (2018)

**Todos os direitos reservados.**

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

Embrapa Pantanal

---

Análise dos conceitos de “mesma identidade ecológica”, “equivalência ecológica” e “offsetting” para compensação de Reserva Legal / Walfrido Moraes Tomas... [et al.]. – Dados eletrônicos. – Corumbá : Embrapa Pantanal, 2018.

PDF (23 p.). (Documentos / Embrapa Pantanal; 159).

ISSN 1981-7223

1. Reserva Ecológica. 2. Ecologia florestal. 3. Legislação Florestal. 4. Preservação da Natureza. I. Tomas, Walfrido Moraes. II. Garcia, Leticia Couto. III. Roque, Fabio de Oliveira. IV. Lourival, Reinaldo. V. Dias, Felipe. VI. Salis, Suzana Maria de. VII. Mourão, Guilherme de Miranda. VIII. Série.

---

CDD (21. ed.) 577

Viviane de Oliveira Solano (CRB – 1/2210)

© Embrapa 2018

## **Autores**

**Walfrido Moraes Tomas**

Médico-veterinário, doutor em Ecologia e Conservação,  
pesquisador da Embrapa Pantanal, Corumbá, MS

**Leticia Couto Garcia**

Bióloga, doutora em Biologia Vegetal,  
professora da UFMS, Campo Grande, MS

**Fábio de Oliveira Roque**

Biólogo, doutor em Ecologia e Recursos Naturais  
professor da UFMS, Campo Grande, MS

**Reinaldo Lourival**

Biólogo, doutor em Ecologia e Conservação,  
Representante Nacional da Natureza & Cultura Internacional,  
Brasília, DF

**Felipe Dias**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Geografia Física.  
Instituto SOS Pantanal, Campo Grande, MS

**Suzana Maria de Salis**

Bióloga, doutora em Biologia Vegetal,  
pesquisadora da Embrapa Pantanal, Corumbá, MS

**Guilherme de Miranda Mourão**

Biólogo, doutor em Biologia,  
pesquisador da Embrapa Pantanal, Corumbá, MS

# Apresentação

Esse trabalho apresenta as bases para um sistema misto de compensação que leva em conta a equivalência ecológica e o preço da terra como uma estratégia que pode ser adequada para o Brasil. Inicia pela análise do conceito de “mesma identidade ecológica” adotado pelo Supremo Tribunal Federal no julgamento de uma Ação Direta de Inconstitucionalidade acerca da compensação das Áreas de Reserva Legal no país, bem como as implicações e desdobramento deste conceito e o de equivalência ecológica. Também detalha em linguagem acessível o conceito de *offsetting* como mecanismo de compensação, analisando o uso da equivalência ecológica e do preço da terra no desenvolvimento de uma ferramenta de cálculo do montante a ser compensado. A análise aborda tópicos importantes, originados de dúvidas já trazidas à Embrapa Pantanal quanto à compensação das Áreas de Reserva Legal.

Espera-se que essa análise facilite o desenvolvimento e o estabelecimento de um sistema adequado para a compensação que leve a ganhos para a conservação da diversidade biológica, ao mesmo tempo em que possibilite o desenvolvimento de um mercado de compensações que premie os produtores que mantêm áreas conservadas em suas propriedades, como é o caso de grande parte do Pantanal.

*Jorge Antonio Ferreira de Lara*  
Chefe-Geral da Embrapa Pantanal

# Sumário

## **Análise dos conceitos de “mesma identidade ecológica”, “equivalência ecológica” e “offsetting” para compensação de Reserva Legal**

<b>Introdução .....</b>	<b>7</b>
1. “Identidade ecológica” e compensação de Reserva Legal.....	7
2. “Identidade ecológica” e fitofisionomias .....	12
3. Fitofisionomia e compensação ambiental .....	17
4. Recuperação e restauração dos processos ecológicos e da biodiversidade.....	17
5. Restauração e “identidade ecológica” .....	19
<b>Considerações finais .....</b>	<b>19</b>
<b>Agradecimentos .....</b>	<b>19</b>
<b>Referências.....</b>	<b>19</b>

# Análise dos conceitos de “mesma identidade ecológica”, “equivalência ecológica” e “*offsetting*” para compensação de Reserva Legal

---

*Walfrido Moraes Tomas*

*Leticia Couto Garcia*

*Fábio de Oliveira Roque*

*Reinaldo Lourival*

*Felipe Dias*

*Suzana Maria de Salis*

*Guilherme de Miranda Mourão*

## Introdução

A adoção do conceito de “mesma identidade ecológica” pelo Supremo Tribunal Federal - STF, no julgamento da ADI 3547 MC/PR, em 2017, constitui-se numa tentativa de se garantir que as características bioecológicas das Áreas de Reserva Legal – ARL (p.e., biodiversidade, serviços ecossistêmicos, padrões edafo-climáticos), ainda não designadas em uma dada propriedade rural ou inexistentes, sejam protegidas em áreas ecologicamente similares, com objetivo de compensação. Isso implica na necessidade de uma “equivalência ecológica” entre essas áreas para que haja de fato uma compensação.

Vale relembrar que, mesmo com o entendimento do STF acerca do novo Código Florestal ou Lei de Proteção da vegetação Nativa – LPVN (Brasil, 2012), já existe a possibilidade de compensação em regiões distantes de onde o dano foi realizado, ou seja, a inexistência de uma ARL. Essa possibilidade de compensação à distância inexistia no antigo Código Florestal (Brasil, 1965), no qual a compensação exigida era dentro da mesma microbacia e em ecossistema equivalente, ou seja, o mais próximo possível de onde ocorreu a infração (Garcia et al., 2016a). Essa alteração pela Lei 12651/2012 (conforme prevê o inciso 2º sancionado, do parágrafo 6º, do Art. 66) resultará em possíveis perdas líquidas de cobertura de vegetação nativa em regiões agrícolas com uso mais intensificados da terra, comprometendo os serviços ambientais prestados pelas áreas naturais nessas regiões, além de diminuir o incentivo à restauração dessas com melhoria na qualidade da paisagem local para biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Garcia et al., 2016a). Por outro lado, a manutenção do Bioma como limite para a compensação, como definido na Lei 12651/2012, pode resultar em uma baixa equivalência ecológica já que os limites definidos pelo IBGE podem não aderir adequadamente à distribuição de espécies, relevo, solo e condições climáticas, além de fitofisionomias. Tudo indica que a decisão do STF de adotar os limites de Biomas e o conceito de “mesma identidade ecológica” buscou salvaguardar casos em que, eventualmente, a compensação à distância, mesmo obedecendo os limites dos biomas, causariam distorções e disparidades no estado de conservação entre as diversas regiões brasileiras. Assim, não parece haver conflito entre estas duas decisões, as quais devem ser vistas como complementares e estratégicas para orientar os esquemas de compensação no país. Uma síntese detalhada dos resultados práticos deste julgamento no Supremo Tribunal Federal pode ser acessada em Climate Policy Initiative (2018).

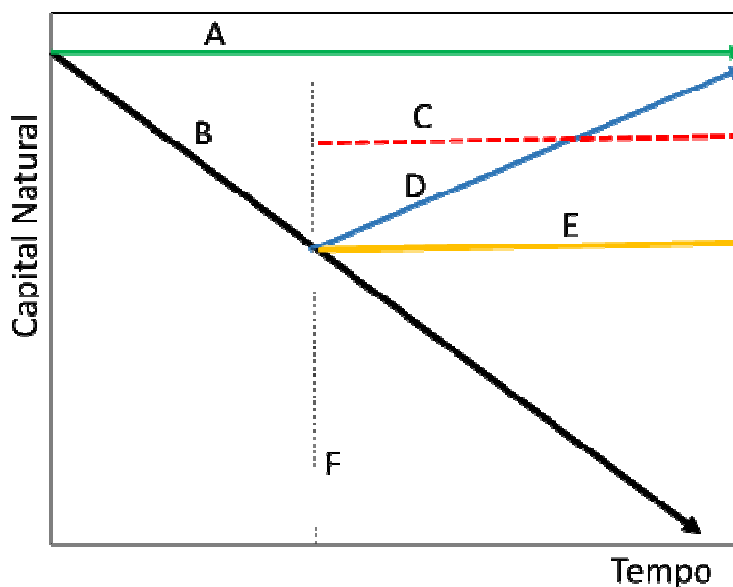
No entanto, estratégias alternativas mais adequadas deveriam ser utilizadas para interferir no processo de fuga da compensação, por exemplo, para terras mais baratas ou com baixa equivalência ecológica, e que possam ser aplicadas no âmbito estabelecido pelo STF, com ganhos para a conservação da Biodiversidade, bem como para os produtores que possuem vegetação nativa acima dos estabelecido pela LPVN. A seguir, analisamos aspectos relevantes na construção de um conceito e de uma estratégia que permita a compensação de Reserva Legal de maneira a valorizar a vegetação “em pé”.

## 1. “Identidade ecológica” e compensação de Reserva Legal

A palavra “identidade” significa a qualidade de idêntico ou a qualidade de paridade absoluta e, neste sentido, a mesma identidade é válida para idênticos. A palavra identidade denota as qualidades que definem um indivíduo, objeto, condição ou lugar, ou fazem com que indivíduos, condições ou lugares apresentem as mesmas características que os definem como idênticos ou similares. Desta forma, quando se busca um conceito de mesma “identidade ecológica” para áreas diferentes, a premissa é a de que as condições ecológicas destas áreas sejam semelhantes, senão idênticas e, portanto, equivalentes. Deste modo, e em função das diversas fontes de incertezas inerentes às métricas aplicadas à biodiversidade (p.e., diversidade de espécies, habitats críticos para espécies altamente ameaçadas ou endêmicas, serviços ecossistêmicos, processos ecológicos, etc), na avaliação dos resultados da compensação, o conceito técnico que melhor definiria esta condição é o da “equivalência ecológica”.

Para melhor entendimento das implicações do uso do conceito de “equivalência ecológica” é preciso contextualizar a situação. Não é novidade que, conforme expressado por McGillivray (2012), trocar o capital natural pelo capital econômico ou social já não está na ordem do dia de forma tão persuasiva como esteve no passado. Atualmente, a tendência é de que intervenções no capital natural só possam ser realizadas se equivalentes funcionais forem oferecidos nesta troca, numa abordagem baseada no conceito de “neutralidade de impactos ecológicos” do Inglês *no-net-loss* (McGillivray, 2012). Esse conceito simples compõe a base para o pensamento acerca da compensação ambiental, que visa garantir que não haja perda líquida em biodiversidade. No entanto, a compensação levanta um conjunto de preocupações éticas, legais e políticas, além das ambientais, sobre como melhor manter ou melhorar as funções e serviços de ecossistemas naturais, além de respeitar seus valores ecológicos. Há, portanto, implicações ligadas às distâncias espaciais e temporais entre o desejado e o obtido, bem como questões ligadas aos pesos dados aos valores ecológicos e serviços ambientais no processo de tomada de decisões (McGillivray, 2012).

Quando há interferência ambiental em um determinado local, por supressão da vegetação nativa, há três possibilidades de ação nos processos relativos ao dano ambiental causado ou previsto. Primeiramente a mitigação, que seria a redução do dano gerado, a recuperação visando voltar ao estado anterior à degradação e a compensação quando não é possível nem mitigar e nem recuperar o ambiente perdido. Vários países requerem que empreendedores primeiro evitem impactos sobre a biodiversidade, depois minimizem os impactos que não puderem ser evitados e, então, se houver impactos residuais, que compensem estes impactos através de ações que possam gerar um ganho equivalente em biodiversidade (*offsetting*) na mesma região ou em outras regiões equivalentes (Quétier; Lavorel, 2011). Por exemplo, em revisão realizada nos Estados Unidos, identificou-se que apenas 21% das áreas mitigadas em áreas úmidas tiveram equivalência ecológica das áreas suprimidas (Turner et al., 2001). *Offsetting* é a ação de compensação adicional realizada pelo empreendedor, que vai além do mínimo definido na legislação, e designada para compensar por impactos residuais causados pelas ações de desenvolvimento após estes terem sido evitados, minimizados e mitigados (Ten Kate et al., 2004). No caso da ausência de uma Área de Reserva Legal (ARL) em uma dada propriedade, não houve nenhuma das 3 etapas (evitar, minimizar e compensar), restando impactos negativos sob o aspecto legal, bem como acumulativos e residuais. É relevante considerar que o objetivo de uma ação de *offsetting* é compensar a perda de biodiversidade em um local com ganhos de conservação em outro (Habib et al., 2013). No entanto, Quétier e Lavorel (2011) argumentam que os *offsets* podem oferecer apenas compensação pobre ou incompleta para as perdas de biodiversidade, a qual tende a ser localmente específica ou é gerada através de dinâmica ecológica de longo prazo, como nas florestas maduras, por exemplo. De fato, em uma perspectiva ecológica, o conceito de “offset” pode parecer bastante atrativo (Gibbons; Lindenmayer, 2007; Bekessy et al., 2010), mas tem sido questionado em função de vários problemas que podem surgir como resultado de sua implementação (Quétier; Lavorel, 2011; Bull et al., 2013; Moreno-Mateos et al., 2015, 2017). Desta forma, as estratégias de avaliação da “equivalência ecológica” entre as perdas e os ganhos em biodiversidade têm buscado formas de efetivamente corrigir estas distorções e contribuir com a minimização dos impactos sobre a biodiversidade (Robertson, 2004; Ten Kate et al., 2004; Norton, 2009; McKenney; Kiesecker, 2009; Wissel; Wätzold, 2010; Bull et al., 2013). “Equivalência ecológica” é definida, tecnicamente, como a condição na qual as diversas escalas e valores da biodiversidade (do gene à paisagem) que foram perdidos e ganhos são iguais em sua natureza e magnitude (Maron et al. 2012), gerando uma condição de neutralidade (Figura 1).



**Figura 1.** Exemplos de tendências potenciais de valores de biodiversidade (capital natural) resultantes da implementação de uma iniciativa de *no-net-loss*.  
Fonte: Adaptado de Maron et al. (2018)



Na figura **A** é o cenário sem intervenção humana alguma; **B** de perda do capital natural em cenário de nenhuma estratégia de conservação via compensação do tipo *offset*; **C** é um cenário de referência fixo como meta de conservação; **D** é o cenário de restauração do que foi perdido; **E** é o cenário de aplicação de perda líquida nula (no-net-loss) comparada com a tendência de nenhuma intervenção (hipotética); e **F** identifica o momento de implantação de um programa de *offsetting*. Imagine que a iniciativa seja “uma política pública para compensação ambiental que considere equivalência ecológica”, com **C**, **D** e **E** representando diferentes cenários que a iniciativa pode atingir ou de uma determinada meta até um determinado período (p.ex: restaurar 12 milhões de ha até 2030, zerar o desmatamento da Amazônia até 2030, estabelecer número de Cotas de Reserva Ambiental em áreas prioritárias para conservação até 2020). O cenário **D** mostra que a restauração tem um tempo de evolução para se aproximar da situação original do ecossistema, mas que pode nunca ser alcançado. O cenário **E** pode se aproximar do cenário **C**, que representa a meta de conservação que pode não ser similar à condição natural do ecossistema. O cenário **B** representa a indesejável perda contínua do capital natural caso nenhuma forma de compensação e restauração for adotada.

No Brasil, as ARLs têm funções expressamente definidas por lei, entre as quais “auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa” (Artigo 3º, Inciso III da Lei 12.651, de 25 de maio de 2012). Portanto, é preciso que as compensações de ARL também busquem atender a essas funções. Por outro lado, a compensação da ARL baseada apenas na equivalência em área (hectare por hectare) não garante a “mesma identidade ecológica” e nem mesmo uma “equivalência ecológica”. Ou seja, pode não corresponder aos mesmos serviços ecossistêmicos, aos processos e funções ecológicas, além da biodiversidade, ou ser equivalentes a eles numa troca via compensação. Assim, a compensação com equivalência em área não é um *offsetting*, já que é um ativo ambiental obrigatório e que deve ser compensado de qualquer forma (Figura 1). Para corrigir esta distorção, a compensação deve buscar uma proposta que resulte em uma compensação balanceada, obtida através da adoção da avaliação da “equivalência ecológica” entre áreas, na forma de *offsetting*.

Vários autores têm revisado exaustivamente os aspectos-chave envolvidos nesta avaliação de “equivalência ecológica” (p.e., McKenney; Kiesecker, 2009, Wissel; Wätzold, 2010, Quétier; Lavorel, 2011). Quétier e Lavorel (2011) abordaram questões específicas que devem ser consideradas nessa avaliação, como:

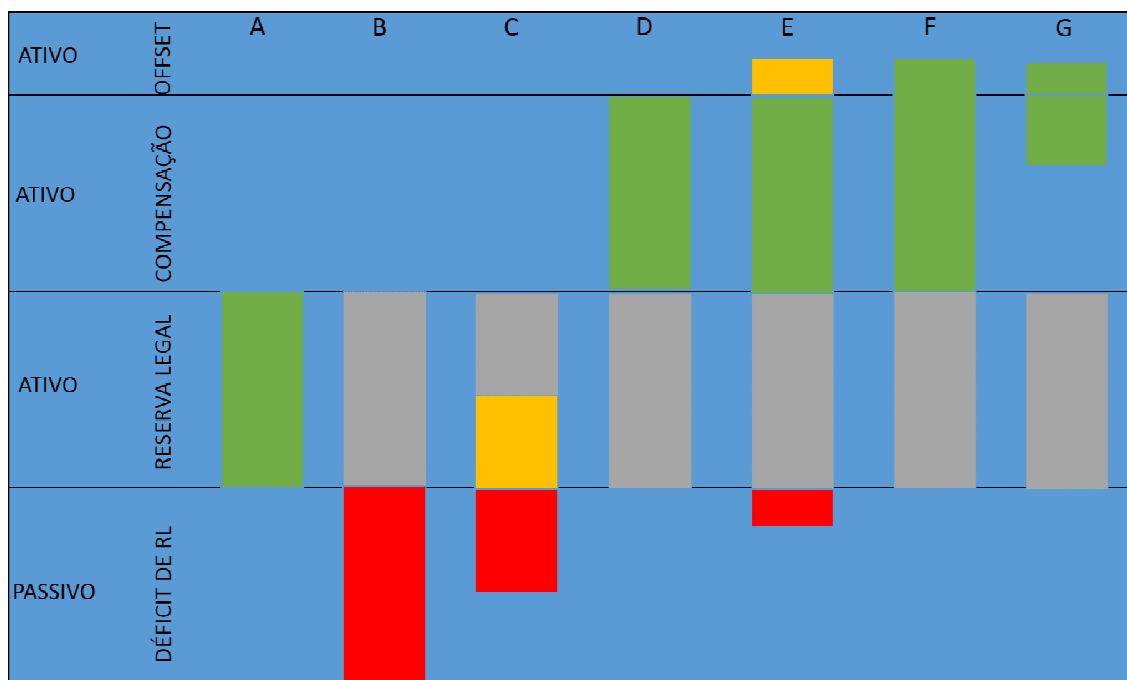
- a definição de componentes-alvo da biodiversidade e ecossistemas (populações de animais e plantas, estrutura e composição de comunidades de espécies, tipos de comunidades, propriedades de ecossistemas, serviços ecossistêmicos, etc.);
- o desenvolvimento de um sistema de indicadores apropriado (incluindo processos na escala de paisagem) e procedimentos de classificação das alternativas;
- a identificação de linhas de base para calcular perdas;
- os aspectos relacionados com o tempo necessário para restauração de determinados aspectos (por exemplo, distância temporal entre a perda e o ganho)
- as incertezas existentes tanto na avaliação da equivalência ecológica como nos resultados da compensação.

Fundamentalmente, a “equivalência ecológica” é o princípio de que a compensação via *offset* deve prover habitats, funções, valores e outros atributos similares (na “mesma moeda” = *in-kind*) e na mesma proporção, além de oferecer contribuição adicional à conservação, ou seja, ser adicional àquilo que já ocorreria sem a ação de *offsetting* (McKenney; Wilkinson, 2015). Por outro lado, em função do entendimento corrente do STF de que a compensação das ARLs seja baseada no princípio de “identidade ecológica”, não há outra alternativa para se aproximar desta exigência que não seja a adoção do princípio de “equivalência ecológica” utilizado em programas de *offsetting*, mesmo que mecanismos de *offsetting* não se limitem a compensação das ARLs na proporção 1:1 (i.e., razão de perda de 1 hectare com a compensação em 1 hectare). A princípio, essa razão de *offsetting* de 1:1 não gera ganho adicional que compense as incertezas inerentes à ação, especialmente quando a busca de uma “mesma identidade ecológica” entre áreas é virtualmente impossível, como será visto no decorrer deste documento.

Para Bull et al. (2013) é difícil argumentar sobre a “equivalência ecológica” quando diversos componentes da biodiversidade diferem em sua escala, tipo e localização, bem como seus contextos temporal e ecológico. Para os autores, é mais difícil ainda argumentar esta equivalência quando as opções são de natureza diferente ou espacialmente distantes. Reconhecem ainda que a compensação baseada em “equivalência ecológica” é uma estratégia apropriada quando se busca reverter impactos dentro de um domínio ecológico (Bull et al. 2013), o que no caso do Brasil corresponde a um Bioma.

Na compensação de ARL, quando limitada a áreas de tamanho igual (ou seja, na proporção 1:1) ao do passivo existente, de acordo com o escopo definido na Lei Federal nº 12.651/2012 e, numa primeira análise, na decisão tomada pelo STF, os valores de “equivalência ecológica” podem não estar sendo atendidos. De fato, a literatura científica mostra isso claramente, resultando no indesejável efeito negativo sobre a biodiversidade e as funções, processos e serviços ecossistêmicos. Isso é preocupante em casos em que o tomador de decisão decida compensar fora de sua propriedade, por exemplo, e ainda quando não houver possibilidade de compensação da ARL dentro das condições determinadas pelo STF e pela legislação ambiental vigente: ser dentro do mesmo Bioma e ter a mesma

identidade ecológica. Assim, a aplicação de “offsetting” clássico pode compensar a impossibilidade de se obedecer à lei (por falta de remanescentes compatíveis, por exemplo), ou então em situações em que a decisão for no sentido de restaurar a ARL ou recuperá-la em outra área no mesmo Bioma. Neste caso, o que tem sido aplicado em vários países é uma razão entre o que foi perdido e o que estiver sendo proposto como compensação, a qual considera as incertezas existentes e o tempo requerido para que se atinja determinado grau de “equivalência ecológica”, após as ações iniciais de restauração. Trata-se de uma “calculadora” baseada em vários indicadores cujo multiplicador resulta em um aumento na quantidade da compensação requerida (Figura 2), de forma a se resguardar da incerteza inerente à definição e à medida da biodiversidade (Pouzols et al., 2012, Bull et al. 2013, Laitila et al., 2014), bem como a incerteza sobre o resultado da restauração ao longo do tempo. Vale ressaltar que a expectativa da sociedade de que a restauração possa reverter a degradação como forma de compensação pela perda local leva à perda de áreas de alto valor biológico que dificilmente serão de fato restauradas (Hobbs et al., 2011). Estas fontes de incerteza são as que podem dificultar o atingimento da condição de mesma “identidade ecológica”, ou seja, de que as áreas sejam funcionalmente equivalentes, atualmente ou no futuro, à área que foi perdida. Assim, as áreas usadas para compensação devem ser maiores que aquelas do déficit, requerendo um multiplicador maior que 1 (Moilanen et al., 2009; Pouzols et al., 2012; Pilgrim et al., 2013; Laitila et al., 2014), podendo, em determinadas situações, serem até menores em função dos valores da biodiversidade na área candidata. Uma ampla revisão dos multiplicadores adotados em diversos países é apresentada por Bull et al. (2017), incluindo o Brasil, onde este multiplicador passou a ser virtualmente 1 com a LPVN (Villarroya et al., 2014, Sonter et al., 2014). No entanto, estados podem adotar normas mais adequadas às suas realidades, como ocorre no estado de São Paulo, onde os multiplicadores variam de 1 a 10 (SEPE et al., 2014).



**Figura 2.** Quadro esquemático das possíveis situações relativas à Área de Reserva Legal (ARL) e sua compensação. Fonte: Elaborado pelo autor

Na coluna **A** está uma condição de ARL existente, sem nenhum passivo ambiental; em **B**, inexistente a ARL e há um passivo ambiental condizente; em **C** uma ARL deficiente (em área ou degradada), havendo um passivo condizente; em **D** uma RL inexistente mas com compensação de equivalência ecológica em proporção 1:1; em **E** uma ARL inexistente, mas com compensação cuja equivalência ainda não é suficiente, gerando um passivo ambiental proporcional, que é calculado através de um multiplicador; em **F** uma ARL inexistente mas com compensação em *offset*, resolvendo o passivo através da equivalência ecológica adequada com base nos indicadores e multiplicadores; e em **G** um caso hipotético em que a equivalência ecológica da área candidata para compensação é maior que a da área ARL, resultado em uma área menor para *offsetting* em função dos ganhos para a conservação da biodiversidade em área de alta relevância ou prioridade. As áreas em cinza representam as ARL inexistentes; as em amarelo representam insuficiência da ARL ou da sua compensação.

Assim, como visto nesta breve exposição, a “identidade ecológica” é um assunto complexo que requer o estabelecimento de um sistema capaz de discriminar áreas e regiões com a mesma “equivalência ecológica”. Esse sistema só pode ser construído com informações científicas consistentes sobre a biodiversidade e os demais fatores

elencados, de forma geral, por Quétier e Lavorel (2011) e por Pereira et al. (2013), por exemplo. Pereira et al. (2013) apontaram 6 classes de Variáveis Essenciais em Biodiversidade (VEB), as quais precisam ser consideradas na avaliação da “equivalência ecológica”: composição genética, populações de espécies, composição de comunidades, funções ecossistêmicas e estrutura de ecossistemas. Para os autores, esse conjunto de variáveis deve exibir certas características como definição de escala, sensibilidade temporal, factibilidade e relevância.

Por outro lado, existem poucas experiências no desenvolvimento e uso do conceito de “equivalência ecológica” no Brasil. Uma proposta recente foi elaborada para orientar a compensação ambiental no Distrito Federal (Gasparinetti et al., 2017) baseando-se no cálculo da equivalência ecológica através do uso do conceito da Taxa Marginal de Substituição, oriundo da ciência econômica. Nesta abordagem, é medido o número de unidades de um bem A do qual se está disposto a abrir mão por uma unidade de um bem B para manter o nível de satisfação constante. Neste caso, essas taxas são as que compensam, através da “equivalência ecológica”, compensação em áreas com diferentes características. Ainda que esta experiência trate de equivalência ecológica para fins de conservação e de restauração em uma área reduzida como o Distrito Federal, a abordagem poderia ser aplicada no desenvolvimento de uma estratégia para compensação de ARL, por Bioma, com vistas a atingir a meta de mesma identidade ecológica. A vantagem é que a “equivalência ecológica” permite determinado grau de diferença entre as áreas em comparação, considerando na sua estimativa outros fatores além daqueles elencados por Quétier e Lavorel (2011), podem ser considerados: áreas prioritárias para conservação, raridade da fitofisionomia, existência de ecossistemas únicos, ocorrência de espécies endêmicas ou raras, habitats críticos para espécies ameaçadas nas categorias de nível mais alto de ameaça, áreas prioritárias para restauração e condições edáfico-climáticas, entre outros passíveis de serem eleitos para a avaliação. Mais recentemente, Maseyk et al. (2016) apresentaram um modelo desagregado para a compensação na Nova Zelândia, o qual é relativamente simples e capaz de melhorar a estimativa da equivalência ecológica e a garantir a perda líquida nula em biodiversidade (*no-net-loss*), a qual é o alvo maior da estratégia de *offsetting*.

Estas abordagens têm se tornado lugar comum na compensação de impactos do desenvolvimento (Calvet et al., 2015; Gonçalves et al., 2015; Ives e Bekessy, 2015; Maron et al., 2016; Rainey et al., 2015; Maseyk et al., 2016). O fato concreto é que a “equivalência ecológica” já é aplicada em cerca de 40 países e outros 22 a estão regulamentando (Metzger; Mantovani, 2018). Bezombes et al. (2018) observaram que todos os métodos existentes para avaliação de equivalência ecológica possuem a mesma estrutura geral, com possíveis melhorias quanto aos seus alvos de biodiversidade, os indicadores utilizados, a integração no contexto da paisagem e os multiplicadores que refletem o período de tempo necessário para atingir as metas, bem como as incertezas na avaliação da biodiversidade e do resultado obtido. Uma recente revisão sobre as métricas utilizadas em programas de *offsetting* é apresentada por Gamarra et al. (2018), os quais apresentam um conjunto de análises para apoiar (a) a identificação do leque de alternativas disponíveis, (b) o entendimento das características de cada métrica, e (c) a decisão sobre qual métrica utilizar em programas de compensação via *offsetting*.

O Brasil, no entanto, ainda precisa desenvolver ou adotar/adaptar um sistema de compensação que seja realmente baseado nos conceitos de “equivalência ecológica” e perda líquida “zero” em biodiversidade (*no net loss*), bem como o valor da terra. Aqui, o sistema de pagamento por impactos ambientais como estratégia de compensação permite um cálculo da equivalência monetária entre as áreas impactadas e as medidas de compensação para definir o quanto de dinheiro deve ser pago por empreendedores para apoiar um sistema de *offset*, o qual é, via de regra, direcionado principalmente para a implementação de áreas protegidas oficiais (aquisição de terras já definidas como Unidades de Conservação - UCs) e suporte aos órgãos ambientais. No entanto, esse sistema não possui nenhuma forma de avaliação da efetividade da compensação e o passivo ambiental existentes ou as perdas em biodiversidade causadas por empreendimentos, de modo a evitar perdas em biodiversidade (Villarroya et al., 2014). Este tipo de destinação de recursos para outras atividades de conservação, no entanto, é negativo para políticas de compensação via *offsetting*, porque podem prejudicar o aspecto de adicionalidade, ou seja, o requerimento de que *offsets* produzam resultados (ganhos em biodiversidade) que não são alcançados por meio de outras estratégias (Narain; Maron, 2018). No que se refere à ARL, como é uma obrigação legal dos proprietários de terra, ainda não existe um sistema claro e funcional para sua compensação que garanta, além da obrigatoriedade de ser realizada no mesmo Bioma e em áreas com a mesma “identidade ecológica”, uma condição de perda líquida “zero” em biodiversidade.

Uma possibilidade de alto impacto é a adoção do valor da terra condicionando o mercado de compensação. A variação no preço de terras provavelmente resultará na escolha da compensação de RL ser decidida de acordo com o preço da terra e não com o valor ambiental ou equivalência ecológica das áreas suprimidas (Lourival et al., 2008). Considerando que as terras de regiões com alta aptidão agrícola são mais caras do que as de baixa aptidão, este mecanismo incentivaria a manutenção dessa conservação nessas regiões e o beneficiamento de seus produtores pelo reconhecimento dessa preservação. Deve-se assim, atrelar o mecanismo de compensação com o preço médio da terra ao invés de ser baseado no sistema de compensação de área por área, ou seja, 1 hectare por 1 hectare. Assim, as Cotas de Reserva Ambiental (CRA) podem ser estabelecidas em regime de 1 Real por Real (mecanismo conhecido por *a dollar-per-dollar offsetting*), ao invés de 1 hectare por 1 hectare. Esse mecanismo seria um incentivo aos produtores de regiões preservadas a receberem mais recursos que protejam áreas maiores, beneficiando-os financeiramente, bem como ampliando a área total conservada em extensões já conservadas pelos proprietários. Assim, os mesmos receberão mais por isso. Por exemplo, um produtor de uma região de baixa aptidão agrícola cuja a terra custa R\$1.000.ha<sup>-1</sup> ao vender a Cota de Reserva Ambiental (CRA) para um produtor de área de alta aptidão

agrícola cuja terra custa R\$10.000.ha<sup>-1</sup> receberia R\$10.000 e preservaria 10 ha ao invés de vender apenas 1 ha a R\$1.000. No Pantanal, negócios de terra efetuados na década de 1990, apontam para valores de terra 14 vezes maiores no chamado Chapadão (bacia do rio Taquari) em relação a áreas na planície na mesma bacia hidrográfica (Lourival et al. 2008), sem que isso signifique que o multiplicador deva ser 14 vezes, mas sim que a variável preço da terra pode de fato ampliar a proteção na planície, não inviabilizando a restauração das Áreas de Preservação Permanente (APPs) no planalto. Esse mecanismo já tem sido implantado em outros países, como Austrália e EUA e tem, comprovadamente, gerado benefícios financeiros aos proprietários de áreas de regiões com terras mais baratas e conservadas e consequentemente ampliando a escala da conservação e da compensação. Pode-se, portanto, utilizar dados oficiais de valores de terra, como por exemplo o valor de terra nua do INCRA. Outra possibilidade interessante é a geração de um mapa de áreas de maior valor ecológico ou de prioridade para a conservação (corredores, habitats críticos para espécies com alto grau de ameaça, locais com espécies endêmicas, etc.), cuja identificação deve se basear em indicadores claros e consistentes com os objetivos de conservação. Com isso, certos incentivos podem ser oferecidos para a compensação nas áreas de maior prioridade, por exemplo, por meio de descontos no multiplicador que é baseado no preço da terra com passivo ambiental, constituindo um sistema misto ou de base bioeconômica.

## 2. "Identidade ecológica" e fitofisionomias

Conforme discutido na questão anterior, o conceito de “equivalência ecológica” requer o uso de informações que qualifiquem melhor as áreas quanto seu valor e função, bem como as incertezas que podem resultar dessas ações de compensação. O uso de fitofisionomias não é, por si só, suficiente para definir a equivalência entre duas áreas quanto às diversas escalas em que a biodiversidade, os processos, as funções e os serviços ecológicos se manifestam. Uma análise de 117 processos de compensação de ARL no estado de São Paulo, baseando-se em mapa de remanescentes de vegetação nativa elaborado pelo programa Biota-Fapesp, corrobora a insuficiência do uso de fitofisionomias como medida de equivalência (Silva, 2013). As análises se basearam na composição florística das áreas estudadas, tanto por bioma como por fitofisionomia, sendo que 61,5% desses processos não apresentaram equivalência no âmbito de Bioma e 50,4% não a apresentaram no âmbito de fitofisionomia. Além da inconsistência em se avaliar a “equivalência ecológica” com apenas um indicador (composição florística comparada com um índice de similaridade), o estudo ilustra bem o fato de que abordagens simplistas não são capazes de atingir o que é determinado pela decisão do STF quanto à compensação no mesmo Bioma e com áreas de mesma “identidade ecológica”. Obviamente, faltam neste estudo todos os indicadores apontados por Quétier; Lavorel (2011), por exemplo, além daqueles acrescentados na resposta à questão 1 (áreas prioritárias para conservação, raridade da fitofisionomia, existência de ecossistemas únicos, ocorrência de espécies endêmicas ou raras, ocorrência de espécies ameaçadas nas categorias de nível mais alto de ameaça, entre outros). Em um passo adiante, Oliveira-Silva et al. (2014) usaram fitofisionomias associadas a informações como clima e tipo de solo, além de limites de municípios e bacias hidrográficas, para mapear áreas de “equivalência ecológica” no estado de São Paulo, e obtiveram 94 unidades de compensação em 22 bacias hidrográficas. Segundo os autores, essas unidades são similares em vegetação predominante e tipo de solo, e incorporam também o critério de estarem na mesma bacia hidrográfica. Este exercício, no entanto, também carece de informações ecológicas mais detalhadas, incluindo os critérios listados por Quétier; Lavorel (2011) e daqueles sugeridos na sessão 1. Isso é fundamental em vista dos resultados de Silva (2013) que indicam falta de equivalência quando apenas um aspecto é adotado na equação. No entanto, é uma abordagem interessante que aborda a compensação em escala mais detalhada que a de Bioma.

No Cerrado, Ratter et al. (2003) compararam 376 áreas de cerrado *sensu lato* (campo sujo, cerrado ralo e campo cerrado), cerrado *sensu stricto* e cerradão em relação a composição florística da vegetação arbórea e arbustiva, incluindo áreas de cerrado nos Biomas Cerrado e Pantanal e em algumas manchas na Amazônia, e detectaram a existência de sete diferentes tipos de cerrado:

- Cerrados do Sul: um dos grupos mais distintos, com um grande número de espécies caracteríticas, composto por uma área no Paraná, todas de São Paulo e algumas de Minas Gerais.
- Cerrados Centrais e do Sudeste: compreende todas as áreas do Distrito Federal, uma de Goiás, e 51 de Minas Gerais.
- Cerrados do Norte e Nordeste: correspondem as áreas na Bahia, Ceará, extremo norte de Minas Gerais, Maranhão, Piauí, Tocantins e uma no Pará.
- Cerrados do Centro-Oeste: composto de uma enorme faixa de áreas de atravessam o Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás, Tocantins e Pará. Esse grupo possui muitas espécies indicadores de solos de mais férteis.
- Cerrados dispersos: ocorrentes em solos mais férteis, particularmente bem representados no Mato Grosso do Sul.
- Cerrados do Extremo Oeste: poucas áreas em Rondônia, Mato Grosso do Sul (Maracaju) e no Pantanal Mato-Grossense de Poconé.
- Cerrados Amazônicos Disjuntos: formam um grupo muito distinto dos demais.

Felfili et al. (1992) observaram certa similaridade florística entre áreas de cerrado *sensu strictu*, com 50% a 77% de espécies comuns nas seis áreas comparadas. No entanto, observaram diferenças quanto se compara as densidades das espécies. As três áreas do DF e a de Silvânia (GO) foram similares, mas diferiram das áreas de Paracatu (MG) e Patrocínio (MG). Os autores sugerem que essas diferenças possam estar relacionadas às diferenças de altitudes, já que as características de solos são semelhantes, todas em solos distróficos. Por sua vez, Bertonecello et al. (2011) observaram grande heterogeneidade florística nas áreas de Florestas Ombrófilas e de outros subtipos ocorrentes no Bioma Mata Atlântica relacionados principalmente à topografia e clima. Encontraram seis grupos principais: 1- Florestas Ombrófilas; 2- grupo de “Salesópolis”; 3- Florestas Costeiras, subdivididas em a) Florestas de Encosta e b) Florestas da Planície Costeira (“Restinga”) e de Topo de Morro (que não estão incluídas no grupo das Florestas Ombrófilas); 4- Florestas de Araucária; 5- Florestas de interior (abaixo de 700 m); e 6- Florestas montanas de interior (acima de 700m).

Em sistemas mais complexos e dinâmicos em termos de sua variabilidade no espaço e no tempo, como no caso do Pantanal, a classificação ambiental com base em um sistema hierárquico até o nível de macro-habitat resultou, numa primeira versão, em 56 tipos (Cunha et al., 2015), dos quais 34 podem compor ambientes de ARL (Tabela 1). Muito provavelmente, esses macro-habitats não podem ser mapeados em todo seu detalhamento em função das limitações das técnicas na interpretação das imagens de satélite para discriminá-los, já que a classificação de Cunha et al. (2015) também considerou processos ecológicos, como o tempo de permanência das inundações. Além disso, muitos desses macro-habitats geram sinais similares em imagens de satélite, além do que o tempo de permanência das inundações gerarem muita confusão na sua discriminação. No entanto, podem ser eficientes para avaliações *in loco* das áreas candidatas para compensação. A “equivalência ecológica” inerente a estas categorias de macro-habitats do Pantanal ainda não pode ser avaliada uma vez que aspectos como função, contexto na paisagem e biodiversidade não foram examinados em detalhe, apesar de oferecerem uma boa base para este tipo de estudo. Em comparação, o mapa de fitofisionomias do IBGE (2012) para a mesma região não discrimina os diversos macro-habitats no nível de detalhamento proposto por Cunha et al (2015). Estas classes de fitofisionomia, por imprecisão, podem incluir vários dos macro-habitats até o momento discriminados por esses autores, gerando uma enorme inconsistência e confusão no caso de seu eventual uso como base para avaliar a “equivalência ecológica” entre áreas. Em esquemas de compensação dentro do Pantanal, fato relativamente raro atualmente, é preciso considerar que cerca de 87% da vegetação nativa está mantida e pouco alterada. Porém, outros aspectos devem ser agregados à análise: presença de espécies endêmicas, proporção de cada macro-habitat na paisagem das áreas candidatas quando comparadas às áreas de passivo de ARL, nível prioridade para a conservação da biodiversidade, grau de conectividade permanente ou sazonal (no meio aquático, por exemplo), limiares ecológicos, entre outros. Por outro lado, as 32 formações/subformações fitofisionômicas identificadas pelo IBGE (2012) como ocorrentes no Pantanal, quando examinadas para a variedade de ambientes que estas abrigam, mostram que são incapazes de discriminar os tipos de vegetação que ocorrem na região, contendo em média sete tipos de vegetação (3 – 18) em cada formação/subformação do IBGE. Ou seja, seu uso para avaliar a equivalência ecológica é absolutamente inconsistente com os propósitos da compensação, requerendo que os indicadores utilizados para avaliar equivalência sejam utilizados na escala adequada. Um aspecto a se levar em conta, nestes casos, é que quanto mais se refina o mapeamento ou o diagnóstico, em escalas mais finas, mais aumenta a complexidade com a qual será preciso trabalhar para analisar equivalências.

**Tabela 1.** A classificação atual dos macro-habitats do Pantanal Mato-grossense baseada em fatores hidrológicos e botânicos, nos níveis de Unidade Funcional, Subclasse e Macro-habitat. Fonte: Cunha et al. (2015).

1. Áreas permanentemente aquáticas	
1.1 Canais de rios	1.1.1. Partes centrais dos canais
	1.1.2. Beira dos canais
	1.1.3. Corredeiras, cachoeiras, barreiras, pedregais
1.2. Lagos	1.2.1. Grandes lagos-baias ocupando reentrâncias de serranias da Beira do Pantanal
	1.2.2. Lagos em canais abandonados e ferraduras (“ <i>oxbow lakes</i> ”)
	1.2.3. Lagos de depressão dentro do Pantanal
	1.2.4. Lagos internos de meandros (“ <i>Umlaufseen</i> ”)
	1.2.5. Lagos encarcerados por diques marginais (“ <i>Dammferssen</i> ”)
	1.2.6. Salinas
2. Áreas periodicamente aquáticas (ATTZ com predominância aquática)	
2.1. Áreas de água corrente (pequenos canais e linhas de drenagem)	2.1.1. Furos, paranás , bocas
	2.1.2. Corixos
	2.1.3. Vazantes (cobertos por herbáceas)
2.2. Áreas sazonalmente cobertas com água parada	2.2.1. Áreas de água aberta
	2.2.2. áreas com macrófitas aquáticas flutuantes e enraizadas emersas
3. Áreas periodicamente terrestres (ATTZ)	
3.1. Áreas sem ou com pouca vegetação superior	3.1.1. Praias arenosas
	3.1.2. Pedregais
	3.1.3. Barrancos

Continua...

Continuação...

**Tabela 1.** A classificação atual dos macro-habitats do Pantanal Mato-grossense baseada em fatores hidrológicos e botânicos, nos níveis de Unidade Funcional, Subclasse e Macro-habitat. Fonte: Cunha et al., 2015.

3. Áreas periodicamente terrestres (ATTZ) (continuação)	
<b>3.2. Áreas cobertas com plantas herbáceas (campo limpo natural)</b>	3.2.1. Pouco inundado (campo de caronal, dominado por <i>Elionurus muticus</i> )
	3.2.2. Inundado cerca de três meses (campo de rabo-de-burro – <i>Axonopus leptotschyus</i> e capim vermelho - <i>Andropogon hypogynus</i> )
	3.2.3. Inundado cerca de seis meses (campo de mimoso - <i>Axonopus purpusii</i> e outros)
	3.2.4. Comunidades herbáceas inundadas por cerca de seis meses em áreas de sedimentação ao longo do rio
<b>3.3. Áreas com predominância de plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas</b>	3.3.1. Inundadas por algumas semanas (campo de murunduns)
	3.3.2. Inundada até três meses (campo sujo de canjiqueiras – <i>Byrsonima cidoniifolia</i> e de lixeira – <i>Curatella americana</i> )
	3.3.3. Inundada por até seis meses (campo sujo de pombeiro – <i>Combretum laxum</i> e <i>C. lanceolatum</i> )
<b>3.4. Áreas com arbustais</b>	3.4.1. Arbustal inundado por até três meses (espinhal, dominado por <i>Mimosa pellita</i> )
	3.4.2. Arbustal inundado por até quatro meses (canjiqueiral, dominado por <i>Byrsonima cidoniifolia</i> )
	3.4.3. Arbustal inundado por até seis meses (pombeiral, dominado por <i>Combretum laxum</i> e <i>C. lanceolatum</i> )
<b>3.5. Áreas com florestas poliespecíficas</b>	3.5.1. Florestas inundadas por poucas semanas e.g. nas bordas de capão e cordilheiras
	3.5.2. Florestas inundadas por longos períodos e.g. nas partes baixas ao longo de canais de rios
	3.5.3. Arbustais e florestas pioneiras ao longo dos canais de rios
	3.5.4. Florestas ao longo de landis
<b>3.6. Áreas com florestas monoespecíficas</b>	3.6.1. Florestas dominadas por <i>Licania parviflora</i> (pimenteiral), inundadas por até seis meses
	3.6.2. Florestas dominadas por <i>Vochysia divergens</i> (cambarazal), inundadas por até oito meses
	3.6.3. Florestas dominadas por <i>Erythrina fusca</i> (abobral), inundadas por até oito meses
	3.6.4. Florestas dominadas por <i>Tabebuia aurea</i> (paratudal), inundada de quatro a seis meses
	3.6.5. Áreas inundadas por até oito meses, dominadas por <i>Copernicia alba</i> (carandazal)
4. Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)	
<b>4.1. Pântanos de plantas herbáceas (brejos)</b>	4.1.1. Pântanos dominados por <i>Cyperus giganteus</i> (pirizal)
	4.1.2. Pântanos dominados por <i>Thalia geniculata</i> (caitezal)
	4.1.3. Pântanos dominados por <i>Canna glauca</i> (caitezal)

Continua...

**Tabela 1.** A classificação atual dos macro-habitats do Pantanal Mato-grossense baseada em fatores hidrológicos e botânicos, nos níveis de Unidade Funcional, Subclasse e Macro-habitat. Fonte: Cunha et al., 2015.

4. Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas (continuação))	
4.1. Pântanos de plantas herbáceas (brejos)	4.1.4. Pântanos poliespecíficos
	4.1.5 Pântanos flutuantes (batumes)
4.2. Pântanos de plantas herbáceas e palmeiras	4.2.1. Buritizais dominados pela palmeira buriti ( <i>Mauritia flexuosa</i> )
5. Áreas permanentemente terrestres	
5.1. Paleo-leques, terraços aluviais, capões, cordilheiras	5.1.1. Áreas cobertas com Cerrado <i>lato sensu</i>
	5.1.2. Áreas cobertas com florestas semidecíduas
	5.1.3. Áreas cobertas com florestas decíduas
	5.1.4. Áreas cobertas pela palmeira acuri ( <i>Schelea phalerata</i> )
5.2. Morros (“ <i>Insellberge</i> ”)	5.2.1. Áreas cobertas com floresta estacional decidual
	5.2.2. Áreas cobertas com cerrado
	5.2.3. Áreas cobertas com campo rupestre
6. Áreas antropogênicas	
6.1. Áreas paleo-antrópicas	6.1.1. Capão de aterro
6.2. Áreas recentes	6.2.1. Reservatórios (tanques bebedouros)
	6.2.2. Caixas de empréstimos
	6.2.3. Canais artificiais
	6.2.34. Estradas diques
	6.2.5. Plantios de subsistência (roças)
	6.2.6. Pastagens exóticas



Estes poucos exemplos apresentados corroboram o fato de que a fitofisionomia não é um parâmetro suficiente para determinar a mesma “identidade ecológica” e, portanto, também não o é para a “equivalência ecológica”. Muito pelo contrário: as classes de fitofisionomias carecem de detalhamento sobre a biodiversidade de determinada área, não consideram serviços e funções ecossistêmicas, além de não abordar questões inerentes à inserção das áreas candidatas no contexto da paisagem. A literatura científica que contém informações capazes de dar suporte a esta realidade é imensa, e não é o propósito destas considerações apresentar uma revisão extensa sobre o assunto. No caso do Pantanal, onde é comum ocorrerem com mudanças temporais rápidas em termos de tipologias e macrohabitats, é um desafio extra para pensar equivalência e a identificação de áreas de referência. Assim, fitofisionomias em escala condizente podem ser utilizadas desde que não sejam os únicos indicadores para a análise da equivalência, sendo necessário agregar na análise funções, processos e padrões ecossistêmicos, além de uma variedade de outros aspectos já listados anteriormente.

### 3. Fitofisionomia e compensação ambiental

Fitofisionomias não são suficientes para identificar de forma consistente e adequada a “equivalência ecológica” entre duas áreas. As classes de vegetação obedecem a um sistema hierárquico bastante consolidado, mas seu uso simples para comparar áreas, ignorando-se as diferenças em escalas mais detalhadas de abordagem (composição de comunidades, fatores edafo-climáticos, serviços ecossistêmicos, funcionalidade de aspectos da paisagem e dos ecossistemas, presença de espécies endêmicas, raras e ameaçadas, etc.), não é capaz de discriminação adequada. O sistema de classificação do IBGE (2012) discrimina 130 formações/subformações vegetais para todo o país, a partir de quatro classes de vegetação (Formações florestais, campestres, pioneiras e de tensão ecológica/contatos florísticos), em escala regional, de 1:10.000.000 a 1:2.500.000, até a escala exploratória que vai de 1:1.000.000 a 1:250.000.

A existência de remanescentes das tipologias precisa ser avaliada em mapas detalhados da cobertura vegetal, nas diversas regiões do Brasil. A cobertura de remanescentes varia muito de Bioma para Bioma, assim como entre estados e regiões. Além disso, a condição destes remanescentes precisa ser também avaliada, uma vez que a compensação precisa ser feita de forma a atender as funções descritas para a ARL determinadas pela legislação. Uma possível solução seria um cadastro das áreas de remanescentes, via CRA, já contendo uma tipificação da vegetação, além de outras informações ecológicas necessárias, conforme sugerido por Quétier e Lavorel (2011) e Pereira et al. (2013), além daquelas acrescentadas nesta análise. Esse tipo de estratégia foi sugerido recentemente por Bezombes et al. (2018) como uma solução para o fato de que os esquemas de compensação tendem a favorecer mais a operacionalidade do que a sua base científica. Assim, bancos de dados específicos para esquema de *offsetting* podem fornecer o necessário respaldo científico com base em medidas realizadas previamente (Bezombes 2018). Este processo poderia formar, então, um banco de áreas com remanescentes passíveis de serem usadas para a compensação, por Bioma, e devidamente caracterizados ecologicamente, inclusive quanto à funcionalidade (corredores, por exemplo), bem como o preço da terra a fim de ampliar a escala da compensação (Lourival et al., 2008). A abordagem adotada por Oliveira-Silva et al. (2014) para o Estado de São Paulo indica um caminho a ser seguido, desde que se utilize na classificação outras informações ecológicas relevantes, capazes de permitir uma análise de “equivalência ecológica” com bom grau de confiabilidade, resguardados todos os riscos e dificuldades de se medir a diversidade biológica e ainda avaliar a efetividade da compensação.

### 4. Recuperação e restauração dos processos ecológicos e da biodiversidade

A restauração ecológica precisa ser abordada com base nas experiências existentes no Brasil e no mundo, visando qualificar a discussão acerca da sua viabilidade e eficiência no processo de *offsetting*. Historicamente, experiências deste tipo existem desde o império, com a recuperação da atual Floresta Nacional da Tijuca, sugerida pela Junta de Higiene Pública no período de D. Pedro II (F. P. Cândido<sup>1</sup>, 1851 apud Lewinsohn, 2016). Os objetivos foram assegurar o suprimento de água para a cidade do Rio de Janeiro e, surpreendentemente, minimizar os efeitos das emissões de gás carbônico na área urbana (F.P. Cândido, 1851 apud Lewinsohn, 2016). A Junta de Higiene Pública recomendou, por volta de 1850, que todos os terrenos acima das captações da Carioca e Tijuca e 220 m abaixo delas fossem adquiridos para domínio público visando a manter ou restabelecer a cobertura vegetal (F.P. Cândido 1851 apud Lewinsohn, 2016). Essa proposta viria a ser implementada dez anos depois com a aquisição e destinação de áreas para restauração na atual Floresta da Tijuca (Heynemann, 1995). Portanto, a restauração florestal não pode ser considerada uma novidade no país. Uma revisão realizada por Rodrigues et al. (2009) demonstra a história da restauração na Mata Atlântica até então, indicando que as experiências têm evoluído substancialmente no país.

No entanto, a restauração ecológica não é totalmente compreendida e tem sido analisada de forma crítica em sua capacidade de recuperar totalmente a biodiversidade anteriormente perdida. Em uma análise de 3.035 locais distribuídos em todo o mundo Moreno-Mateos et al. (2017) encontraram que, durante o processo de recuperação, o

---

<sup>1</sup> CÂNDIDO, F. de P. Exposição da Junta de Hygiene Publica sobre o estado sanitario da Capital do Imperio, e meios de conseguir o seu melhoramento. [Rio de Janeiro: s.n.], 1851.

déficit anual observado foi de 46-51% na abundância de organismos, 27-30% na diversidade de espécies, 32-42% no carbono e 31-41% no nitrogênio. O padrão destes déficits foi consistente entre Biomas, mas não entre as diferentes causas de degradação. Em síntese, áreas restauradas tendem a ter menor abundância, diversidade, carbono e nitrogênio quando comparados com áreas de referência e, portanto, o aumento da quantidade de ecossistemas menos funcionais oriundos da restauração ecológica e *offsetting* parecem ser alternativas inadequadas para a proteção de ecossistemas (Moreno-Mateos et al., 2017). Isso indica que áreas restauradas podem não atingir níveis de “equivalência ecológica” suficientes caso seja adotada apenas a equivalência em área na compensação de ARLs. Esta incerteza é uma das justificativas para ações de *offsetting* que realmente compensem as perdas em biodiversidade e funções ecossistêmicas.

Outro exemplo é o estudo conduzido por Dunn (2004), baseado na análise de 39 casos de restauração florestal em áreas tropicais no mundo, demonstrando que a recuperação da riqueza de espécies (número de espécies) animais pode levar de 20 a 40 anos para voltar a ser comparável com a de florestas maduras. Ainda assim, a riqueza de espécies é muito pouco informativa, haja vista que as análises de Moreno-Mateos et al. (2017) apontam déficits na abundância e na diversidade de espécies (que incorpora a riqueza e a abundância em seu cálculo). Barlow et al. (2007) examinaram o problema de representatividade de áreas de floresta primária, de floresta em regeneração e de florestas plantadas, concluindo que as áreas em regeneração e até mesmo as áreas plantadas com espécies exóticas podem ter papel complementar na recuperação da diversidade biológica, mas enfatizam que as florestas maduras ou primárias são insubstituíveis. No entanto, uma modelagem utilizando vários indicadores da diversidade em áreas em recuperação, conduzida por Curran et al. (2014), indica que a riqueza de espécies leva um século para ser comparável à de um habitat maduro ou primário, que a similaridade em espécies leva o dobro deste prazo para ser atingida, e que a composição de assembleias de espécies pode requerer vários séculos e até milhares de anos para ser comparável.

Em contraste, Dias et al. (2015) avaliaram fragmentos florestais da Mata Atlântica em diferentes estágios de regeneração e demonstraram que a sua condição na paisagem é mais relevante do que a idade do fragmento na determinação da composição da comunidade de aves. Ainda que baseada em apenas um grupo taxonômico, esta análise sugere que os fragmentos florestais podem ganhar relevância nos processos de restauração, dada sua capacidade de reter biodiversidade, bastando que a restauração priorize aspectos da paisagem que favoreçam ganhos para a diversidade biológica mesmo em paisagens intensivamente usadas pelo agronegócio. Na Mata Atlântica, mesmo após cinco décadas, apesar das espécies arbóreas terem recuperado sua diversidade funcional e de provimento de recurso para a fauna com o plantio feito com alta diversidade, as espécies não arbóreas atingiram apenas a metade dos seus valores (Garcia et al. 2014, 2015, 2016b). As análises de Farah et al. (2017) em 147 fragmentos de Mata Atlântica no estado de São Paulo corroboram este ponto de vista, e podem dar suporte à estratégia de se incluir na compensação de ARL as áreas prioritárias para restauração baseando-se em priorização e planejamento de paisagens mais favoráveis à biodiversidade e aos processos, serviços e funções ecológicas, como apresentado por Tambosi et al. (2014), e resiliência, como apresentado por Stefanos et al. (2016), por exemplo, em esquemas de *offsetting*.

Esses aspectos são absolutamente relevantes quanto à aplicação do conceito da compensação da ARL. A questão que se impõe é como compensar um ecossistema que foi perdido por outro em recuperação que pode demorar muito tempo para atingir uma razoável similaridade com ecossistemas conservados. Assim, o conceito de *offsetting* ganha importância já que se apoia em um ganho adicional à biodiversidade, além daquele que seria obtido de qualquer maneira sem a ação de *offset*. Essa é a essência da aplicação da “equivalência ecológica” em um processo clássico de *offsetting*. Curran et al (2014) argumentam que o longo do tempo de recuperação, a incerteza dos resultados em termos de biodiversidade e o risco de falha na restauração requerem que a razão ou multiplicador a ser aplicado em ações de *offsetting* excedam em muito aqueles que têm sido aplicados atualmente, caracterizando assim uma forma de equacionar estes problemas ou incertezas. Esses multiplicadores foram citados anteriormente, na questão 1 (Pouzols et al., 2012; Bull et al., 2013, 2017). É preciso considerar também que a restauração tem um custo elevado, e este custo precisa ser levado em conta na análise de oportunidades em compensação de passivos ambientais.

Por outro lado, quando se adota o conceito de “equivalência ecológica” é possível uma compensação em áreas prioritárias para restauração, por exemplo, baseando-se na identificação destas áreas como sugerido por Tambosi et al. (2014) para a Mata Atlântica. Esta metodologia é composta de três passos: (a) a quantificação de habitats e sua conectividade, (b) o uso de conceitos de ecologia de paisagens para identificar paisagens resilientes com base na quantidade de habitat, teoria da percolação, e conectividade na paisagem, e (c) o ordenamento da paisagem de acordo com sua importância como corredores ou gargalos para o fluxo biológico em uma escala mais ampla. Desta forma, os alvos prioritários podem ser identificados e inseridos em esquemas de compensação via restauração, usando seu valor para a conservação e a incerteza inerente aos efeitos da restauração como pesos na análise da “equivalência ecológica”. Essas áreas poderiam também compor um banco de áreas com “equivalência ecológica” potencial, para identificar um leque de possibilidades para a compensação de ARL. Além disso, a priorização da restauração em áreas que estão próximas a atingirem seus limiares de perda de espécies seria uma estratégia de impedimento de extinção local de espécies.

## 5. Restauração e "identidade ecológica"

A "equivalência ecológica" é a medida que deve ser adotada em processos de restauração, e não necessariamente a suposta completa similaridade ecológica. A razão para essa decisão é o conjunto de incertezas relativas aos resultados da restauração, seja de forma ativa ou regeneração natural, para compensar o déficit de ARL e evitar a perda de biodiversidade. Conforme já exposto nas questões anteriores, a restauração sempre vai apresentar um período de tempo, quase sempre longo, entre a ação de restauração e o atingimento do estado de "mesma identidade ecológica". Mesmo quando a compensação é feita em áreas de remanescente, a condição na paisagem influencia enormemente os resultados da análise baseada nos indicadores da biodiversidade. Além disso, existem processos, funções e serviços ecossistêmicos que podem variar entre locais diferentes.

A "equivalência ecológica" pode ser estimada com a inclusão de alvos de restauração em áreas prioritárias em função de vários aspectos funcionais, como a abordagem exposta por Tambosi et al. (2014) para a Mata Atlântica. Ou seja, na impossibilidade de compensar a deficiência de ARL, uma estratégia inovadora poderia ser a de adotar áreas prioritárias para restauração cuja "equivalência ecológica" poderia ser calculada em função dos ganhos para a biodiversidade em uma bacia hidrográfica, região ou Bioma, utilizando-se também de multiplicadores que confirmam certo grau de segurança frente às incertezas dos resultados da restauração propriamente dita.

## Considerações finais

O Brasil precisa estabelecer uma estratégia eficiente e adequada para compensação ambiental, de modo a que tenhamos um sistema que busque a perda líquida nula (*No-Net-Loss*) em biodiversidade. O balanço entre as perdas e ganhos para a conservação da biodiversidade, é foco das metas de Aichi da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB-COP10). Neste contexto, podemos criar um mercado de compensação que remunere adequadamente os proprietários que têm protegido ecossistemas naturais no país. Este é um trabalho que deve ser conduzido com base em ciência, mas também com forte interação com a sociedade e apoiado por todos os países membros da CDB. Trata-se de uma abordagem transdisciplinar, e deve alinhar inteligências e forças, seja da ecologia, da economia assim como dos propositores de políticas públicas. A adoção do valor/preço da terra como unidade de medida de base para definição de multiplicadores, ou seja, de uma calculadora para a compensação, é crucial para a fácil compreensão desta política. Assim também deve ser a identificação e o mapeamento das áreas prioritárias para esta compensação e/ou restauração. Critérios cientificamente defensáveis, transparentes e de fácil entendimento e tradução para o público em geral são o caminho mais adequado para a redução de conflitos nas áreas rurais do país. Acreditamos que ferramentas de apoio à tomada de decisão (do inglês DSS) como uma "calculadora de compensação" precisam ser adotadas para uma avaliação das alternativas disponíveis e sua "razão de troca" (hectares perdidos (\$) x hectares necessários a compensação), tornando mais claro o sistema proposto pelo novo Código Florestal para compensação/restauração ambiental. Finalmente, o conceito de "mesma identidade ecológica", considerado inadequado com base na análise conduzida neste artigo, precisa ser substituído pela "equivalência ecológica" quando se considera as áreas identificadas com passivos ambientais e aquelas destinadas à sua compensação.

## Agradecimentos

Ao Projeto Biomas, uma parceria da Embrapa e a Confederação Nacional da Agricultura (CNA) e o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) pelo apoio financeiro, à FUNDECT e ao CNPq pelo apoio financeiro ao projeto PRONEX 006/2015.

## Referências

- BARLOW, J.; GARDNER T. A.; ARAUJO, I. S.; AVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R.N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R. ; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; SILVA, M. N. F. da.; MOTTA, C. da S.; PERES, C. A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.104, n. 47, p.18555-18560, 2007.
- BEKESSY, S. A.; WINTLE, B. A.; LINDENMAYER, D. B.; MCCARTHY, M. A.; COLYVAN, M.; BURGMAN, M. A.; POSSINGHAM, H. P. The biodiversity bank cannot be a lending bank. **Conservation Letters**, v. 3, n. 3, p. 151-158, 2010.
- BERTONCELLO, R.; YAMAMOTO, K.; MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J. A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 14, p. 3413-3433, 2011.

BEZOMBES, L.; GAUCHERAND, S.; KERBIRIOU, C.; REINERT, M. E.; SPIEGELBERGER, T. Ecological equivalence assessment methods: what trade-offs between operationality, scientific basis and comprehensiveness?

**Environmental Management**, v. 60, n. 2, p. 216-230, 2018.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 16 set. 1965, Seção 1, p. 9.529. Disponível em:

<[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm)>. Acesso em 10 dez. 2018.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 28 maio 2012, Seção 1, p. 1. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>. Acesso em 10 dez. 2018.

BULL, J. W.; SUTTLE, K. B.; GORDON, A.; NAVINDER, J. S.; MILNER-GULLAND, E. J. Biodiversity offsets in theory and practice. **Oryx**, v. 47, n. 3, p. 369-380, 2013.

BULL, J. W.; LLOYD, S. P.; STRANGE, N. Implementation gap between the theory and practice of biodiversity offset multipliers. **Conservation Letters**, v.10, n. 6, p. 656–669, 2017.

CALVET, C.; NAPOLÉONE, C.; SALLES, J. M. The biodiversity offsetting dilemma: Between economic rationales and ecological dynamics. **Sustainability**, v. 7, n. 6, p. 7357-7378, 2015.

CLIMATE POLICY INITIATIVE. **O Código Florestal pode ser finalmente implementado**. E agora? Rio de Janeiro: INPUT, 2018. Disponível em: <[https://climatepolicyinitiative.org/wp-content/uploads/2018/03/CPI\\_Agroicone\\_Sumarios\\_CodigoFlorestal\\_E\\_agora.pdf](https://climatepolicyinitiative.org/wp-content/uploads/2018/03/CPI_Agroicone_Sumarios_CodigoFlorestal_E_agora.pdf)>. Acesso em: 08 dez. 2018.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. EDUFMT, Cuiabá, 2015. 165 p.

CURRAN, M.; HELLWEG, S.; BECK, J. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? **Ecological Applications**, v. 24, n. 4, p. 617-632, 2014.

DIAS, D. F. C.; RIBEIRO, M. C.; FELBER, Y. T.; CINTRA, A. L. P.; SOUZA, N. S.; HASUI, E. Beauty before age: landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 2, p. 259-270, 2015.

DUNN, R. R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, v.18, n. 2, p. 302-309, 2004.

FARAH, F. T.; MUYLAERT, R. L.; RIBEIRO, M. C.; RIBEIRO, J. W.; MANGUEIRA, J. R. S. A.; SOUZA, V. C.; RODRIGUES, R. R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78-88, 2017.

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; MACHADO, B. W. T.; SILVA, P. E. N.; HAY, J. D. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 6, n. 2, p. 27-46, 1992.

GAMARRA, M. J. C.; LASSOIEA, J. P.; MILDERA, J. Accounting for no net loss: a critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. **Journal of Environmental Management**, v. 220, p. 36-43, 2018.

GARCIA, L. C.; HOBBS, R. J.; RIBEIRO, D. B.; TAMASHIRO, J.; SANTOS, F. A. M.; RODRIGUES, R. R. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? **Applied Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 655-666, 2016a.

GARCIA, L. C.; ELLOVITCH, M. da F.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; MATSUMOTO, M. H; GARCIA, F. C.; LOYOLA, R.; LEWINSOHN, T. M. **Análise científica e jurídica das mudanças no Código Florestal, a recente Lei de Proteção da Vegetação Nativa**. Rio de Janeiro: ABECO, 2016b.

GARCIA, L. C.; CIANCIARUSO, M. V.; RIBEIRO, D. B.; SANTOS, F. A. M.; RODRIGUES, R. R. Flower functional trait responses to restoration time. **Applied Vegetation Science**, v.18, p. 402-412, 2015.

GARCIA, L. C., HOBBS, R. J., SANTOS, F. A. M. dos.; RODRIGUES, R. R. Flower and fruit availability along a forest restoration gradient. **Biotropica**, v. 46, n.1, p.114-123, 2014.

GASPARINETTI, P.; BRUNER, A.; VILELA, T. **Definição de níveis de equivalência ecológica para a lei de compensação florestal do DF segundo o método de experimento de escolha**. Rio de Janeiro: Conservation Strategy Fund, 2017. p. 84. (Série Técnica, 51).

GIBBONS, P.; LINDENMAYER, D. B. Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? **Ecological Management & Restoration**, v. 8, n.1, p. 26-31, 2007.

- GONÇALVES, B.; MARQUES, A.; SOARES, A. M. V. da M.; PEREIRA, H. M. Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 61-67, 2015.
- HABIB, T. J.; FARR, D. R.; SCHNEIDER, R. R.; BOUTIN, S. Economic and ecological outcomes of flexible biodiversity offset systems. **Conservation Biology**, v. 27, n. 6, p.1313-1323, 2013.
- HEYNEMANN, C. B. **Floresta da Tijuca: natureza e civilização no Rio de Janeiro – século XIX**. Rio de Janeiro: Secretaria Municipal de Cultura, 1995. 195 p.
- HOBBS, R. J.; HALLETT, L. M.; EHRlich, P. R.; MOONEY, H. A. 2011. Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. **Bioscience**, v. 61, n.6, p. 442-450, 2011.
- IBGE. **Manual Técnico da vegetação Brasileira**. 2º ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 271 p.
- IVES, C. D.; BEKESSY, S. A. The ethics of offsetting nature. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 13, n. 10, p. 568-573, 2015.
- LAITILA, J.; MOILANEN, A.; POUZOLS, F. M. A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n.11, 1247-1254, 2014.
- LEWINSOHN, T. M. Primórdios da ciência ecológica no Brasil colonial e imperial. **Filosofia e História da Biologia**, v. 11, n. 2, p. 347-381, 2016.
- LOURIVAL, R.; CALEMAN, S. M. de Q.; VILLAR G. I. M.; RIBEIRO, A. R.; ELKIN, C. Getting fourteen for the price of one! Understanding the factors that influence land value and how they affect biodiversity conservation in central Brazil. **Journal of Ecological Economics**, v. 67, n. 1, p. 20-31, 2008.
- MARON, M.; HOBBS, R. J.; MOILANEN, A.; MATTHEWS, J. W.; CHRISTIE, K.; GARDNER, T. A.; KEITH, D.A.; LINDENMAYER, D. B.; MCALPINE, C. A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, v. 155, p.141-148, 2012.
- MARON, M.; IVES, C. D.; KUJALA, H.; BULL, J. W.; MASEYK, F. J. F.; BEKESSY, M. S. ; GORDON, A. WATSON, J. E. M.; LENTINI, P. E.; GIBBONS, P.; POSSINGHAM, H. P.; HOBBS, R. J.; KEITH, D. A. WINTLE, B. A.; EVANS, M. C. Taming a wicked problem: resolving controversies in biodiversity offsetting. **BioScience**, v. 66, n. 6, p. 489-498, 2016.
- MARON, M.; BROWNLIE, S.; BULL, J. W.; EVANS, M. C.; VON HASE, A.; QUÉTIER, F.; WATSON, J. E. M. ; GORDON, A. The many meanings of no net loss in environmental policy. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 19-27, 2018.
- MASEYK, F. J. F.; BAREA, L. P.; STEPHENS, R. T. T.; POSSINGHAM, H. P.; DUTSON, G.; MARON, M. A disaggregated biodiversity offset accounting model to improve estimation of ecological equivalency and no net loss. **Biological Conservation**, v. 204, part. 2, p. 322-332, 2016.
- MCGILLIVRAY, D. Compensating biodiversity loss: the EU Commission's approach to compensation under article 6 of the habitats directive. **Journal of Environmental Law**, v. 24, n. 3, p. 417- 450, 2012.
- MCKENNEY, B.; KIESECKER, J. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. **Environmental Management**, v.45, n.1, p. 165-176, 2009.
- MCKENNEY, B.; WILKINSON, J. *Achieving Conservation and Development: 10 Principles for Applying the Mitigation Hierarchy*. Arlington, VA: The Nature Conservancy, 2015. 20 p.
- METZGER, J. P.; MANTOVANI, M. *Equivalência ecológica não é nenhuma jabuticaba*. *O Eco*, ab. 2018. Disponível em: <<https://www.oeco.org.br/colunas/colunistas-convidados/equivalencia-ecologica-nao-e-jabuticaba/>>. Acesso em: 30 ab. 2018.
- MOILANEN, A.; TEEFFELEN, J. A.; BEN-HAIM, Y.; FERRIER, S. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. **Restoration Ecology**, v. 17, n.4, p. 470-478, 2009.
- MORENO-MATEOS, D.; MARIS, V.; BÉCHET, A.; CURRAN, M. The true loss caused by biodiversity offsets. **Biological Conservation**, v. 192, p. 552-559, 2015.
- MORENO-MATEOS, D.; BARBIER, E. B.; JONES, P. C.; JONES, H. P.; ARONSON, J.; LOPEZ- LOPEZ, M. L.; MCCRACKIN, M. L.; MELI, P.; MONTOYA, D.; BENAYAS, J. M. R. Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. **Nature communications**, v. 8, n. 14163, 2017.
- NARAIN, D.; MARON, M. Cost shifting and other perverse incentives in biodiversity offsetting in India. **Conservation Biology**, v. 32, n. 4, p. 782-788, 2018.

- NORTON, D. A. Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assessment framework. **Environmental Management**, v. 43, n.4, p. 698-706, 2009.
- OLIVEIRA-SILVA, R. A.; SILVA, J. S.; MENDONÇA, E. S.; RANIERI, V. E. L. Biodiversity offsets in Brazil: an indicative map for compensation of legal reserve in the São Paulo State. In: ANNUAL CONFERENCE OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT, 34., 2014, Viña del Mar. **Proceedings...** Viña del Mar: International Association for Impact Assessment, 2014. 6 p.
- PEREIRA, H. M.; FERRIER, S.; WALTERS, M.; GELLER, G. N.; JONGMAN, R. H. G.; SCHOLLES, R. J.; BRUFORD, M. W.; BRUMMITT, N.; BUTCHART, S. H. M.; CARDOSO, A. C.; COOPS, N. C.; DULLOO, E.; FAITH, D. P.; FREYHOF, J.; GREGORY, R. D.; HEIP, C.; HÖFT, R.; HURTT, G.; JETZ, W.; KARP, D. S.; MCGEOCH, M. A.; OBURA, D.; ONODA, Y.; PETTORELLI, N.; REYERS, B.; SAYRE, R.; SCHARLEMANN, J. P. W.; STUART, S. N.; TURAK, E.; WALPOLE, M.; WEGMANN, M. Essential biodiversity variables. **Science**, v. 339, n. 6117, p. 277-278, 2013.
- PILGRIM, J. D.; BROWNLIE, S.; EKSTROM, J. M. M.; GARDNER, T. A.; VON HASE, A.; TEN KATE, K.; SAVY, C. E.; STEPHENS, R. T. T.; TEMPLE, H. J.; TREWEEK, JO; USSHER, G. T.; WARD, G. A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. **Conservation Letters**, v. 6, n.5, p. 376-384, 2013.
- POUZOLS, F. M.; BURGMAN, M. A.; MOILANEN, A. Methods for allocation of habitat management, maintenance, restoration and offsetting, when conservation actions have uncertain consequences. **Biological Conservation**, v. 153, p. 41-50, 2012.
- QUÉTIER, F.; LAVOREL, S. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. **Biological Conservation**, v.144, n. 12, p. 2991-2999, 2011.
- RAINEY, H. J.; POLLARD, E. H. B.; DUTSON, G.; EKSTROM, J. M. M.; LIVINGSTONE, S. R.; TEMPLE, H. J.; PILGRIM, J. D. A review of corporate goals of no net loss and net positive impact on biodiversity. **Oryx**, v. 49, n. 2, p. 232-238, 2015.
- RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal Botany**, v. 60, n.1, p. 57-109, 2003.
- ROBERTSON, M. M. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. **Geoforum**, v. 35, n. 3, p. 361-373, 2004.
- RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.
- 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? In: SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE O TRATAMENTO DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM MEIO URBANO E RESTRIÇÕES AMBIENTAIS AO PARCELAMENTO DO SOLO, 3., 2014, Belém. **Anais...** Belém: UFPA, 2014. 21 p.
- SILVA, J. S. **Compensação da reserva legal no Estado de São Paulo: uma análise da equivalência ecológica**. 2013. 100f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.
- SONTER, L. J.; BARRETT, D. J.; SOARES-FILHO, B. S. Offsetting the impacts of mining to achieve no net loss of native vegetation. **Conservation Biology**, v. 28, n. 4. p. 1068-1076, 2014.
- STEFANES, M.; QUINTERO, J. M. O.; ROQUE, F. de. O.; SUGAI, L. S. M.; TAMBOSI, L. R.; LOURIVAL, R.; LAURANCE, S. Incorporating resilience and cost in ecological restoration strategies at landscape scale. **Ecology and Society**, v. 21, n. 4, 2016.
- TAMBOSI, L. R.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. Framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014.
- TEN KATE, K.; BISHOP J.; BAYON, R. **Biodiversity offsets: views, experience, and the business case**. Gland: IUCN, 2004. 94 p. Disponível em: <<https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/bdoffsets.pdf>>. Acesso em: 08 dez. 2018.
- TURNER RE, REDMOND AM, ZEDLER JB. Count it by acre or function—mitigation adds up to net loss of wetlands. **National Wetlands Newsletter** v. 23, n 5-6, p. 14-16, 2001.
- VILLARROYA, A.; BARROS, A. C.; KIESECKER, J. Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. **PLoS ONE**, v. 19, n. 9, 2014.
- WISSEL, S.; WÄTZOLD, F. A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v. 24, n. 2, p. 404-411, 2010.



---

*Pantanal*



MINISTÉRIO DA  
**AGRICULTURA, PECUÁRIA  
E ABASTECIMENTO**

