

Perda de habitat, leis ambientais e conhecimento científico: proposta de critérios para a avaliação dos pedidos de supressão de vegetação

DARY MOREIRA GONÇALVES RIGUEIRA,
SAMANTA LEVITA COUTINHO,
CLARISSA MACHADO PINTO-LEITE,
VITOR LUIS CURVELO SARNO,
CANDELARIA ESTAVILLO,
SIMONE CAMPOS,
VANESSA SIMÕES DIAS,
CARLA DE BARROS E AZEVEDO CHASTINET 10.7724/caititu.2013.v1.n1.d03

Synthesis:

What environmental problem is the focus of this work? *The lack of a pragmatic and ecologically-based protocol for evaluating the environmental feasibility in processes that authorize the suppression of native vegetation (ASV).*

What was the strategy of the work to help solving the problem? *To integrate academic and applied knowledge by the means of the dialog among environmental technicians and ecologists aiming to produce a protocol with such features.*

What is the main conclusion of the work? *The use of a decision tree that integrates three spatial scales and states precautionary principles has the potential to enhance the quality of the technical reports on ASVs.*

Keywords: *Brazilian forest code; biodiversity conservation; habitat fragmentation; environmental management; environmental law; environmental licensing; ecological thresholds*

Contexto geral

Demonstrar a viabilidade ambiental de empreendimentos ou atividades que impliquem em supressão de vegetação nativa é um requisito para sua autorização previsto no ordenamento jurídico nacional e na legislação ambiental baiana. Atestá-la é responsabilidade dos órgãos ambientais,

Que problema ambiental é foco deste trabalho? A ausência de um protocolo pragmático e com base ecológica para a avaliação de viabilidade ambiental em processos de autorização de supressão de vegetação nativa (ASV).

Qual foi a estratégia do trabalho para contribuir com sua solução? Integrar conhecimento acadêmico e aplicado a partir do diálogo entre técnicos ambientais e ecólogos visando desenvolver um protocolo com essas características.

Qual é a principal conclusão do trabalho? O uso de uma árvore de decisões que integra três escalas espaciais e explicita critérios de precaução tem potencial para qualificar os pareceres técnicos sobre ASVs.

Palavras-chave: código florestal; conservação da biodiversidade; fragmentação de habitats; gestão ambiental; legislação ambiental; licenciamento ambiental; limiares ecológicos



através da emissão do respectivo ato autorizativo¹, fundamentado em análises técnicas prévias. Considerando os princípios do arcabouço legislativo nacional, em especial a legislação estadual de meio ambiente da Bahia, um empreendimento ou atividade somente pode ser considerado viável quando não afetar a manutenção da biodiversidade². Atualmente, para avaliar as solicitações para supressão de vegetação nativa, os órgãos ambientais exigem que os empreendedores apresentem uma caracterização

1 Atos autorizativos: licença ambiental, autorização para supressão de vegetação nativa (ASV) ou anuência para supressão de vegetação nativa.

2 A Lei Estadual nº 10.431/06, inclusive com a alteração mais recente através da Lei nº 12.377 de 28 de dezembro de 2011 estabelece que:

“Art. 20 – Ao Poder Público e à coletividade incumbe defender, preservar, conservar e recuperar o meio ambiente, observando, dentre outros, os seguintes princípios:

I – da prevenção e da precaução;

II – da função social da propriedade; [...]

X – da manutenção da biodiversidade necessária à evolução dos sistemas imprescindíveis à vida em todas as suas formas; [...]

Art. 3º – A Política Estadual de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade tem por objetivo:

I – melhorar a qualidade de vida, considerando as limitações e as vulnerabilidades dos ecossistemas;

II – compatibilizar o desenvolvimento socioeconômico com a garantia da qualidade de vida das pessoas, do meio ambiente e do equilíbrio ecológico e da proteção do sistema climático; [...]

V – promover e disseminar o conhecimento como garantia da qualidade ambiental;

VI – garantir a perpetuidade da biodiversidade e de seu patrimônio genético e a repartição equitativa dos benefícios derivados da sua utilização e dos conhecimentos tradicionais a eles associados; [...]

Art. 9ºB – O Plano Estadual de Proteção da Biodiversidade (PEPB) tem por fundamento a prevenção e combate às causas da redução ou perda da diversidade biológica, observando, prioritariamente, a conservação da diversidade biológica dos ecossistemas e dos *habitats* naturais, bem como a manutenção e recuperação de populações viáveis de espécies no seu meio natural.”

da área a ser suprimida através da descrição dos seus atributos físicos, do inventário florestal e de uma lista de espécies da fauna de ocorrência no local. No entanto, é preciso considerar que os processos ecológicos responsáveis pelo funcionamento dos ecossistemas e manutenção da biodiversidade, aspectos-chave a serem preservados, emergem da interação entre as partes destes sistemas (atributos bióticos e físicos) em diferentes escalas espaciais. Assim, percebe-se que a abordagem atualmente praticada tem um foco local inadequado para atingir o objetivo por não considerar processos ecológicos que, em grande parte, dependem e são influenciados por escalas espaciais mais amplas. O resultado desse descompasso é que o principal critério observado para a autorização de supressão de vegetação nativa (ASV) tem sido a exclusão das áreas de preservação permanente (APP) e de reserva legal (RL) dimensionadas a partir dos limites *mínimos* previstos pelo Código Florestal³. Além disso, as áreas passíveis de uso alternativo do solo, consideradas neste contexto como aquelas que não são APP ou RL, são disponibilizadas para supressão sem que nenhum critério técnico fundamentado em conceitos ecológicos seja aplicado, impossibilitando a avaliação da viabilidade ambiental do desmate da vegetação em áreas nesta condição.

Através da aproximação entre instituições de pesquisa ecológica e de gestão ambiental, foi formado

3 Código Florestal: Lei nº 4.471/65 (antigo código) e o Novo Código Florestal, instituído em 25/05/2012 pela Lei nº 12.651/2012 e alterada pela MP 571/2012.

um grupo de trabalho misto, composto por professores e estudantes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da UFBA (PPGECOBIO/UFBA), com a colaboração de uma professora da Universidade de São Paulo (USP), e por técnicos do Instituto Estadual de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (INEMA) e do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)⁴. Esse grupo buscou mobilizar o conhecimento científico para contextualizá-lo num formato adequado à prática no âmbito dos órgãos ambientais, visando contribuir para o aprimoramento dos critérios técnicos e procedimentos da análise necessária à concessão de ASVs no estado da Bahia.

Diante da constatação de que os órgãos ambientais têm dificuldade de estabelecer critérios claros e adequados para demonstrar a viabilidade ambiental dos projetos que implicam em supressão de vegetação nativa, propomos uma análise hierárquica multiescalar que considera tanto os aspectos físicos quanto os biológicos, em três escalas espaciais distintas: regional, sub-bacia e área do empreendimento, com a indicação dos percentuais mínimos de vegetação nativa necessários à manutenção dos processos ecológicos, contribuindo assim para a manutenção da biodiversidade, dos serviços ecossistêmicos e do bem estar da população humana. O protocolo foi planejado de modo a ser suficientemente simples para ser

4 Mais informações sobre a metodologia usada para integrar conhecimento e experiência da área acadêmica e dos órgãos ambientais, denominada “comunidade de prática”, ver Pardini e colaboradores (no prelo).

utilizado nas condições de urgência normalmente vigentes nas condições de trabalho nos órgãos ambientais, e sua aplicação, como será visto, tenderá a reduzir os custos associados à avaliação.

Argumento:

A supressão de vegetação nativa depende de autorização dos órgãos ambientais competentes (Lei Federal nº 4.771/65⁵ e Decreto Federal nº 5.975/06⁶), os quais devem avaliar em cada caso a viabilidade ambiental do projeto, a ser demonstrada pelo requerente (Lei Estadual nº 10.431/06⁷). Desde 2006⁸ a competência para autorizar a supressão de vegetação na-

5 Art. 19 da Lei nº 4.771/65: “A exploração de florestas e formações sucessoras, tanto de domínio público como de domínio privado, dependerá de prévia aprovação pelo órgão estadual competente do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), bem como da adoção de técnicas de condução, exploração, reposição florestal e manejo compatíveis com os variados ecossistemas que a cobertura arbórea forme.”

6 Art. 10 do Decreto Federal nº 5.975/06: “A exploração de florestas e formações sucessoras que implique a supressão a corte raso de vegetação arbórea natural somente será permitida mediante autorização de supressão para o uso alternativo do solo expedida pelo órgão competente do SISNAMA.”

7 Art. 123 da Lei Estadual nº 10.431/06: “A supressão da vegetação nativa necessária à alteração do uso do solo para a implantação ou ampliação de empreendimentos, somente será autorizada mediante demonstração ao órgão competente da sua viabilidade ambiental, técnica e econômica.”

8 Art. 83 da Lei Federal nº 11.284/06 que alterou o art. 19 do Código Florestal (Lei nº 4.771/65), regulamentado pelo Decreto Federal nº 5.975/06. Este processo de descentralização da gestão florestal e das ASVs foi reforçado pela recente aprovação da Lei Complementar nº 140/11 que regulamentou o art. 23 da Constituição Federal de 1988 e estabeleceu nos artigos 7, 8 e 9, respectivamente, as ações administrativas que cabem à União, Estados e Municípios.

tiva (ASV) é estadual e, no caso da Bahia, tal atribuição cabe ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA). Ao órgão ambiental federal, IBAMA, restou anuir as supressões de vegetação em áreas maiores que 1.000 ha ou localizadas no entorno de unidades de conservação de administração federal, esta última posteriormente delegada ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)⁹.

Para a avaliação da viabilidade ambiental da supressão de vegetação nativa, tanto o INEMA como o IBAMA e o ICMBio se pautam em dispositivos legais (estaduais¹⁰ e federais¹¹) que têm em comum princípios voltados para a manutenção e/ou conservação da biodiversidade. Dispositivos mais específicos, normatizadores de procedimentos internos dos órgãos ambientais (Portaria IBAMA nº 113/95 e Portaria INEMA nº 13.287/10), por sua vez, solicitam ao empreendedor informações voltadas à caracterização do local onde está inserida a área cuja vegetação será objeto da supressão, por meio da descrição dos seus atributos físicos (para localização da RL e

APP), de uma lista de espécies da fauna de ocorrência no local (para formulação de projetos de resgate e monitoramento da fauna) e do inventário florestal (para o cálculo de volumes de material lenhoso resultante do desmate). É através desse conjunto de dados que os órgãos ambientais, atualmente, devem decidir se a supressão de vegetação necessária para a implantação do empreendimento ou atividade, na forma pretendida, é ambientalmente viável. Desta forma, entende-se que o posicionamento técnico dos órgãos é o de que a conservação da biodiversidade depende apenas da manutenção daqueles aspectos estruturais descritos pelos estudos ambientais solicitados, restritos à área do empreendimento.

No entanto, é preciso considerar que os processos ecológicos (como, por exemplo, produtividade, decomposição, dispersão, polinização) responsáveis pelo funcionamento dos ecossistemas e manutenção da biodiversidade, aspectos-chave a serem preservados (Metzger 2000, Bennett et al. 2009), emergem da interação entre as suas partes (atributos bióticos e físicos) em diferentes escalas espaciais. Assim, percebe-se que a abordagem atualmente praticada tem um foco local inadequado para atingir o objetivo pretendido porque: 1) busca conservar alguns aspectos estruturais da comunidade biológica e meio físico do local que abriga a vegetação nativa a ser suprimida e não os processos ecológicos responsáveis pela automanutenção desse sistema; e 2) a escala espacial desta abordagem considera apenas o local da supressão e não escalas maiores das quais dependem os processos ecológicos.

9 Lei Federal nº 11.516/07 que criou o ICMBio.

10 A Constituição Estadual e a Lei Estadual nº 10.431/06.

11 A Constituição Federal de 1988, a Lei 6.938/81 da Política Nacional do Meio Ambiente, o Código Florestal (Lei Federal 4.771/65), a Lei Federal nº 11.284/06, entre outras. Cabe destacar que: (1) mesmo com as alterações que eventualmente venham a ser aprovadas no novo Código Florestal, as quais podem inclusive serem arguidas como inconstitucionais, o nosso ordenamento jurídico tem princípios mais amplos que devem ser obedecidos; (2) as Convenções sobre Biodiversidade, Mudanças Climáticas e Combate à Desertificação assinadas durante a Conferência Rio92 e ratificadas pelo Brasil têm força de lei.

É necessário que os órgãos ambientais ampliem sua visão para além da área do empreendimento, pois ao se basearem em dados restritos à escala local (área do empreendimento), têm respaldado suas decisões num conjunto de informações que não são adequadas para seguir os princípios legais e cumprir um dever previsto no Art. 225 da Constituição Federal: “preservar e restaurar processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas”. Tal comprometimento dos processos ecológicos pode implicar na diminuição de bens e serviços ambientais necessários à manutenção e longevidade da própria atividade econômica, relação evidenciada por pesquisas sobre serviços ecossistêmicos, as quais demonstram uma conexão entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas com os serviços ambientais e bem estar humano. (Uhl et al. 1993, Constanza et al. 1997, MEA 2005, Klein et al. 2007, Klein et al. 2008, Verweij et al. 2009)

Com uma abordagem focada em aspectos inadequados e escala espacial insuficiente para avaliar a viabilidade ambiental da supressão de vegetação nativa, os órgãos ambientais se pautam na aplicação dos dispositivos do Código Florestal (Lei Federal nº 4.771/65, alterada para Lei nº 12.651/2012 e MP 571/2012) para áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal (RL), pressupondo que os percentuais mínimos destas áreas definam o quanto pode ser suprimido em todas as situações. Assim, apenas uma RL que corresponda a 20% da área da propriedade rural e o respeito à APP nas faixas mínimas estabelecidas no Código Florestal são limitantes para

o desmatamento no estado da Bahia e na maioria das outras Unidades da Federação. Isso significa dizer, na prática, ao contrário do que explicita o texto e o espírito da Lei, que: (1) os percentuais e faixas mínimas de RL e APP acabaram por se converter nos limites máximos de manutenção de cobertura vegetal nativa, ou seja, de piso tornou-se teto; (2) a viabilidade ambiental das supressões requeridas não é efetivamente avaliada.

Ocorre que apenas a manutenção das áreas mínimas de RL e APP pode não ser suficiente para manter os processos ecológicos e, conseqüentemente, conservar a biodiversidade e a manutenção dos sistemas ecológicos de uma determinada paisagem (Andrén 1994, Pardini et al. 2010). Percebe-se, portanto, que a concessão de ASV pode implicar na permissão para desmatamentos que podem ser deletérios tanto para a biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas quanto para os serviços ambientais e bem estar humano.

A decisão sobre quais áreas de vegetação nativa podem ser suprimidas deve ser baseada também em escalas espaciais mais amplas que a área do empreendimento, contemplando o contexto espacial e a estrutura da paisagem no qual o mesmo está inserido, já que estes aspectos definem processos ecológicos importantes como o grau de fragmentação do habitat e das populações e a conectividade entre elas (Fahrig 2001, Ewers & Didham 2006, Hernández-Stefanoni & Dupuy 2008).

A incorporação do conhecimento científico em critérios e protocolos que permitam a avaliação da viabilidade ambiental e sejam viáveis em

termos dos recursos e tempo disponíveis qualificará as análises e argumentação técnicas no cenário de conflitos de interesses e pressão sobre o posicionamento dos órgãos envolvidos. A conservação da biodiversidade e dos serviços ambientais pode não estar sendo garantida pela falta de argumentos técnicos com embasamento científico claro e consistente somada à inadequada interpretação – e aplicação –, dos dispositivos legais por parte dos órgãos ambientais. Desta forma, argumentos de natureza política, econômica e social acabam sendo mais determinantes para a permissão do desmatamento do que a viabilidade ambiental. É urgente, portanto, reequilibrar estas diferentes perspectivas através da inserção efetiva do argumento ambiental pautado em embasamento científico claro nos processos de decisão sobre a concessão de autorizações para supressão de vegetação nativa, tanto no estado da Bahia como para os demais estados do Brasil (Rigueira 2011).

Neste artigo, propomos critérios técnicos para análise da viabilidade ambiental dos empreendimentos ou intervenções que impliquem em supressão de vegetação nativa. Eles foram desenvolvidos a partir do trabalho conjunto de técnicos dos órgãos ambientais, alunos de pós-graduação e professores da Universidade Federal da Bahia e da Universidade de São Paulo (Pardini *et al.* no prelo). Através de uma abordagem hierárquica em três escalas espaciais (regional, sub-bacia e do empreendimento), e com base nas teorias de limiares ecológicos (percolação, fragmentação e extinção), em princípios de Ecologia de Paisagem,

de sucessão ecológica e no princípio da precaução, apresentamos critérios para a estimativa dos percentuais mínimos de cobertura vegetal nativa a serem mantidos na paisagem, assim como para a identificação da(s) área(s) mais adequada(s) para supressão, visando à conservação da biodiversidade e dos serviços ambientais, o cumprimento de princípios constitucionais e a aplicação adequada dos dispositivos da legislação pelos órgãos ambientais no exercício de suas atribuições.

Arcabouço científico:

Percentuais mínimos de cobertura vegetal nativa a serem mantidos

A perda e fragmentação dos *habitats* naturais, decorrentes da diminuição da cobertura vegetal, podem conduzir a mudanças bruscas irreversíveis na biodiversidade e, conseqüentemente, no funcionamento dos ecossistemas e serviços ambientais associados (Andrén 1994, Fahrig 2003, Pardini *et al.* 2010, Hanski 2011). Estudos teóricos e empíricos indicam que estas mudanças bruscas ocorrem abaixo de valores limítrofes de percentual de vegetação nativa numa paisagem, mais conhecidos como limiares ecológicos (p. ex., limiares de percolação, extinção e de fragmentação) (Andrén 1994, Fahrig 2003, Swift & Hannon 2010, Pardini *et al.* 2010). Assim, garantir um percentual mínimo de cobertura de vegetação nativa com base nestes limiares é uma medida interessante para guiar a avaliação da viabilidade ambiental de pedidos de supressão de vegetação.

Estes limiares ecológicos estão associados à relação não linear que existe entre a perda de habitat na paisagem

e características das manchas de habitat (fragmentos) dentro da paisagem (Andrén 1994, Fahrig 2003). Por exemplo, à medida que se perde habitat na paisagem, há um decréscimo brusco do tamanho da maior mancha por volta de 60% de habitat na paisagem e um aumento brusco da distância média entre as manchas por volta de 20% de habitat (Andrén 1994, Fahrig 2003). Desta maneira, em um determinado ponto crítico da perda de vegetação nativa na escala da paisagem, o pequeno tamanho e elevado isolamento dos fragmentos aumentam as chances de extinção das populações, levando ao decréscimo acentuado na quantidade de espécies (riqueza) e indivíduos (abundância) (Fahrig 2003, Pardini et al. 2010, Hanski 2011). A existência de um valor único para tal limiar é questão ainda em aberto, seja pela variação nos valores encontrados em função do grupo biológico considerado, ou pelas diferenças metodológicas adotadas em diferentes trabalhos (Lindenmayer & Luck 2005, Rhodes et al. 2008, Swift & Hannon 2010).

No entanto, existem evidências empíricas claras, inclusive produzidas em ecossistemas brasileiros, que paisagens com percentuais de vegetação nativa inferiores a 30% suportam apenas comunidades biológicas muito empobrecidas e pouco funcionais (Martensen et al. 2008, Metzger et al. 2009, Pardini et al. 2010). Segundo Pardini e colaboradores (2010), em áreas de Mata Atlântica com quantidade total de floresta igual ou maior que 50%, a abundância e riqueza de espécies de pequenos mamíferos florestais permanecem altas, independentemente do tamanho dos fragmentos. Já

em áreas com 30% de vegetação nativa remanescente, a distribuição e riqueza de espécies florestais dependem do tamanho do fragmento, concentrando-se nos maiores. Abaixo deste limiar de 30%, em paisagens com 10% de vegetação nativa remanescente, a maioria das espécies florestais não está mais presente na paisagem (seja nos fragmentos grandes ou pequenos), o que indica que se perdeu a resiliência ecológica, uma vez que, dada a extinção das espécies na escala da paisagem, intervenções locais, como a restauração de florestas ou de corredores, dificilmente permitirão a recuperação da biodiversidade e dos processos ecológicos a ela associados.

Evidências empíricas, portanto, indicam que paisagens modificadas pelo homem deveriam manter uma porcentagem mínima de 30% de vegetação nativa (Hanski 2011) para manter a biodiversidade e a resiliência ecológica. Porém, paisagens nesta situação estão bastante perto do limiar e qualquer evento ao acaso ou imprevisto que reduza a quantidade de mata (por exemplo, incêndios acidentais etc.) pode desencadear uma perda brusca de biodiversidade. Assim, nas áreas identificadas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA 2007) como prioritárias para conservação ou, fora delas, nas áreas mais sensíveis a processos erosivos e desertificação, deveriam ser mantidos valores mais elevados de vegetação nativa partindo-se do princípio da precaução (United Nations 1992, Denoël & Ficetola 2007).

Vale ressaltar que o tamanho da grande maioria dos empreendimentos, no entanto, não representa uma escala espacial adequada para a ava-

liação destas porcentagens mínimas de vegetação nativa. Devem-se considerar escalas espaciais maiores, que incluam o entorno dos empreendimentos, e sejam compatíveis com a escala em que ocorrem os processos ecológicos relacionados aos limiares ecológicos (i.e., processos demográficos e de dispersão entre várias subpopulações, ou manchas de habitat).

Áreas mais adequadas para supressão

Numa escala mais local, por outro lado, aspectos associados tanto à estrutura das manchas de vegetação nativa (tamanho, forma, grau de isolamento etc.) (Ewers & Didham 2006) como à qualidade da vegetação que as formam (estádio sucessional e grau de perturbação) (Barlow et al. 2007, Faria et al. 2009, Pardini et al. 2009, Santos et al. 2008, Gibson et al. 2011) podem influenciar a viabilidade de populações e a diversidade de espécies, servindo como indicadoras da composição biológica das manchas. É crescente o acúmulo de evidências sobre as vantagens do uso de indicadores baseados na estrutura da paisagem em comparação ao uso de espécies indicadoras. Articulando conclusões de diferentes autores, Banks-Leite e colaboradores (2011) enfatizam: (1) a facilidade e a economia de tempo e recursos na obtenção de métricas da paisagem, comparada ao trabalho de campo oneroso para levantar espécies indicadoras; (2) a padronização e o sucesso garantido na obtenção da medida, já que “[...] métricas de paisagem sempre produzem uma medida por local enquanto espécies podem passar despercebidas no momento da amostragem”; (3) a

consistência do conjunto de dados empíricos acumulados, que corroboram a relação entre métricas da paisagem e a estrutura e diversidade das comunidades biológicas, o que sugere a viabilidade de variáveis estruturais como indicadoras.

Em relação aos aspectos associados à estrutura das manchas de vegetação nativa, estudos indicam que as seguintes características influenciam a sua composição biológica: **1) tamanho:** quanto menor o fragmento, menor a população, maior o risco de extinção, e menor a diversidade de espécies (Tabarelli et al. 1999, Ewers & Didham 2006); **2) forma:** fragmentos mais irregulares têm maior efeito de borda, favorecendo espécies invasoras, exóticas e generalistas de habitat e desfavorecendo espécies especialistas no habitat original (Murcia 1995, Hernández-Stefanoni & Dupuy 2008, Lopes et al. 2009); **3) isolamento:** quanto maior o isolamento, menor a probabilidade de receber indivíduos imigrantes vindos de outras manchas, diminuindo o efeito resgate e aumentando a chance de extinção (Metzger 2000, Martensen et al. 2008); **4) ambientes no entorno:** quanto mais similar ao habitat original, mais permeável ao deslocamento e dispersão de indivíduos de espécies do habitat original entre manchas, e menor o efeito de borda que causam no habitat original (Baum et al. 2004, Ewers & Didham 2006). Assim, fragmentos maiores, menos irregulares, menos isolados e imersos em ambientes criados pelo homem que mais se assemelham ao habitat original têm maior probabilidade de manter populações, em especial de grupos biológicos mais sensíveis, como plantas de

grandes sementes e tolerantes à sombra (Cagnolo et al. 2006, Lopes et al. 2009, Moran et al. 2009). No entanto, manchas de habitat, mesmo que pequenas ou estreitas, podem ser muito importantes para conectar outras manchas como corredores ou trampolins (*stepping stones*) (Bunn et al. 2000, Baum et al. 2004, Fall et al. 2007, Boscolo et al. 2008) e também devem ser mantidas quando estão neste contexto espacial de conexão.

Além desses aspectos estruturais das manchas de vegetação nativa, a qualidade da vegetação que as formam, especialmente o estágio sucessional e o grau de perturbação (Dunn 2004, Barlow et al. 2007, Faria et al. 2009, Pardini et al. 2009, Santos et al. 2009, Gibson et al. 2011), também são importantes para a manutenção de populações e espécies e devem ser

considerados para decidir onde suprimir a vegetação.

Aplicação dos critérios para avaliação dos pedidos de supressão de vegetação:

Ao considerar uma única escala espacial nas avaliações de viabilidade ambiental dos pedidos de supressão de vegetação nativa, como realizado atualmente, processos ecológicos importantes para a manutenção da biodiversidade e serviços ambientais associados, que dependem de escalas espaciais mais amplas do que a área do empreendimento, não são contemplados. Com o objetivo de incluir estes processos na avaliação dos impactos da supressão vegetal, sugerimos que a avaliação seja realizada em diferentes escalas espaciais: Regional, Sub-Bacia e Empreendimento (Figura 1).

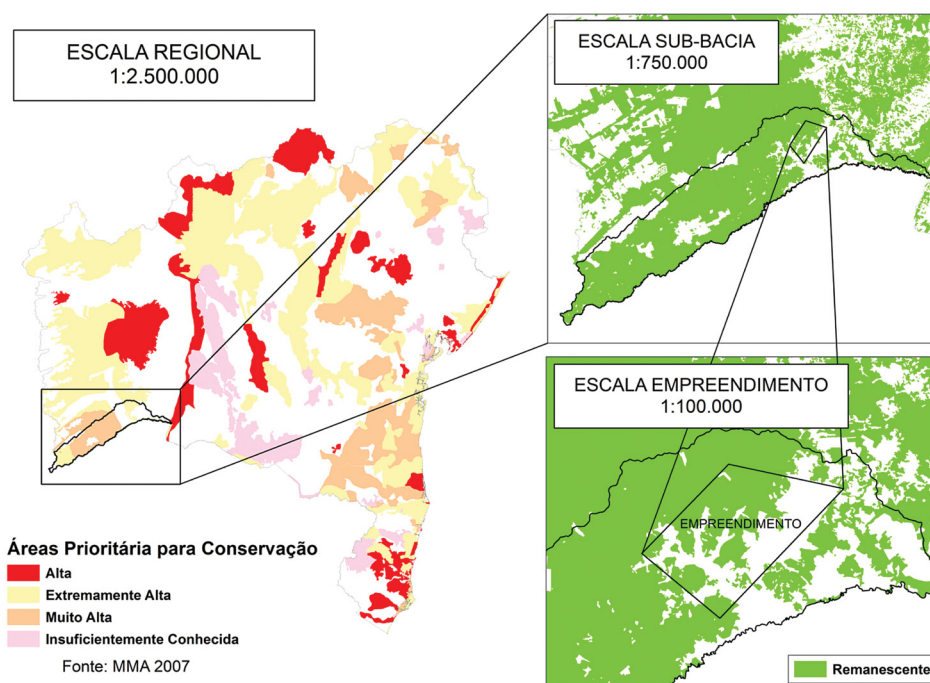


Figura 1: Escalas de análise para avaliação dos pedidos de supressão de vegetação: Regional, Sub-Bacia e Área do Empreendimento.

A avaliação multiescalar proposta é um procedimento hierárquico, isto é, a situação da escala regional define os critérios na escala da sub-bacia e do empreendimento.

A primeira e maior escala espacial a ser avaliada é a regional. Sugere-se que a análise da escala regional seja realizada pelo órgão ambiental licenciador, não demandando estudos a serem apresentados pelo empreendedor além dos dados básicos e preliminares do projeto que necessita de ASV, tais como localização e poligonal georreferenciada do empreendimento e a descrição da atividade. Nessa etapa, serão avaliados tanto aspectos biológicos quanto os físicos, através do uso de mapas de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e de geodiversidade, já existentes para o estado da Bahia e outras UFs:

Mapa de Áreas Prioritárias para Conservação (APC) para o estado da Bahia, produzido pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA 2007) – Este documento é um esforço conjunto entre pesquisadores brasileiros, governo estadual e federal, onde são estabelecidos diferentes níveis de prioridade para conservação (insuficientemente conhecida, alta, muito alta e extremamente alta) a partir das características e peculiaridades biológicas de cada área delimitada;

Mapa de Geodiversidade da Bahia, produzido pelo Serviço Geológico Brasileiro (CPRM)¹² – este mapa categoriza as áreas do estado da Bahia de acordo com seu nível de fragilidade do solo. A depender da área e nível de fragilidade, os solos serão mais propensos a danos estruturais como erosão, lixi-

viação, poluição de lençóis freáticos, entre outros aspectos.

Como estas propostas de mapas não são estáticas, modificações são comuns e acarretam na produção de novas versões. Desta forma, sugere-se o uso das melhores informações disponíveis e versões mais recentes dos mapas aqui indicados.

O primeiro passo para a avaliação hierárquica considerando a escala regional e de sub-bacia é a localização do empreendimento com a delimitação de sua poligonal para identificação da(s) sub-bacia(s) na(s) qual(is) o mesmo se situa, sendo a sub-bacia a unidade espacial da paisagem considerada para a análise dos percentuais mínimos a serem mantidos. O tamanho ideal da paisagem é uma medida relativa ao processo ecológico ou ao grupo biológico objeto da análise pretendida e, neste caso, o objetivo é abordar o sistema para conservar um maior número possível de processos e grupos. Assim, o tamanho da paisagem aqui estabelecido (50.000 a 100.000 ha) procurou abranger a capacidade de deslocamento e área de vida da maioria dos grupos, como uma forma de adotar a medida mais próxima e factível para atingir os objetivos propostos e deixar claros os critérios utilizados. Pelo fato das sub-bacias na Bahia apresentarem grande variação de tamanho, caso um empreendimento esteja localizado em uma sub-bacia menor do que 50.000 ha, a delimitação da paisagem deverá ser feita através da junção de sub-bacias vizinhas, elegendo-se aquelas que apresentem menor percentual de cobertura vegetal e, subsequentemente, o forma-

12 A antiga Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais agora se chama Serviço Geológico Brasileiro, mas manteve a mesma sigla: CPRM.

[VISUALIZAR ITEM](#)

to mais regular. Nos casos em que o empreendimento está localizado em uma sub-bacia maior do que 100.000 ha, a sub-bacia deverá ser subdividida considerando o perfil hidrográfico. Podem existir ainda empreendimentos cujas áreas englobem sub-bacias diferentes. Nestas situações a propriedade deverá ser subdividida para as análises, de acordo com as sub-bacias que ocupa, o que poderá gerar diferentes diretrizes para supressão em uma mesma propriedade.

Em um segundo passo, com a utilização dos mapas de áreas prioritárias para a conservação é possível identificar se a sub-bacia em que o empreendimento se localiza possui, em sua extensão, áreas que sejam prioritárias para a conservação¹³. Nesse caso, a diretriz para todos os empreendimentos nessa sub-bacia (paisagem) é manter 50% de sua extensão coberta por vegetação nativa. Caso a sub-bacia não tenha áreas prioritárias para a conservação em seu território, uma segunda análise deve ser feita com base no mapa de geodiversidade para que seja avaliada a sensibilidade física do ambiente, identificando risco de desertificação, erosão do solo dentre outras fragilidades. Caso a sub-bacia apresente áreas com alguma vulnerabilidade do ponto de vista físico, a diretriz para todos os empreendimentos nessa sub-bacia passa a ser a manutenção de 40% de cobertura vegetal nativa nas propriedades. Se a sub-bacia em questão não apresentar, em sua extensão, áreas prioritárias para conservação ou

13 As áreas insuficientemente conhecidas deverão ser mantidas no mesmo grupo das prioritárias, pelo princípio da precaução, considerando a falta de informações sobre a mesma.

áreas sensíveis do ponto de vista físico, o percentual mínimo a ser mantido por todos os empreendimentos deve ser 30% de cobertura florestal nativa, para que não se ultrapassem os limites ecológicos.

A análise na escala regional, através da utilização dos mapas de sensibilidade biológica e física, permite estabelecer, considerando-se os limites ecológicos, qual é a diretriz de conservação para a paisagem, ou seja, qual é o percentual mínimo a ser conservado na sub-bacia. Consequentemente, essa mesma diretriz para a paisagem deve ser aplicada em escala local e cada empreendimento deverá conservar o mesmo percentual estabelecido para a sub-bacia na qual está inserido, o que permite estabelecer as mesmas limitações ou possibilidades de uso para todos os proprietários dentro de uma mesma sub-bacia. No caso de um empreendimento que tenha áreas em diferentes sub-bacias, o mesmo poderá ter mais de uma diretriz para supressão, a depender da situação das sub-bacias em que o mesmo se encontra.

Depois de identificada a quantidade mínima de vegetação nativa a ser mantida na sub-bacia e, consequentemente, no empreendimento, deverá ser quantificada a porcentagem de vegetação nativa ainda presente na propriedade para o cálculo da quantidade de vegetação que ainda poderá ser autorizada para o desmate, ou, alternativamente, o quanto de área necessita ser restaurada para que a propriedade atinja o percentual mínimo estabelecido para a sua sub-bacia. Essa etapa deverá ser realizada exclusivamente pelo órgão ambiental licenciador, baseada nas imagens de satélite mais

recentes disponíveis, podendo ser solicitadas ao empreendedor imagens da propriedade, caso estas sejam mais atualizadas ou de melhor qualidade. A supressão será passível de autorização somente nos casos em que a área total de vegetação nativa no empreendimento for maior do que o valor do percentual mínimo a ser mantido na sub-bacia e na propriedade, estabelecido pelos critérios descritos acima, e apenas em quantidade que não diminua esses valores mínimos. Caso o empreendimento já tenha a sua cobertura vegetal reduzida abaixo do percentual mínimo estabelecido para a sub-bacia e, conseqüentemente, para a propriedade, fica demonstrada a necessidade de restauração de vegetação no empreendimento para atingir a diretriz de conservação da sub-bacia.

Assim, um empreendimento que se localiza numa sub-bacia que tem como diretriz de conservação manter 50% de vegetação nativa, também deve conservar 50% de vegetação em sua extensão. Se após as análises constatou-se que o mesmo possui apenas 30% de cobertura de vegetação nativa, então este proprietário deverá restaurar 20% de sua área para atingir o percentual mínimo de 50% que deve ser mantido em cada propriedade nesta sub-bacia. O resultado da análise técnica, nesse caso, seria o indeferimento da autorização de supressão requerida com a recomendação de restauração de 20% da área da propriedade. Em outra situação, um empreendimento que possua 70% de cobertura vegetal nativa e esteja localizado em uma sub-bacia que tenha como diretriz de conservação a manutenção de 30% de sua área, poderá ter autorizado o

desmate de 40% de sua extensão. Vale ressaltar que as áreas para conservação incluem APP e RL, o que, em muitas situações, a depender do estado de conservação da sub-bacia e da propriedade, acrescentaria nada ou muito pouco além das áreas mínimas a serem mantidas de acordo com a legislação.

Desta forma, o resultado da análise regional, baseado nos mapas de áreas prioritárias para conservação e de geodiversidade, define o percentual mínimo de cobertura de vegetação nativa (já incluídas as APPs e RLs) a ser mantido na paisagem e esta mesma diretriz é aplicada em todos os empreendimentos localizados na sub-bacia. O critério proposto para o estabelecimento de porcentagens mínimas de vegetação nas sub-bacias fundamenta-se em dados empíricos sobre limiares ecológicos, apresentados no tópico anterior (arcabouço científico), e também no princípio da precaução, reconhecendo a imprecisão do conhecimento científico e a importância biológica ou sensibilidade física de determinadas regiões do estado.

Após análise dessas duas escalas pelo órgão competente (regional e sub-bacia), este terá elementos para indicar se o pedido de supressão será possível ou não, do ponto de vista quantitativo. Na possibilidade de supressão (presença de cobertura de vegetação nativa no empreendimento maior do que a determinada pela diretriz de conservação estabelecida para a sub-bacia e aplicada à propriedade), deverão ser levantadas informações sobre estrutura das manchas de vegetação nativa (tamanho, forma, grau de isolamento) e sobre a qualidade da vegetação que as formam

(estádio sucessional e grau de perturbação) na área do empreendimento. Estas informações serão utilizadas, na etapa referente à avaliação em escala local, para fundamentar a escolha da(s) área(s) mais adequada(s) para supressão de vegetação no empreendimento, assim como a localização da Reserva Legal da propriedade.

A análise da concessão da ASV nesta etapa deverá ser subsidiada tecnicamente por estudos a serem realizados pelo próprio empreendedor a partir de um Termo de Referência (TR) emitido pelo órgão ambiental licenciador. Neste ponto há uma diferença a ser ressaltada: os estudos serão solicitados somente naqueles casos em que a supressão será autorizada, o que difere da prática atual, pela qual estudos são requisitos para as análises prévias da ASV e devem ser apresentados mesmo quando os pedidos são negados. O Termo de Referência deverá solicitar que o empreendedor apresente apenas: (1) mapeamento e análise estrutural quantitativa (tamanho, forma, grau de isolamento) das manchas de vegetação nativa presentes na área do empreendimento, assim como um levantamento do grau de perturbação e estágio sucessional das mesmas, e (2) uma proposta, com base nestes aspectos e seus efeitos sobre a biodiversidade (ver arcabouço científico), sobre quais manchas poderiam ser suprimidas dadas as características do empreendimento.

Assim, o estudo solicitado pelo TR para embasar a emissão da ASV passa a ter foco na estrutura espacial e qualidade das manchas de vegetação nativa e não na descrição de alguns elementos presentes no local a ser suprimido

(espécies da fauna e flora de ocorrência local), como é feito atualmente. Essa mudança permite: (1) maior generalidade, já que os indicadores de estrutura espacial e qualidade das manchas aplicam-se a diversos grupos biológicos e não apenas a uma pequena parcela de grupos ou espécies para os quais seria viável um inventário no local; e (2) clareza e objetividade em relação à ligação entre os estudos requeridos ao empreendedor e a decisão de quais manchas de vegetação poderão ser suprimidas – os dados serão utilizados para manter a maior conectividade possível entre as manchas de habitat e a preservação das manchas mais preservadas ou mais tardias. Esta ligação é dificilmente demonstrada na prática atual. O manejo da fauna deverá, portanto, se ater as fases de resgate e translocação às áreas eleitas como adequadas para seu recebimento.

Em suma, a proposta aqui apresentada é baseada numa análise multiescalar através das seguintes etapas: (1) definição da quantidade mínima de vegetação nativa a ser preservada na sub-bacia (onde se localiza o empreendimento) considerando a prioridade de conservação biológica e fragilidade física (escala regional); (2) identificação da quantidade de vegetação nativa ainda existente no empreendimento e se esta é menor ou maior do que a quantidade mínima definida para a sub-bacia e, consequentemente, aplicada a cada propriedade nela localizada (escala da sub-bacia); (3) caso a supressão seja possível, identificação da(s) melhor(es) área(s) ou fragmento(s) para executar a supressão solicitada (escala empreendimento) (Figura 2).

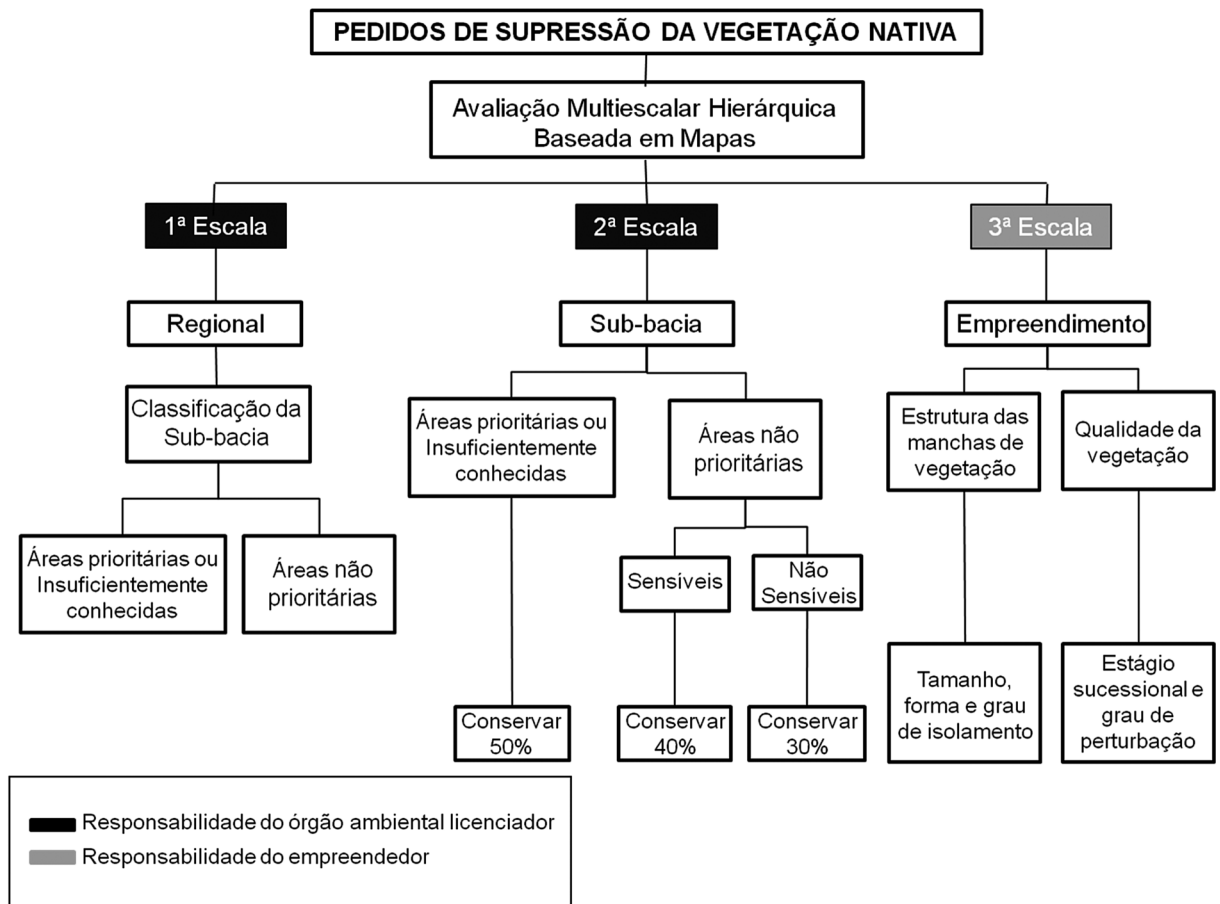


Figura 2: Resumo da proposta para avaliação dos pedidos de supressão de vegetação baseada numa análise multiescalar. Essa proposta é fundamentada na análise de três escalas espaciais: Regional, Sub-Bacia e Empreendimento; onde a situação da escala regional define os critérios na escala da sub-bacia e esta a do empreendimento, sucessivamente, da seguinte forma: i) Análise em Escala Regional — com base nos mapas de áreas prioritárias para a conservação e de fragilidade do solo para o estado da Bahia será identificado em qual categoria de sensibilidade (biológica e física) o empreendimento está inserido; ii) Análise na Escala da Sub-Bacia — fundamentado na teoria de limiares ecológicos e no princípio da precaução, se define a quantidade mínima de vegetação nativa a ser conservada na sub-bacia onde se localiza o empreendimento ou atividade, baseado na sensibilidade biológica e física da área, sendo elas: 50%, 40% ou 30% de vegetação nativa; iii) Análise na Escala do Empreendimento — caso a supressão seja possível (o empreendimento tenha quantidades de vegetação superior à definida na escala da sub-bacia) se faz a identificação da(s) melhor(es) área(s) ou fragmento(s) para executar a supressão solicitada, com base em conceitos da ecologia de paisagens como o tamanho, forma, grau de isolamento e estágio sucessional dos remanescentes.

Quais as implicações práticas da adoção destes critérios pelos órgãos ambientais?

Além da manutenção da biodiversidade e sua compatibilização com as atividades produtivas que demandam supressão de vegetação nativa, na prática, a adoção desses critérios pelos órgãos ambientais embasará as análises, contribuindo para um posicionamento técnico sobre a supressão de vegetação, até hoje ausente. A proposta poderá também contribuir para diversos instrumentos de gestão ambiental (Planos de Meio Ambiente, Biodiversidade e de Recursos Hídricos; Zoneamento Ecológico-Econômico – ZEE; Avaliação Ambiental Estratégica – AAE; Comitês de Bacias; Pagamentos por Serviços Ambientais – PSA; Licenciamento; Monitoramento; Fiscalização etc.) e poderá:

- simplificar, agilizar e diminuir os custos associados ao processo de licenciamento ambiental destes empreendimentos, através de análise prévia e rápida de mapas existentes e redução do escopo dos estudos atuais dos meios biótico, abiótico e socioeconômico, que passariam a ser muito mais focados e aplicáveis;
- aumentar a segurança técnica e jurídica dos servidores e gestores que assinam pareceres e emitem as ASVs;
- orientar e induzir o planejamento público e privado para que:
 - invistam na conservação nas bacias e sub-bacias que estão degradadas ou correndo risco eminente de degradação e que necessitam de restauração dos habitats;

- direcionem a aquisição de terras e o fomento das atividades produtivas que necessitam de ASVs para as regiões onde isto é possível sem afetar a resiliência das paisagens;
- estimular a criação de comitês de bacia nas sub-bacias com maiores conflitos pelo uso da terra; e
- incentivar a adoção de instrumentos econômicos como pagamento de serviços ambientais, por exemplo, entre usuários de recursos hídricos das sub-bacias onde seja necessária a restauração ecológica de paisagens impactadas.

Agradecimentos:

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia (PPGECOBIO/UFBA), em especial ao professor Pedro Luís Bernardo da Rocha, pelo fomento de tal discussão; à professora Renata Pardini, pela edição do artigo e contribuições estruturantes e esclarecedoras; aos professores Eduardo Mariano Neto, Eduardo Mendes da Silva e Mauro Ramalho pelas sugestões durante a construção da proposta; aos dois avaliadores anônimos do artigo pelas contribuições; aos órgãos de fomento CAPES, CNPq e FAPESB pela concessão das bolsas de estudo aos discentes do PPGECOBIO/UFBA envolvidos na escrita do artigo; aos órgãos ambientais INEMA e o IBAMA pela disponibilidade de seus técnicos para participação nas discussões; a Diogo Caribé pela ajuda na construção da Figura 1 apresentada neste artigo.

Referências

- Andrén H 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3): 355–366. [CrossRef](#)
- Banks–Leite C, Ewers RM, Kapos V, Martensen AC, Metzger JP 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology* 48(3): 706–714. [CrossRef](#)
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Ávila–Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, Esposito MC, Ferreira LV, Hawes J, Hernandez MIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo–Man–Hung NF, Malcolm JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda–Santos R, Nunes–Gutjahr AL, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro–Junior MA, da Silva MNF, da Silva Motta C, Peres CA 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(47): 18555–18560. [CrossRef](#)
- Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85(10): 2671–2676. [CrossRef](#)
- Bennett AF, Haslem A, Cheal DC, Clarke MF, Jones RN, Koehn JD, Lake PS, Lumsden LF, Lunt ID, MacKey BG, Nally RM, Menkhorst PW, New TR, Newell GR, O’Hara T, Quinn GP, Radford JQ, Robinson D, Watson JEM, Yen AL 2009. Ecological processes: a key element in strategies for nature conservation. *Ecological Management & Restoration* 10(3): 192–199. [CrossRef](#)
- Boscolo D, Candia–Gallardo C, Awade M, Metzger JP 2008. Importance of inter–habitat gaps and stepping–stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40(3): 273–276. [CrossRef](#)
- Bunn AG, Urban DL, Keitt TH 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59(4): 265–278. [CrossRef](#)
- Cagnolo L, Cabido M, Valladares G 2006. Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation* 132(4): 510–519. [CrossRef](#)
- Costanza R, d’Arge R, Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O’Neil, RV, Paruelo J, Raskin, RG, Sutton, P, van den Belt, M 1997.

- The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260. [CrossRef](#)
- Denoël M & Ficetola GF 2007. Landscape-level thresholds and newt conservation. *Ecological Applications* 17(1): 302–309. [CrossRef](#)
- Dunn RR 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* 18(2): 302–309. [CrossRef](#)
- Ewers RM & Didham RK 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81(1): 117–142. [CrossRef](#)
- Fahrig L 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100(1): 65–74. [CrossRef](#)
- Fahrig L 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515. [CrossRef](#)
- Fall A, Fortin MJ, Manseau M, O'Brien, D 2007. Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* 10(3): 448–461. [CrossRef](#)
- Faria D, Mariano-Neto E., Martini AMZ, Ortiz JV, Montingelli R, Rosso S, Paciencia MLB, Baumgarten J 2009. Forest structure in a mosaic of rain-forest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management* 257(11): 2226–2234. [CrossRef](#)
- Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook, BW, Gardner TA, Barlow J, Peres CA, Bradshaw CJA, Laurance WF, Lovejoy TE, Sodhi NS 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478(7369), 378–381. [CrossRef](#)
- Hanski I 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *AMBIO* 40(3): 248–255. [CrossRef](#)
- Hernández-Stefanoni JL & Dupuy JM 2008. Effects of landscape patterns on species density and abundance of trees in a tropical subdeciduous Forest of the Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management* 255(11): 3797–3805. [CrossRef](#)
- Klein AM, Vaissière BE, Cane JH, Steffan-dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Tscharntke T 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B - Biological Sciences* 274(1608): 303–313. [CrossRef](#)
- Klein AM, Cunningham SA, Bos M, Steffan-Dewenter I 2008. Advances in pol-

- ination ecology from tropical plantation crops. *Ecology* 89(4): 935-943. [CrossRef](#)
- Lindenmayer DB & Luck G 2005. Synthesis: thresholds in conservation and management. *Biological Conservation* 124(3): 351-354. [CrossRef](#)
- Lopes AV, Girão LC, Santos BA, Peres CA, Tabarelli M 2009. Long-term erosion of trees reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 142(6): 1154-1165. [CrossRef](#)
- Martensen AC, Pimentel RG, Metzger JP 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141(9): 2184-2192. [CrossRef](#)
- Metzger JP 2000. Tree functional group richness and spatial structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4): 1147-1161. [CrossRef](#)
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci, LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142(6): 1166-1177. [CrossRef](#)
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 86 pp. [VISUALIZAR ITEM](#)
- MMA (Ministério do Meio Ambiente) 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização - Portaria MMA, nº 9 de 23 de Janeiro de 2007. [VISUALIZAR ITEM](#)
- Moran C, Catterall CP, Kanowski J 2009. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of frugivore species in fragmented rainforest. *Biological Conservation* 142(3): 541-552. [CrossRef](#)
- Murcia C 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2): 58-62. [CrossRef](#)
- Pardini R, Faria D, Accacio GM, Laps RR, Mariano-Neto, E, Paciencia MLB, Dixo M, Baumgarten J, 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142(6): 1178-1190. [CrossRef](#)

- Pardini, R, Bueno AA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *Plos One* 5(10): e13666. [CrossRef](#)
- Pardini R, Rocha PLB, El-Hani C, Pardini F (no prelo). Challenges and opportunities for bridging the research-implementation gap in ecological science and management in Brazil. *In* NS Sodhi & P Raven [Orgs]. *Conservation biology: lessons from the tropics*. Oxford: Wiley-Blackwell.
- Rhodes JR, Callagham JG, McAlpine CA, Jong C De, Bowen ME, Mitchell DL, Lunney D, Possingham HP 2008. Regional variation in habitat-occupancy thresholds: a warning for conservation planning. *Journal of Applied Ecology* 45(2): 549-557. [CrossRef](#)
- Rigueira DMG 2011. Limiares ecológicos na economia pós-moderna. *Ciência Hoje* 48(284): 68-69. [GS SEARCH](#)
- Santos BA, Peres CA, Oliveira MA, Grillo A, Alves-Costa CP, Tabarelli M 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141(1): 249-260. [CrossRef](#)
- Swift TL & Hannon SJ 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews* 85(1): 35-53. [CrossRef](#)
- Tabarelli M, Mantovani W, Peres CA 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91(2-3): 119-127. [CrossRef](#)
- Uhl, C, Bezerra O, Martini A 1993. An ecosystem perspective on threats to biodiversity in Eastern Amazonia. *In* CS Potter, JI Cohe, D Janczewski [Eds]. *Perspectives on biodiversity: case studies of genetic resource conservation and development*. AASS Press, Washington DC.
- United Nations 1992. *Agenda 21: The UN programme of action from Rio*. United Nations, New York, NY.
- Verweij P, Schouten M, van Beukering P, Triana J, van der Leeuw K, Hess S 2009. Keeping the amazon forests standing: a matter of values. WorldWide Fund for Nature (WWF), Netherlands, Zeist. 70 pp. [VISUALIZAR ITEM](#)

Sobre os autores:

Candelaria Estavillo é bióloga pela Universidade Nacional de Mar del Plata e mestre em Ecologia e Biomonitoramento pela Universidade Federal da Bahia. Participou em projetos de Ecologia e Conservação de espécies ameaçadas na Argentina, Brasil e Espanha e desenvolveu trabalhos para CITES.

E-mail: candestavillo@hotmail.com

Carla de Barros e Azevedo Chastinet é bióloga e mestre em Produção Aquática pela Universidade Federal da Bahia, doutora em Ecologia pela Universidade de Coimbra e realizou pós-doutorado em Ecotoxicologia terrestre nessa mesma universidade. Trabalha no setor de licenciamento ambiental do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

E-mail: carla.chastinet@gmail.com

Clarissa Machado Pinto-Leite é bióloga e mestre em Ecologia e Biomonitoramento pela Universidade Federal da Bahia. Atualmente cursa o doutorado em Ecologia nessa mesma Universidade com tema de tese relacionado a limiares de extinção de animais da Mata Atlântica.

E-mail: clarismachado@gmail.com

Dary Moreira Gonçalves Rigueira é biólogo e mestre em Ecologia e Biomonitoramento pela Universidade Federal da Bahia. Atuou como professor nessa Universidade e como pesquisador da ONG Fundação OndAzul. Atualmente está vinculado a núcleos de pesquisa em ecologia e meio ambiente da Universidade Federal da Bahia e da Universidade Estadual de Feira de Santana.

E-mail: daryrigueira@hotmail.com

Samanta Levita Coutinho é bióloga e mestre em Ecologia e Biomonitoramento pela Universidade Federal da Bahia. Atua como servidora pública federal desde 2005, exercendo o cargo de analista ambiental do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

E-mail: samantalevita@yahoo.com.br

Simone Campos é médica veterinária com especialização em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo pela Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. É servidora pública federal desde 1985, exercendo o cargo de analista ambiental do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) desde 1992, e atualmente realiza o curso de mestrado profissional em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental da UFBA.

E-mail: simone.campos@gmail.com

Vanessa Simões Dias é bióloga e mestre em Ecologia e Biomonitoramento pela Universidade Federal da Bahia. Desenvolve pesquisas na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia Nutricional e Ecologia Comportamental de insetos, atuando principalmente nos seguintes temas: comportamentos alimentar e sexual de moscas-das-frutas da família Tephritidae.

e-mail: vanessasidias@hotmail.com

Vitor Luis Curvelo Sarno é economista e especialista em Economia pela Universidade Federal da Bahia. Foi professor de Economia Brasileira na Universidade Estadual de Feira de Santana, ocupou cargos de chefia no Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), na Companhia Brasileira de Trens Urbanos e na Superintendência de Recursos Hídricos (SRH) do Estado da Bahia e foi assessor do Ministro do Meio Ambiente. Desde 2005 é Analista Ambiental do IBAMA, e atualmente trabalha na sede do órgão em Brasília na implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos e Convenção de Basiléia.

E-mail: vitorsarno@gmail.com

O que achou desse texto? [Clique para opinar.](#)



Citação

Rigueira et al. 2013. Perda de habitat, leis ambientais e conhecimento científico: proposta de critérios para a avaliação dos pedidos de supressão de vegetação. Revista Caítitu 1(1): 21-42. doi: 10.7724/caititu.2013.v1.n1.d03

Arbitragem

Esse texto foi submetido à avaliação por pares.
Editora: Renata Pardini, Universidade de São Paulo, Brasil

Copyright

© 2013 Rigueira et al. Este é um texto de acesso livre distribuído sob os termos da Licença Creative Commons, que permite uso, distribuição e reprodução sem fins comerciais em qualquer mídia, contanto que os autores e fonte sejam creditados.
