

Leandro Reverberi Tambosi

Estratégias espaciais baseadas em ecologia de paisagens
para a otimização dos esforços de restauração

Spatial strategies to optimize restoration efforts based on
landscape ecology theory

São Paulo

2014

Leandro Reverberi Tambosi

Estratégias espaciais baseadas em ecologia de paisagens
para a otimização dos esforços de restauração

Spatial strategies to optimize restoration efforts based on
landscape ecology theory

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São
Paulo, para a obtenção de Título de
Doutor em Ciências, na Área de
Ecologia.

Orientador(a): Jean Paul Metzger

São Paulo

2014

Ficha Catalográfica

Tambosi, Leandro Reverberi

Estratégias espaciais baseadas em
ecologia de paisagens para a otimização dos
esforços de restauração

116 p.

Tese (Doutorado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. Planejamento da restauração 2.
Disponibilidade de habitat 3. Conservação
da biodiversidade
I. Universidade de São Paulo. Instituto de
Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. Jean Paul Metzger

Orientador

Dedicatória

Ao meu avô Emílio Nelson Reverberi
Amante da família e de boas histórias
Companheiro e exemplo para toda a vida
Saudade enorme

Agradecimentos

Ao apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado sanduíche e a Pró-reitoria de pós-graduação da Universidade de São Paulo pelo financiamento de viagens a congressos. Este trabalho também contou com o apoio técnico e financeiro do Projeto Proteção Da Mata Atlântica II - GIZ e Ministério e do Meio Ambiente.

A toda minha família, em especial a meus pais Milton e Sônia, e a meu irmão Thiago pelo apoio incondicional em todos os momentos e por fazerem parte de todas as minhas conquistas.

À Mari Vidal por ser essa pessoa incrivelmente especial, por estar ao meu lado em todos os momentos e por podermos compartilhar muitos planos para o futuro. Te Amo!

Ao Jean Paul Metzger pela amizade, orientação, confiança e liberdade para execução do trabalho. Por ter me permitido embarcar na ótima loucura de fazer o doutorado sanduíche e o mestrado em restauração ao mesmo tempo. Também agradeço por toda estrutura fornecida e pelas oportunidades de participação em projetos para apoiar políticas públicas e pelo imenso e constante aprendizado.

À Vânia Pivello pela amizade, orientação e pela oportunidade de fazer o doutorado sanduíche.

Ao Alexandre Igari, grande amigo, incentivador, parceiro de trabalho e companheiro de aventuras em terras espanholas, e também à Patrícia, ao Hélio e ao Dante (in útero) por nos divertirmos juntos aprendendo a nos virar em espanhol.

A Susana Bautista por recibirme en su grupo en la Universidad de Alicante con mucho cariño, por la amistad y por los preciosos consejos.

A mis compañeros muy especiales, y mi familia en España, Anna, Diana y Fran, por la amistad y por todo un año juntos compartiendo risas y momentos inolvidables.

A todos los compañeros del Máster y del departamento de Ecología de la Universidad de Alicante, en especial a David Sanchez y Alba, Roberto, Luna, Pepe, Lorena, Rosario, Azu, Cristian, Hassane, Thanos, German, Ana y Carol Blanco por enseñarme mucho de España, por los partidos de pádel, por los días de playa, por las fiestas y cervezas.

Ao Jomar e à Esther pela recepção especial e pela ajuda nos primeiros momentos na Espanha, e pelas conversas, cervejas e churrascos no Brasil.

Às amigas Ale, Beth e Paula Lira por terem incentivado o doutorado sanduíche, pelas muitas ideias de novos trabalhos, e por muitas horas de risadas, bares e sushis.

A todos os amigos do departamento de ecologia, e aos amigos do Lepac por tornarem o trabalho muito mais divertido, em especial Ana, Beth, Ale Igari, Ale Fidelis, Thaís, Marília, Laura, Paula Prist, Paula Lira, Talita, Gui, Isa, Melina, Renato, Ka, Liz, Lari, Chico, Felipe, Fe, Greet, Jayme, Amanda e Juarez.

A todos os funcionários do IB, em especial ao Wellington Bispo, a Vera e a Erika pelas constantes ajudas com computadores e com a burocracia do dia a dia.

A todos os professores do IB-USP e da Universidad de Alicante com os quais tive a oportunidade de compartilhar histórias e aprender muito.

Ao Ricardo Rodrigues e a todos do LERF por me ensinarem muito e por fortalecerem minha vontade de trabalhar com restauração florestal.

A Cris Banks, Paula Lira, Jayme, Renatinho, Tank e Miltinho pelas excelentes discussões, pelas muitas ideias de trabalhos e pelas velhas e novas parcerias.

Ao André Cunha pela coordenação e apoio durante a elaboração do trabalho em parceria com a GIZ e com o Ministério do Meio Ambiente.

À Chris Holvorcem pelo constante incentivo e por acreditar e batalhar para que nosso trabalho possa fazer a diferença na tomada de decisões.

Ao Marcão e a Mari Dixo pela amizade, cervejas, oportunidades de trabalho e exemplo de sucesso no mundo pós-academia.

A todos os grandes amigos de graduação, de praia e de pedal que, apesar dos poucos encontros nos últimos anos, tiveram papel fundamental para que eu pudesse recarregar as energias e voltar com mais vontade para a tese.

A todos que contribuíram com o desenvolvimento deste trabalho e que por uma grande falha minha não estão nos agradecimentos.

Índice

Capítulo 1. Introdução geral	01
Introdução	02
Objetivo	03
Conteúdo dos capítulos	03
Referências	06
Capítulo 2. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity	08
Resumo	09
Abstract	10
Introduction	11
Methods	12
Methodological framework	12
Application in the Atlantic Forest	14
Results	18
Discussion	21
Implication for practice	23
References	24
Supplementary material	28
Capítulo 3. Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica	31
Resumo	32
Abstract	33
Introdução	34
Proposta metodológica	37
Resultados	45
Considerações finais	60
Referências	62
Capítulo 4. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context	65
Resumo	66
Abstract	67
Introduction	68
Methods	69
Results	73
Discussion	73
References	75
Supplementary material	78

Capítulo 5. Optimizing landscape restoration using a dynamic spatially explicit approach	81
Resumo	82
Abstract	83
Introduction	84
Material and Methods	85
Results	88
Discussion	92
References	96
Supplementary material	100
Capítulo 6. Considerações finais	107
Considerações finais	108
Referências	111
Resumo	114
Abstract	115
Anexo	116

Capítulo 1

Introdução geral

Introdução

Os efeitos deletérios da perda e fragmentação de habitat são considerados a maior ameaça à manutenção da biodiversidade do planeta (Fahrig 2003, Ewers & Didham 2006). Nos últimos séculos, com o exponencial crescimento da população humana e a consequente expansão de áreas urbanas e agrícolas, as áreas naturais remanescentes foram reduzidas a fragmentos pequenos e isolados em meio a atividades antrópicas, intensificando as ameaças à biodiversidade.

Muitas das espécies presentes em paisagens fragmentadas tendem a ser perdidas por uma série de processos que resultam em uma redução do tamanho populacional e consequente aumento da suscetibilidade a extinções estocásticas das espécies nativas (Fahrig 2003). Entre estes processos estão a erosão genética e endocruzamento provocados pelo isolamento de populações em pequenos fragmentos e o aumento de competição intra e inter-específica, em particular com espécies invasoras (Fahrig 2003, Ewers & Didham 2006). Como consequência destes efeitos deletérios, a abundância e a diversidade de espécies em paisagens fragmentadas acabam sendo influenciadas tanto pela quantidade de habitat remanescente quanto pela configuração deste habitat (Andrén 1994, Fahrig 2003, Fahrig 2013, Villard & Metzger 2014). Desta forma, paisagens com maior quantidade de habitat e fragmentos maiores e mais conectados tendem a apresentar maior riqueza e abundância de espécies quando comparadas a paisagens com menores quantidades de habitat e fragmentos pequenos e isolados (Metzger 1999).

Uma das maneiras de evitar a perda de espécies em paisagens fragmentadas é a restauração ecológica visando o aumento da quantidade e a melhoria da qualidade de habitat remanescente (Tabarelli & Gascon 2005). Entretanto, a restauração ecológica compreende um conjunto de ações de manejo extremamente custoso e complexo (Calmon *et al.* 2011, Brancalion *et al.* 2013, Clewel & Aronson 2013), e o sucesso dessas ações depende de uma série de fatores socioeconômicos e ambientais (Clewel & Aronson 2013).

A composição e a configuração da paisagem estão entre os fatores que influenciam o sucesso das ações de restauração (Leite *et al.* 2013). Entre as características da paisagem consideradas mais importantes para o sucesso das ações de restauração estão o isolamento das áreas restauradas, a quantidade de habitat remanescente e a composição das paisagens (Leite *et al.* 2013).

Portanto, as características da paisagem são responsáveis por influenciar tanto a ocorrência de espécies em paisagens fragmentadas quanto o sucesso das ações de restauração. Desta forma, elas podem ser usadas para o planejamento das ações de restauração, especialmente quando o objetivo destas ações for promover a conservação da biodiversidade.

As condições da paisagem já são reconhecidas como importantes para o planejamento das ações de restauração há mais de 20 anos (Naveh 1994, Aronson & LeFloc'h, 1996, Hobbs & Norton 1996, Bell *et al.* 1997), porém projetos que utilizam análises de paisagem durante suas fases iniciais começaram a ser conduzidos de maneira mais consistente apenas nos últimos anos (Holl *et al.* 2003, Leite *et al.* 2013).

Além do uso de análises de paisagem para o planejamento da restauração ser algo recente, outro fator que dificulta a adoção deste tipo de abordagem é a apresentação de uma série de sugestões não muito claras, e muitas vezes contraditórias,

por parte dos pesquisadores da área de ecologia de paisagens e de restauração. Alguns autores sugerem que as ações de restauração devem ser conduzidas em paisagens altamente degradadas (Crossman & Bryan 2009), enquanto outros sugerem a priorização de paisagens com cobertura intermediária de vegetação (Pardini *et al.* 2010). Segundo alguns autores, o mais importante seria apenas aumentar a quantidade de habitat da paisagem (Fahrig 2013), enquanto outros autores afirmam que em determinadas situações, além de aumentar a quantidade de habitat, o arranjo espacial dos fragmentos também deve ser levado em conta (Andrén 1994, Fahrig 2003). Com relação às estratégias para o aumento de habitat, alguns autores sugerem que o ideal é promover o aumento da área dos fragmentos existentes (Wilson *et al.* 2011, Crouzeilles *et al.* 2014), enquanto outros sugerem a criação de corredores para conexão de fragmentos (Crossman & Bryan 2006) ou a criação de trampolins ecológicos para facilitar o fluxo de organismos pela paisagem (Uezu *et al.* 2008, Uezu & Metzger 2011).

Apesar do grande avanço a respeito dos efeitos da paisagem sobre a biodiversidade e da integração cada vez maior entre ecologia de paisagens e de restauração, as informações ainda não estão apresentadas de forma a facilitar sua aplicação em projetos de restauração por parte dos tomadores de decisão.

Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo contribuir para o avanço do uso de análises espacialmente explícitas de paisagens para o planejamento de ações de restauração. Para isso, foram elaboradas propostas metodológicas embasadas no atual conhecimento sobre ecologia de paisagens e foram realizadas simulações para comparar os potenciais benefícios para a biodiversidade resultantes de diferentes estratégias para seleção de áreas para restauração.

Conteúdo dos capítulos

O segundo capítulo foi desenvolvido para atender a uma demanda do Ministério do Meio Ambiente do Brasil que necessitava de uma abordagem sólida e embasada no conhecimento teórico para a identificação de áreas prioritárias para restauração visando a conservação da biodiversidade. Foi elaborada uma proposta metodológica para seleção de áreas para restauração baseada em análises de paisagens em diferentes escalas. Para o desenvolvimento desta metodologia foi adotado o conceito de resiliência de paisagens, definida como a capacidade de reverter extinções locais através de processos de imigração e recolonização entre fragmentos da paisagem. Paisagens com resiliência intermediária seriam aquelas com cobertura de habitat e conectividade intermediárias, representando as condições ideais (em termos de custo/benefício) para ações de restauração voltadas para a conservação da biodiversidade. Além destas paisagens apresentarem potencial de abrigar alta diversidade, o incremento de habitat e da conectividade promoveria uma melhoria no fluxo de organismos, evitando a extinção das espécies presentes e aumentando as chances de colonização das áreas restauradas. Após a divisão em função de diferentes classes de resiliência, as paisagens foram analisadas para identificar as que apresentavam maior potencial de atuarem como corredores de biodiversidade ou gargalos de conectividade, permitindo assim o

estabelecimento de diferentes níveis de prioridade para restauração. A proposta metodológica foi aplicada para toda a Mata Atlântica brasileira. Este trabalho foi realizado em parceria com Alexandre Camargo Martensen (Universidade de Toronto, Canadá) e o Prof. Dr. Milton Cézar Ribeiro (UNESP, Rio Claro), e foi aceito para publicação na revista *Restoration Ecology* (Tambosi *et al.* 2014).

O terceiro capítulo apresenta de forma detalhada os resultados da priorização de áreas para restauração visando a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira, um bioma com alta diversidade e altas taxas de endemismo, com necessidade de ações de restauração em larga escala para adequação ao novo Código Florestal brasileiro e para evitar a extinção de espécies. Neste capítulo, a proposta metodológica desenvolvida no segundo capítulo foi combinada com o mapeamento de áreas potenciais para restauração (Calmon *et al.* 2011). Com isso foi possível identificar e priorizar as áreas para restauração da Mata Atlântica levando em conta não somente a melhor relação custo/benefício, em função de critérios de composição e configuração das paisagens, mas também a disponibilidade de terras para restauração, estimada em função da quantidade de áreas de baixa aptidão agrícola ou irregularmente ocupadas na Mata Atlântica. As paisagens classificadas como prioritárias para restauração representam 10% do total da Mata Atlântica e abrigam 30% da vegetação remanescente, sendo que 5% do total de paisagens foram classificadas como de muito alta ou alta prioridade para ações de restauração. Com esta priorização espera-se otimizar os esforços de campo para busca de áreas e para a identificação das condições locais para restauração. Este trabalho foi realizado em parceria com Alexandre Camargo Martensen (Universidade de Toronto, Canadá) e o Prof. Dr. Milton Cézar Ribeiro (UNESP, Rio Claro) e foi publicado em um livro editado pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil (Tambosi *et al.* 2013).

O quarto capítulo consiste em uma proposta metodológica para priorização de áreas para restauração em escala local, também baseada nas características da paisagem. A proposta metodológica foi elaborada de maneira a permitir a comparação entre áreas candidatas à restauração localizadas em paisagens com diferentes quantidade e configuração de habitat, permitindo assim a priorização de pagamentos por serviços ambientais relacionados à conservação da biodiversidade promovida por ações de restauração. A proposta metodológica foi aplicada a sete áreas localizadas no estado de São Paulo, Brasil. Os resultados mostraram a importância de cada área candidata à restauração para o aumento de conectividade da paisagem. Foi possível determinar a importância relativa de cada área candidata à restauração através da comparação com outras áreas dentro da mesma paisagem. Os valores de importância relativa permitiram a comparação entre áreas candidatas localizadas em paisagens com características distintas de cobertura e configuração de habitat. Além disso, os resultados também permitiram identificar as áreas ideais para restauração em cada uma das paisagens analisadas. Este trabalho foi aceito para publicação na revista *Natureza & Conservação*, como parte de uma edição especial sobre a aplicação de uma abordagem de ecologia de paisagens em ações de restauração (Metzger & Brancalion 2013), a ser publicado no segundo volume de 2013 (Tambosi & Metzger 2013).

O quinto capítulo consiste em um conjunto de simulações de restauração para comparar os efeitos das características da paisagem (e.g. a cobertura e configuração florestal), das características das espécies (e.g. a capacidade de dispersão) e da estratégia de restauração (e.g. o tamanho das áreas restauradas e a ordem temporal da restauração) no aumento da disponibilidade de habitat. Para isso, foram analisadas três

paisagens reais com diferentes quantidades iniciais de habitat, nas quais foram simuladas estratégias de restauração que variaram quanto aos seguintes parâmetros: tamanho das áreas restauradas, capacidade de dispersão para a qual foi planejado o aumento da conectividade, estratégia espacial que considera ou não as mudanças da paisagem promovidas a cada área restaurada. Os resultados indicaram que a importância da quantidade de habitat inicial e do tamanho das áreas restauradas variou em função das características das espécies e do total de área restaurada na paisagem. A adoção de estratégias espacialmente explícitas e a incorporação da dinâmica da paisagem durante o planejamento da restauração são essenciais para maximizar a disponibilidade de habitat. Por fim, na ausência de informações biológicas detalhadas, o uso de estratégias para seleção de áreas para restauração baseadas em múltiplas capacidades de dispersão pode ser considerada uma boa alternativa para o planejamento da restauração. Este capítulo deve ser submetido para a publicação na revista *Journal of Applied Ecology*.

O capítulo de considerações finais apresenta alguns aspectos importantes para o desenvolvimento de estratégias espaciais para restauração que, apesar de não terem sido abordados nos capítulos anteriores, foram incorporados em outros trabalhos executados em parceria com diferentes pesquisadores durante o desenvolvimento da tese.

Referências

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**:355-366.
- Aronson, J., and E. Le Floc'h. 1996. Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. *Restoration Ecology* **4**:377-387.
- Bell, S. S., M. S. Fonseca, and L. B. Motten. 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* **5**:318-323.
- Brancalion, P. H. S., R. A. G. Viani, B. B. N. Strassburg, and R. R. Rodrigues. 2013. Finding the money for tropical forest restoration. *Unasylva* **239**:25-34.
- Calmon, M., P. H. S. Brancalion, A. Paese, J. Aronson, P. Castro, S. C. Silva, and R. R. Rodrigues. 2011. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* **19**:154-158.
- Clewell, A. F., and J. Aronson. 2013. Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press.
- Crossman, N. D., and B. A. Bryan. 2006. Systematic landscape restoration using integer programming. *Biological Conservation* **128**:369-383.
- Crossman, N. D., and B. A. Bryan. 2009. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological Economics* **68**:654-668.
- Crouzeilles, R., J. A. Prevedello, M. S. L. Figueiredo, M. L. Lorini, and C. E. V. Grelle. 2014. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landscape Ecology*. In press. DOI: 10.1007/s10980-013-9978-6.
- Ewers, R. M., and R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews* **81**:117-142.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual reviews in ecology, evolution and systematics* **34**:487-515.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* **40**:1649-1663.
- Hobbs, R. J., and D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* **4**:93-110.
- Holl, K. D., E. E. Crone, and C. B. Schultz. 2003. Landscape restoration: moving from generalities to methodologies. *Bioscience* **53**:491-502.
- Leite, M. S., L. R. Tambosi, I. Romitelli, and J. P. Metzger. 2013. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza & Conservação*. In press.

Metzger, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. Anais da Academia Brasileira de Ciências **71**:445-462.

Metzger, J. P., and P. H. S. Brancalion. 2013. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: a powerful approach to shape neolandscapes. *Natureza & Conservação*. In press.

Naveh, Z. 1994. From biodiversity to ecodiversity: a landscape-ecology approach to conservation and restoration. *Restoration Ecology* **2**:180-189.

Pardini, R., A. A. Bueno, T. A. Gardner, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* **5**:e13666. doi:10.1371/journal.pone.0013666.

Tabarelli, M., and C. Gascon. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* **19**:734-739.

Tambosi, L. R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro, and J. P. Metzger. 2013. Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica. In: Cunha, A. A., and F. B. Guedes (Orgs.). *Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas*. 1ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2013, v. 1, p. 33-83.

Tambosi, L.R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro, and J. P. Metzger. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*. In press. DOI: 10.1111/rec.12049.

Tambosi, L. R., and J. P. Metzger. 2013. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. *Natureza & Conservação* In press.

Uezu A., J. P. Metzger, and D. D. Beyer. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biological Conservation* **17**:1907–1922.

Uezu, A., and J. P. Metzger. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity Conservation* **20**:3627-3643.

Villard, M. A., and J. P. Metzger. 2014. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*. In press. DOI: 10.1111/1365-2664.12190.

Wilson, K. A., M. Lulow, J. Burger, Y. Fang, C. Andersen, D. Olson, M. O'Connel and M. F. McBride. 2011. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. *Journal of Applied Ecology* **48**:715-725.

Capítulo 2

A framework to optimize biodiversity restoration efforts
based on habitat amount and landscape connectivity

Leandro Reverberi Tambosi, Alexandre Camargo Martensen, Milton Cézar Ribeiro,
Jean Paul Metzger

Artigo aceito para publicação na revista *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/rec.12049

Resumo

A efetividade das ações de restauração ecológica voltadas para a conservação da biodiversidade depende de fatores limitantes que atuam tanto na escala local quanto na escala de paisagem. Informações sobre os fatores limitantes locais estão amplamente disponíveis na literatura, porém poucos trabalhos consideram as características da paisagem como potencial limitante durante o planejamento das ações de restauração. Nós apresentamos uma proposta metodológica com uma abordagem multi-escala baseada na quantidade e conectividade do habitat para estimar a resiliência da paisagem e identificar áreas prioritárias para restauração. Paisagens com quantidade intermediária de habitat e com conectividade alta o suficiente para permitir favorecer processos de recolonização foram consideradas como sendo de resiliência intermediária, com alta chance de efetividade das ações de restauração e, consequentemente, prioritárias para restauração. A proposta metodológica consiste em três etapas: i) quantificação da cobertura e conectividade do habitat; ii) identificação de paisagens com resiliência intermediária baseada na quantidade de habitat, na teoria da percolação e na conectividade da paisagem; iii) ranqueamento das paisagens segundo a importância como corredores ou gargalos biológicos em uma escala regional, segundo uma abordagem baseada na teoria dos grafos. Para demonstrar a aplicação da metodologia nós apresentamos um estudo de caso com a Mata Atlântica brasileira, um bioma de aproximadamente 150 milhões de hectares. As paisagens da Mata Atlântica classificadas como de alto potencial para efetividade de ações de restauração representam apenas 10% do bioma, mas possuem aproximadamente 15 milhões de hectares que podem ser alvos de ações de restauração. Ao focar em paisagens que podem resultar em maiores benefícios para conservação, a proposta metodológica representa uma ótima ferramenta para planejar ações de restauração visando otimizar os benefícios para a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Floresta Atlântica brasileira, planejamento regional, prioridades para restauração, resiliência da paisagem, teoria dos grafos

Abstract

The effectiveness of ecological restoration actions towards biodiversity conservation depends on both local and landscape constraints. Extensive information on local constraints is already available, but few studies consider the landscape context when planning restoration actions. We propose a multi-scale framework based on the landscape attributes of habitat amount and connectivity to infer *landscape resilience* and to set priority areas for restoration. Landscapes with intermediate habitat amount and where connectivity remains sufficiently high to favor recolonization were considered to be intermediately resilient, with high possibilities of restoration effectiveness and thus were designated as priority areas for restoration actions. The proposed method consists of three steps: i) quantifying habitat amount and connectivity; ii) using landscape ecology theory to identify intermediate resilience landscapes based on habitat amount, percolation theory and landscape connectivity; and iii) ranking landscapes according to their importance as corridors or bottlenecks for biological flows on a broader scale, based on a graph theory approach. We present a case study for the Brazilian Atlantic Forest (approximately 150 million hectares), in order to demonstrate the proposed method. For the Atlantic Forest, landscapes that present high restoration effectiveness represent only 10% of the region, but contain approximately 15 million hectares that could be targeted for restoration actions (an area similar to today's remaining forest extent). The proposed method represents a practical way to both plan restoration actions and optimize biodiversity conservation efforts by focusing on landscapes that would result in greater conservation benefits.

Key-words: Brazilian Atlantic Forest, graph theory, landscape resilience, regional planning, restoration priorities

Introduction

Ecological restoration of degraded areas is commonly an expensive enterprise that can result in varying levels of biodiversity recovery (Rey Benayas *et al.* 2009). The outcomes of restoration actions depend on constraints (e.g. factors associated with local disturbance, Holl & Kappelle 1999), and feedback forces that may alternatively prevent or facilitate the recovery of degraded land (Suding *et al.* 2004). Identification of restoration constraints in particular, is a prerequisite to distinguishing ecological systems that are capable to recover by autogenic processes from those that require external restoration actions (Hobbs 2007). The large areal extent of degraded lands that require restoration and the limited available financial resources for restoration activities combine to drive an urgent need to establish strategies for restoration prioritization in order to optimize restoration efforts (Bottrill *et al.* 2008; Chazdon 2008).

Despite an extensive literature related to local restoration constraints there is now a wide recognition that constraints can also operate at larger scales (Holl & Aide 2011). For biodiversity in general, parameters related to landscape connectivity (i.e., the capacity of the landscape to facilitate biological flows), such as proximity among patches (Martensen *et al.* 2008), the matrix permeability (Uezu *et al.* 2008) and corridors and stepping stones density (Boscolo *et al.* 2008), are important influences for (re)colonization dynamics (Jacquemyn *et al.* 2003) and consequently influence restoration effectiveness (Rodrigues *et al.* 2009).

Moreover, recent findings have associated landscape structure with resilience and management efficiency (Tscharntke *et al.* 2005; Pardini *et al.* 2010). Here, we consider *landscape resilience* as the capacity of the landscape-wide biota to recover from local species losses in individual patches through immigration at the landscape scale. In this study, we propose that landscapes with intermediate amounts of remaining habitat and that still maintain certain levels of connectivity, should be the highest priority for restoration actions (Holl & Aide 2011). These landscapes still shelter high levels of biodiversity, which has the potential to recolonize restored areas, but are also at higher risk for species extinctions from habitat loss and fragmentation (Pardini *et al.* 2010; Martensen *et al.* 2012).

In contrast, both highly degraded and well-preserved landscapes may be less ideal targets for restoration actions. In highly degraded landscapes with low landscape resilience, a large fraction of the species is already lost, thus demanding very large restoration investments with low chances of success (Calmon *et al.* 2011). On the other hand, landscapes with high habitat amounts are likely to have high landscape resilience, given abundant sources of propagules and dispersers and high degrees of connectivity (McLachlan & Bazely 2003). These high resilience landscapes have a high potential to maintain biodiversity and to recover by autogenic processes, thus reducing the need for restoration actions other than degradation suppression and land abandonment (Hobbs 2007).

All these aspects make incorporating landscape context in restoration planning a promising approach, although not widely adopted (Holl *et al.* 2003). In the few studies that incorporate landscape context or broader scale environmental constraints, detailed information on species' distribution (Zhou *et al.* 2008; Thomson *et al.* 2009) or local site conditions (Cipollini *et al.* 2005) are usually required, though largely unavailable in tropical regions. Other restoration planning methods may have other limitations, such as

little flexibility in the selection of local areas for restoration (e.g., Twedt *et al.* 2006) or prioritizing extremely degraded landscapes (e.g., Crossman & Bryan 2009).

In this study, we present a new methodological framework to define priority restoration areas, based on landscape structure in multiple scales. The primary goal is to optimize restoration efforts by enhancing landscape connectivity while reducing costs, and thus, improving the potential benefits for biodiversity conservation. At the local scale (i.e., a single landscape), we considered landscape resilience and management effectiveness based on habitat amount and connectivity, two metrics that can be used to identify landscapes with high chances of restoration success, defined as the best cost/benefit outcome. On a broader scale (i.e., regional scale composed of multiple landscapes) we rank these best cost/benefit landscapes in terms of their importance as corridors or bottlenecks for biological flows, based on a graph theory approach. To illustrate our protocol, we applied our approach to identify priority restoration landscapes in the Brazilian Atlantic forest biome (approximately 150 million ha), one of the world's top biodiversity hotspots (Myers *et al.* 2000).

Methods

Methodological framework

The proposed framework is based on three main steps, the first two performed at the local scale, and the third one at a broader scale: i) calculating habitat amount and connectivity; ii) inferring landscape resilience from habitat amount and landscape connectivity measured in the first step; and iii) performing habitat removal experiments to identify the key landscapes in which restoration will have the strongest effects on connectivity (Fig. 1a).

Step 1:Habitat amount and landscape connectivity analysis

Initially, the entire area under evaluation is divided into several equally sized hexagonal focal landscapes (FLs; Figure 1b). Ideally, the size of a FL should be based on the scale at which the landscape context is known to influence the persistence of biodiversity. In the absence of this information, sensitivity analysis can be performed to test the effect of FL size on the selection of the restoration site.

In this step, each FL is individually analyzed according to its percentage of habitat remaining and landscape connectivity. We used a graph theory approach to evaluate landscape connectivity, due to its simplicity of representation, robustness, predictive power and high potential to incorporate connectivity functional attributes (Urban & Keitt 2001). A graph is a set of nodes and links that connect these nodes (Urban & Keitt 2001). In the representation of a landscape as a graph, the habitat patches are the nodes, including their respective attributes, such as the patch area (or its biodiversity, biomass or other relevant attribute), and a link connecting two nodes indicates a pair of functionally connected patches.

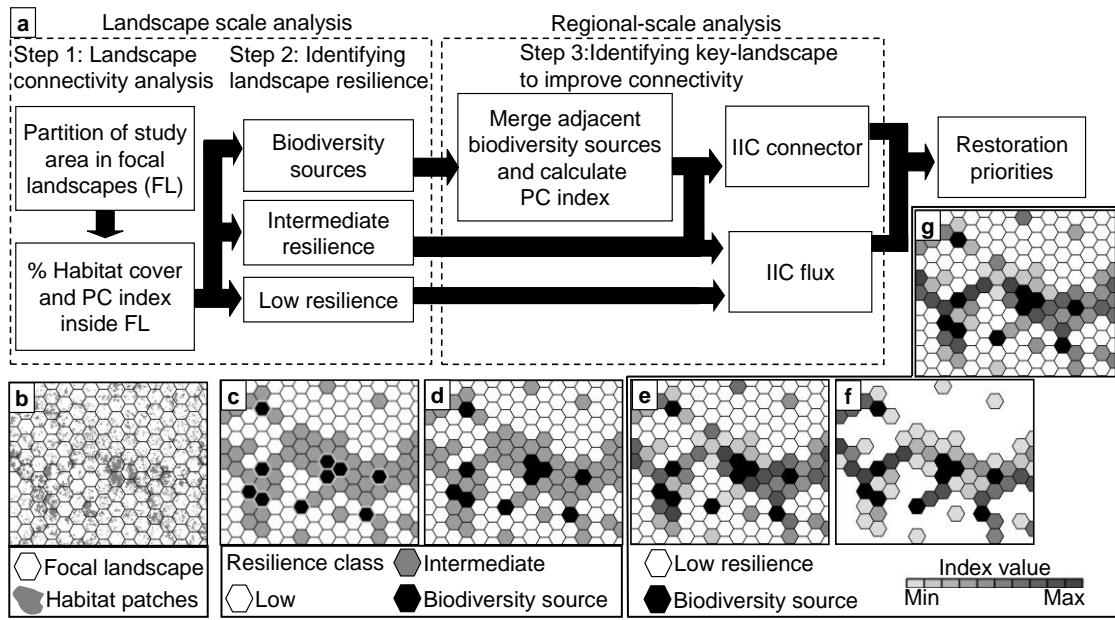


Figure 1. a) Major steps of the proposed method, integrating the local-scale and broader-scale analysis to set restoration priorities. (b) During the local-scale analysis, the study area is divided into focal landscapes (FLs), which are classified into 3 resilience classes according to their habitat amount and probability of connectivity (PC) index (c). The broader scale analysis begins by merging the contiguous *biodiversity source* FLs, creating larger biodiversity sources (d) and recalculating their PC indices. Then, the method has two subsequent analyses: (1) all FLs are used to calculate IICflux values to identify regions with great potential for organism flow (e), and (2) FLs with *intermediate resilience* and *biodiversity source* landscapes are used to calculate IICconnector values and identify possible bottlenecks for organism flows among FLs (f). The combination of the two indices indicates the priority FL for restoration actions (g). Refer to the text for detailed information about each calculation.

We suggest using the Probability of Connectivity Index (PC) or, if the graph structure has more than 5,000 nodes, the Integral Index of Connectivity (IIC; Saura & Pascual-Hortal 2007), more specifically the indices' numerator. Both indices use species dispersal capability to calculate functional connectivity, present a consistent behavior for analyzing landscape changes and are considered robust for the evaluation of connectivity (Saura & Pascual-Hortal 2007). To calculate PC and IIC, each FL is depicted as a graph in which habitat patches are the nodes, patch area is used as the node's attribute, and the biological information on organisms' dispersal capability is used to define the links between nodes, which represent the functional connectivity.

Step 2: Identifying landscapes with intermediate resilience

Based on the results of the PC and habitat amount, the FLs are classified into three categories (Fig. 1c): 1-*biodiversity sources*, which are the FLs with high habitat amount or intermediate habitat amount and high connectivity, and thus with a great potential to maintain biodiversity, independent of restoration actions; 2- *intermediate resilience landscapes*, which are FLs with intermediate habitat amount and

connectivity; and 3- *low resilience landscapes*, which are FLs with low habitat cover and connectivity.

We assumed that *low resilience landscapes* are biodiversity poor and that *biodiversity sources* should have high *landscape resilience*, and are able to recover by autogenic processes. Finally we considered that *intermediate resilience landscapes*, present the best options (costs and benefits) for biological conservation (Tscharntke *et al.* 2005; Pardini *et al.* 2010). Even in favorable landscapes, the resilience can be influenced by local conditions; however, we did not consider local conditions, assuming that this should be considered in a further step of the restoration plan, after identifying the most adequate regions for restoration actions.

Step 3: Identifying key-landscapes to improve connectivity on a broader scale

The broader scale analysis is undertaken to establish priorities among the *intermediate resilience landscapes* based on their importance as possible ecological corridors or bottlenecks. For this analysis, the entire study region is considered as a graph, and the FLs as nodes, with the PC index calculated in the first step as node attribute.

Then, based on FLs removal experiments the connectivity of the whole study region is calculated and the most important *intermediate resilience landscapes* to connect *biodiversity sources* are identified. In these experiments, the graph connectivity index is calculated before and after the removal of every FL, and the variation in the graph connectivity index for the entire analyzed region represents the importance of the FL in the graph structure. In this step we suggest using the *flux* and the *connector* fractions of the PC or the IIC indices (Saura & Rubio 2010). During the FLs removal experiments, the variations in two fractions of the connectivity indices allow one to distinguish the importance of each FL for organism flow in the landscape (varPCflux or varIICflux) or as a key landscape for maintaining the connectivity in the whole graph (varPCconnector or varIICconnector; see Holvorcem *et al.* 2011 for a regional-scale case study). Higher variation in the indices fractions indicates FLs that must be prioritized for restoration actions due to their importance in this broader scale.

Application in the Atlantic Forest

We illustrate how to deal with complex situations of a real world selection process using the Brazilian Atlantic Forest as a case study. The Atlantic Forest originally covered an area of approximately 150 million hectares, extending from the south to the northeast of Brazil (Fig. 2), resulting in a very heterogeneous forest that harbors one of the world's most diverse biota (Metzger 2009). Today the Atlantic Forest is severely threatened by habitat loss and fragmentation (Ribeiro *et al.* 2009). The biome can be divided into biogeographical sub-regions (BSRs) based on their environmental and biotic characteristics (Silva & Casteleti 2003), with different levels of habitat loss and fragmentation (Ribeiro *et al.* 2009, 2011). Despite the differences among BSRs, all of them present large extents of degraded and/or illegally occupied areas (Calmon *et al.* 2011; Ribeiro *et al.* 2011), such as riparian zones and high slope areas which are defined as permanent preservation areas by a federal environmental law

(the Brazilian Forest Act; Ferreira *et al.* 2012). This scenario represents great opportunities for restoration actions aimed at enforcing law compliance and promoting biodiversity conservation.

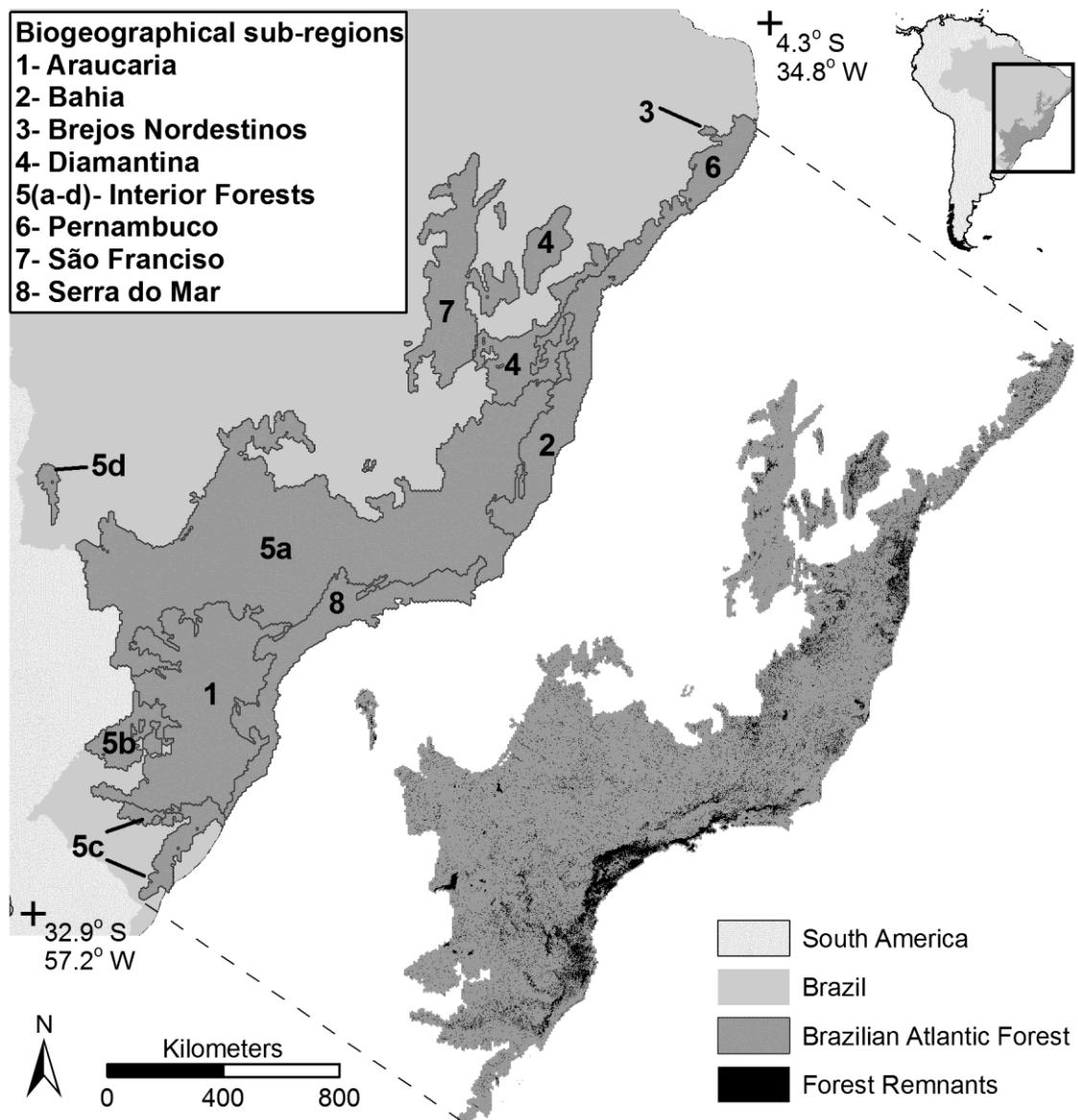


Figure 2. Distribution of the Atlantic Forest's biogeographical sub-regions (Silva & Casteletti 2003; modified by Ribeiro *et al.* 2009) and forest remnants (SOS Mata Atlântica & INPE 2008).

The analyses were based on the Atlantic Forest vegetation map (SOS Mata Atlântica & INPE 2008), which we simplified in order to consider only two classes: forest and non-forest, considered here as habitat and non-habitat respectively. This map is considered to be the best available information on forest cover for the entire Atlantic Forest biome (Ribeiro *et al.* 2009; refer to the supplementary material for more details and limitations of the forest cover map). The different BSRs (Silva & Casteletti 2003; modified by Ribeiro *et al.* 2009; Fig. 2) were analyzed separately to insure that all sub-

regions have priority areas, thereby optimizing the beta-diversity in the whole system. Grasslands and other non-forest ecotypes that occur naturally in the region were not included in this vegetation map.

The study region was divided into 29,505 hexagonal landscapes of 5,000 ha each. Defining landscape size is a controversial issue. Jackson & Fahrig (2012) suggested that the ideal landscape size would have a radius between 4 and 9 times the mean dispersal distance or between 0.3 and 0.5 the maximum dispersal distance. Biological information about dispersal distances between habitat patches in the tropics is scarce. Bird species are better studied, and while some species have been shown to avoid forest edges, thus, not presenting any capacity to disperse between patches, others have shown longer dispersal capacity, up to 7 km. However, most of the studies have shown that understory birds can usually cross gaps of 50 to 100 m (Awade & Metzger 2008; Martensen *et al.* 2008). Thus, if we consider dispersal capacities varying between 100 m and up to 7 km, the landscapes would have size varying from 315 to 3,800 ha, sizes that have been used in some studies in the Atlantic Forest (Boscolo & Meztger 2009, 2011). However, other studies in the same region, also identified influences of larger landscapes on species occurrence, for example, 10,000 ha (for birds Martensen *et al.* 2008, 2012; Banks-Leite *et al.* 2011; for small mammals Pardini *et al.* 2010; for birds, small mammals, frogs and lizards, and trees Metzger *et al.* 2009). Thus, after investigating different sizes, we adopted 5,000 ha landscapes in this study to represent an average landscape size for forest dwelling species.

Local scale analyses (Steps 1 and 2)

The PC index was calculated using patch area as node attributes and considering a 50% probability of crossing 50 m of non-forest areas. This dispersal capability was based on biological information obtained for some forest dwelling species in the Atlantic Forest, particularly understory birds and small mammals (Awade & Metzger 2008; Boscolo *et al.* 2008; Martensen *et al.* 2008; for a review, see Crouzeilles *et al.* 2010). Such species can be considered to be intermediately sensitive to forest loss and fragmentation, are not exclusively found in large mature continuous forests, thus can survive in fragmented secondary forests, but they do not tolerate high levels of fragmentation (Martensen *et al.* 2008, 2012; Banks-Leite *et al.* 2011) or forest loss (i.e., >60%; Martensen *et al.* 2012). Thus, these species would be the first to be benefited by connectivity improvements (Martensen *et al.* 2012).

The *biodiversity source landscapes* were those with more than 60% forest cover or between 40-60% forest cover with a PC value above the median PC value for this forest cover interval (Fig. 3). This criterion was based on the percolation threshold, considering orthogonal and diagonal links (respectively, 59.3 and 40.7%; Stauffer 1985). Random landscapes in this range of forest cover should have a 50% percolation probability, and are consequently likely to maintain good structural connectivity. The *intermediate resilience landscapes*, where restoration actions should be focused, were those with more than 20% forest cover (Fig. 3). Finally, *low resilience landscapes* were those with less than 20% forest cover.

The classification of landscape resilience also followed theoretical thresholds in landscape ecology (Andrén 1994; Fahrig 2003) and empirical studies in the Atlantic Forest, that suggest landscapes with 10% forest cover as biodiversity-poor with respect

to forest dwelling species, especially intermediately and highly sensitive species (Martensen *et al.* 2012). Conversely, landscapes with 30% forest cover still sheltered high biodiversity levels (Pardini *et al.* 2010; Martensen *et al.* 2012), particularly for intermediately sensitive species (Martensen *et al.* 2012), and thus, are the most likely to benefit from restoration actions (Pardini *et al.* 2010).

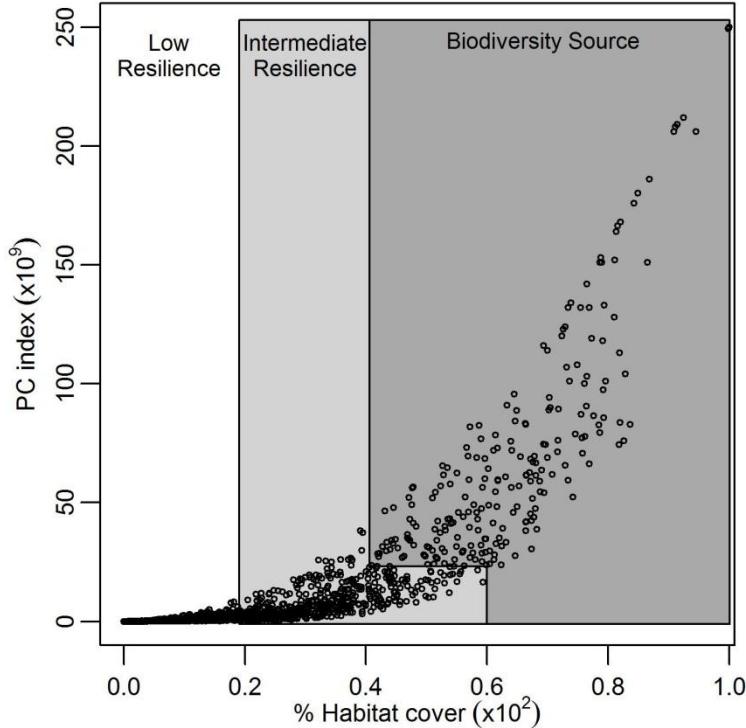


Figure 3. Distribution of focal landscapes (circles) according to the habitat cover and connectivity (PC index) in one of the biogeographical sub-regions of the Brazilian Atlantic Forest (Bahia). Dark gray polygon represents limits of *biodiversity source* landscapes; light gray polygon represents limits of *intermediate resilience* landscapes. *Low resilience landscapes* are those with less than 20% of habitat cover.

Broader scale analyses (Step 3)

In this step, each BSR was considered as a graph in which each FL was a node, and the PC index was used as the attribute of the nodes.

First, all the contiguous *biodiversity source* FLs were merged to create larger *biodiversity sources* (Fig. 1d), and the PC index was calculated for these new FLs. The use of the numerator of the PC index instead of the PC value (which is a normalized value) throughout the analysis results in higher attribute values and, consequently, greater importance for these larger *biodiversity sources* during the next steps. In this case, the number of nodes was too large, and it was not possible to use the PC due to computational limitations. Thus, we adopted the IIC and its fractions IICflux and IICconnector.

Next, we conducted the forest removal experiments inside each FL to calculate the variation of the IICflux (varIICflux) and the IICconnector (varIICconnector) fractions (see supplementary material for details). The varIICflux considers the attributes of all functionally connected nodes in order to estimate the importance of each node for the potential flow of organisms. A focal node will have greater importance when it has higher attribute value and when it is also functionally connected to other nodes with high attribute values. The value of varIICconnector depends on the focal node's position in the graph and on the attributes of the other functionally connected nodes. The varIICconnector value will become higher as the removal of the focal node breaks the graph in two or more components with high nodes attributes, representing a break in the important connections of the graph.

The identification of bottlenecks in major dispersal routes among FLs is performed by removing all the *low resilience landscapes*, then calculating the varIICconnector value for each remaining FL in the graph (Fig. 1f). Only the immediate neighbors are considered to be functionally connected for the varIICconnector in order to detect the creation of possible gaps between two or more *intermediate resilience* or *biodiversity sources* FL. Higher values of varIICconnector indicate those FLs that represent the most probable alternatives for organisms to move among *biodiversity sources* and *intermediate resilience landscapes*. Finally, the varIICflux and the varIICconnector of *intermediate resilience landscapes* were normalized from 0 to 1 and, then, summed to obtain the final priority score for each BSR separately.

All connectivity analyses were performed with the freely available software Conefor Sensinode 2.5.8 command line version (Saura & Torne 2009) and the input files for Conefor Sensinode were generated using the freely available extension Conefor Inputs for ArcGis (www.jennessent.com). Spatial data generated by the authors during this study is available online (refer to supplementary material for data availability).

Results

Restoration prioritization in the Atlantic Forest region

The classification of FLs in each BSR according to their resilience status resulted in 85% of the Atlantic Forest landscapes being considered of *low resilience*, 10% as *intermediate resilience* and 5% as *biodiversity sources* (Table 1; Fig. 4). These last two landscapes categories contain almost 60% of the remaining forest cover, with 29.6% in an intermediate resilience condition, where restoration actions could be optimized.

The distribution is highly heterogeneous among sub-regions. The Serra do Mar BSR stands out as having a high representation of *biodiversity sources* and *intermediate resilience landscapes*, while the more deforested regions, such as the São Francisco and Interior BSRs, contain larger amounts of *low resilience landscapes* (Table 1). With the exception of these two last regions, all other BSRs had at least 13% of *intermediate resilience landscapes*.

Table 1. Total number of focal landscapes (FL) and forest cover (100 ha) according to the resilience class inside each Atlantic Forest biogeographical sub-region (BSR). Values inside parentheses refer to the percentages of FL and forest cover in each BSR.

BSR	Low resilience		Intermediate resilience		High resilience (Biodiversity source)	
	FL	Forest cover	FL	Forest cover	FL	Forest cover
Araucaria	4,080 (82%)	13,394 (43.8%)	709 (14%)	10,762 (35.2%)	206 (4%)	6,449 (21.1%)
Bahia	1,924 (73%)	6,308 (29.5%)	496 (19%)	7,940 (37.2%)	224 (8%)	7,121 (33.3%)
Brejos Nordestinos	23 (82%)	61 (44.9%)	4 (14%)	53 (39.0%)	1 (4%)	22 (16.2%)
Diamantina	1,506 (80%)	4,679 (50.2%)	302 (16%)	4,595 (49.3%)	70 (4%)	42 (0.5%)
Interior	13,373 (94%)	33,263 (68.5%)	721 (5%)	10,295 (21.2%)	147 (1%)	4,972 (10.2%)
Pernambuco	635 (86%)	2,258 (59.6%)	95 (13%)	1,329 (35.1%)	7 (1%)	204 (5.4%)
São Francisco	2,405 (94%)	2,407 (47.6%)	125 (5%)	1,927 (38.1%)	26 (1%)	723 (14.3%)
Serra do Mar	1,110 (46%)	4,005 (9.9%)	619 (26%)	10,196 (25.2%)	697 (29%)	26,257 (64.9%)
Atlantic Forest	25,056 (85%)	66,374 (41.7%)	3,071 (10%)	47,097 (29.6%)	1,378 (5%)	45,789 (28.8%)

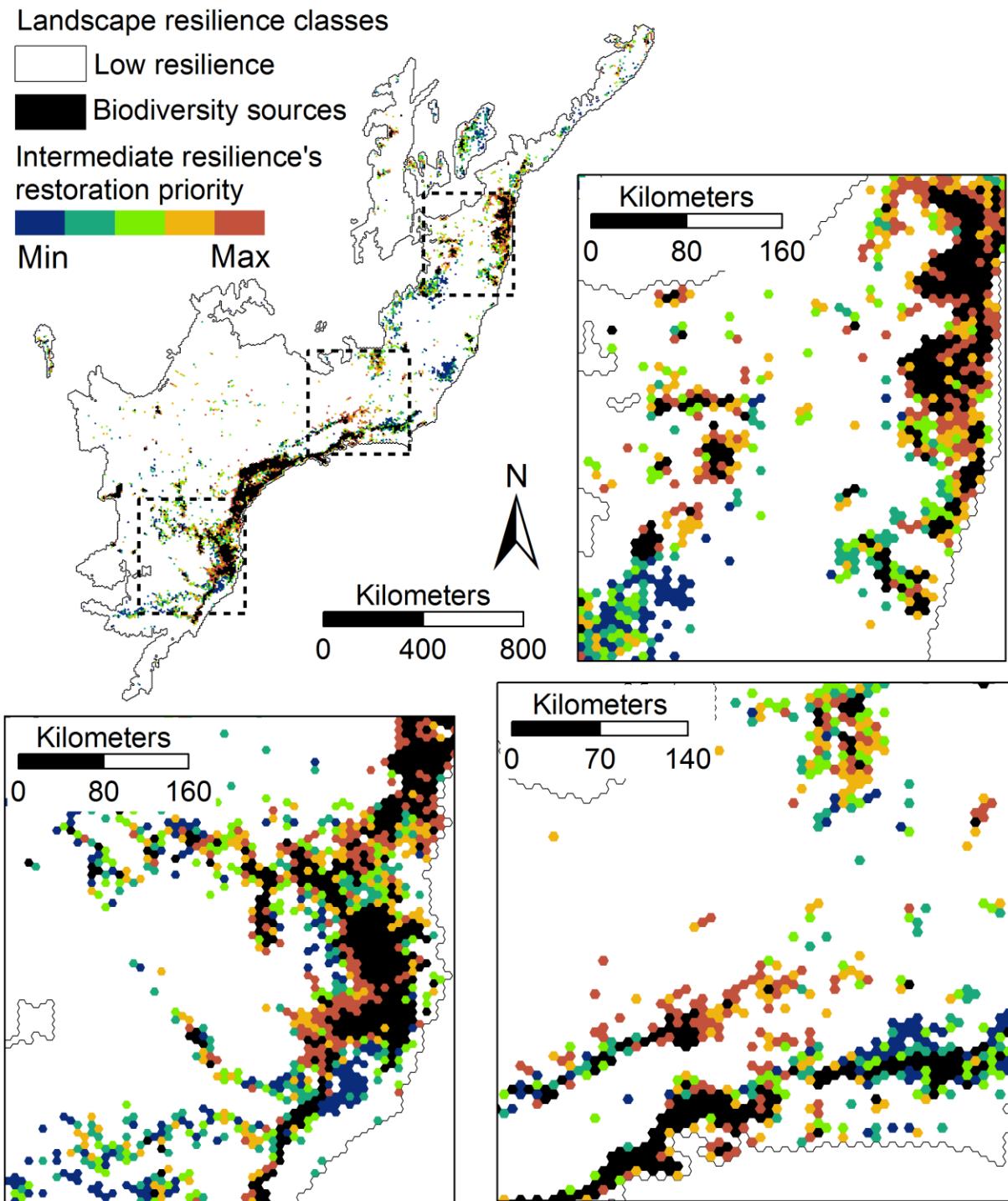


Figure 4. Spatial distribution of the three resilience classes of the Atlantic Forest focal landscapes (top left) and restoration priorities for the *intermediate resilience* landscapes.

The limitation of restoration priority areas to only 10% of the whole Atlantic Forest region can be seen as a strong restraint. However, in the 3,071 FLs of *intermediate resilience*, there are 4.7 million ha of forest remaining, and, thus, there are approximately 15 million hectares of non-forest areas that might be good candidates for restoration actions.

Values of varIICflux and varIICconnector obtained during regional scale analyses presented complementary information that can be used to set restoration priorities (supplementary material Fig. S1). The presence of FLs with high IICconnector and low IICflux highlights the value of FLs that may have reduced potential organism flow as a consequence of internal and surrounding landscapes characteristics, yet act as dispersion bottlenecks within a given BSRs.

Discussion

The methodological framework presented here can be considered as a first step in restoration planning to optimize the relation between costs and benefits of a given restoration project, and used to solve a primary question in restoration ecology: where to restore in a scenario of millions of hectares of degraded lands and limited resources? Ideally, site, landscape, and regional scales should all be assessed within the prioritization process, especially in restoration projects aimed at recovering large areas and several ecosystem services (Holl & Aide 2011). Thus, a new set of parameters (such as soil degradation or suitability for forest regeneration) should be considered in a subsequent step on a site scale when planning the restoration.

This proposed approach is highly flexible. The definition of landscape connectivity can include a diversity of species with different dispersal abilities. Thus, prioritization can be performed for different umbrella or focal species (Lambeck 1997), which can then be compared and integrated to identify areas that can benefit species with different ecological requirements. Similarly, the definition of size and shape of the focal landscapes can vary according to the ecological process under investigation. Additionally, a sensitivity analysis can be performed to test the effects of different landscape extents and spatial arrangements on prioritization results.

Another important advantage of the proposed method is that it does not demand extensive biological knowledge. The graph theory approach allows analysis of landscape connectivity with little biological data (Minor & Urban 2007) or even considering only “virtual species”. However, when the information is available, this approach can integrate a large quantity of information, such as matrix permeability, corridor effects, habitat quality, and local species richness (potentially obtained from species distribution models, or field data). Furthermore, in the absence of biological information, the criteria for defining landscape resilience classes can rely only on theoretical thresholds, such as the percolation and fragmentation thresholds (Stauffer 1985; Andrén 1994). Finally, the ability to independently analyze different sub-regions, with different community composition or pool of endemic species, with later integration in the final results, allows this method to be applied to heterogeneous regions for broad scale regional restoration plans.

Focusing restoration efforts on intermediate resilient landscapes can be a controversial issue. Some authors have suggested that all landscapes (and particularly the most degraded ones) deserve to be restored (Crossman & Bryan 2009). However, some prioritization is necessary for efficient allocation of resources towards conserving biodiversity (Bottrill *et al.* 2008). A focus on intermediate habitat amount landscapes can avoid the imminent extinctions of species due to habitat loss and also facilitate the recolonization of naturally regenerated areas (Pardini *et al.* 2010; Lira *et al.* 2012). For instance, in resilient landscapes with high forest cover and connectivity, less costly actions based on the protection of degraded areas to allow natural forest recovery or species enrichment of degraded patches may be sufficient (Rodrigues *et al.* 2009). At the other extreme, in landscapes with low habitat cover and connectivity, more costly actions would be necessary, but the benefits for biodiversity conservation will most likely be very low compared to the effort involved (Hobbs *et al.* 2009). However, restoring areas with low priority within a biodiversity perspective can be highly important for other ecosystem services, such as regulation of water flow, and reduction of soil erosion, nutrient leaching and greenhouse gases emission. Planning restoration for those services would require a complete different set of variables and criteria, and would probably result in trade-offs due to a lack of spatial congruence in the optimal allocation of restoration actions for biodiversity and other ecosystem services (Mason *et al.* 2012). Moreover, the improvement of connectivity can also be a potential advantage in the future if climate changes obligate species to move throughout the region to find suitable environmental conditions (Dunwiddie *et al.* 2009). Planning multifunctional landscapes, with the integration of biodiversity with different ecosystem services remains an open and stimulating challenge.

The application of the proposed approach in the Atlantic Forest region showed the potential of this framework, even considering a simplified example with only one species profile and FL size. Even if only 10% of the entire Atlantic Forest region was classified as *intermediate resilience*, the 15 million hectares of non-forest in this condition is almost equivalent to the present forest cover in the Atlantic Forest region (15.7 million hectares; Ribeiro *et al.* 2009). This methodological framework was developed in response to a demand from the Brazilian Environmental Ministry, which demands a robust framework with which to plan large-scale restoration actions and indicate favorable locations where restoration can be performed with relatively low costs and with clear biological benefits.

Finally, this methodological framework can be used to delineate new experiments on restoration effectiveness and to evaluate the results of past restoration projects, considering not only the local site resilience but also the landscape and regional contexts. The restoration constraints occurring at these different scales appears to influence the results of restoration actions in different manners (Matthews *et al.* 2009), however there is still a lot to understand about the effects of management strategies according to local and regional conditions (Cunningham *et al.* 2007). The need to strengthen the links between ecological restoration and landscape ecology has long been recognized as an important strategy to improve the theoretical basis of both fields (Bell *et al.* 1997; Cunningham *et al.* 2007) as well as supporting improved restoration and management decisions (Holl & Aide 2011). This proposed approach represents a novel contribution to strengthening these links, in a robust, replicable and applicable manner.

Implication for Practice

- Landscapes with intermediate resilience present a high potential for management effectiveness and should be the primary focus of restoration actions to conserve biodiversity.
- The application of graph theory is a useful approach to evaluate connectivity within a multi-scale approach, considering regional, landscape and local habitat characteristics.
- In making the spatial data from this study available to the public, practitioners will be able to replicate the analysis and better understand the method.
- The application of this method, with different data sets and in different regions, can contribute to increase the comprehension of landscape structure effects on the recovery of ecosystems.

Acknowledgments

This study was supported by Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GIZ-Brazil) and a L. R. Tambosi scholarship from Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ). We also thank M. M. Vidal, A. T. Igari, A.M.Z. Martini, R.F. Santos and R. Pardini, S. Bautista, E. Nichols and two anonymous reviewers for helpful comments on the early versions of this manuscript.

References

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**:355-366.
- Awade, M., and J. P. Metzger. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* **33**:863-871.
- Banks-Leite, C., R. M. Ewers, V. Kapos, A. C. Martensen, and J. P. Metzger. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology* **48**:706-714.
- Bell, S. S., M. S. Fonseca, and L. B. Motten. 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* **5**:318-323.
- Boscolo, D., C. Candia-Gallardo, M. Awade, and J. P. Metzger. 2008. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* **40**:273-276.
- Boscolo, D., and J. P. Metzger. 2009. Is bird incidence in Atlantic Forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* **24**:907-918.
- Boscolo, D., and J. P. Metzger. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography* **34**:1018-1029.
- Bottrill, M. C., L. N. Joseph, J. Carwadine, M. Bode, C. Cook, E. T. Game, H. Grantham, S. Kark, S. Linke, E. McDonald-Madden, R. L. Pressey, S. Walker, K. A. Wilson, and H. P. Possingham. 2008. Is conservation triage just smart decision making? *Trends in Ecology and Evolution* **23**: 649-654.
- Calmon, M., P. H. S. Brancalion, A. Paese, J. Aronson, P. Castro, S. C. Silva, and R. R. Rodrigues. 2011. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* **19**:154-158.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* **320**:1458-1460.
- Cipollini, K. A., A. L. Maruyama, and C. L. Zimmerman. 2005. Planning for restoration: a decision analysis approach to prioritization. *Restoration Ecology* **13**:460-470.
- Crossman, N. D., and B. A. Bryan. 2009. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological Economics* **68**:654-668.
- Crouzeilles, R., M. L. Lorini, and C. E. V. Grelle. 2010. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. *Oecologia Australis* **14**:872-900.
- Cunningham, R. B., D. B. Lindenmayer, M. Crane, D. Michael, and C. MacGregor. 2007. Reptile and arboreal marsupial response to replanted vegetation in agricultural landscapes. *Ecological applications* **17**:609-619.

- Dunwiddie, P. W., S. A. Hall, M. W. Ingraham, J. D. Bakker, K. S. Nelson, R. Fuller, and E. Gray. 2009. Rethinking conservation practice in light of climate change. *Ecological Restoration* **27**:320-329.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual reviews in ecology, evolution and systematics* **34**:487-515.
- Ferreira, J., R. Pardini, J. P. Metzger, C. R. Fonseca, P. S. Pompeu, G. Sparovek, and J. Louzada. 2012. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. *Journal of Applied Ecology* **49**:535-541.
- Hobbs, R. J. 2007. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. *Restoration Ecology* **15**:354-357.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *TRENDS in Ecology and Evolution* **24**:599-605.
- Holl, K. D., and T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest ecology and management* **261**:1558-1563.
- Holl, K., and M. Kappelle. 1999. Tropical forest recovery and restoration. *TRENDS in Ecology and Evolution* **14**:378-379.
- Holl, K. D., E. E. Crone, and C. B. Schultz. 2003. Landscape restoration: moving from generalities to methodologies. *Bioscience* **53**:491-502.
- Holvorcem, C. G. D., L. R. Tambosi, M. C. Ribeiro, S. Costa, and C. A. Mesquita. 2011. Anchor areas to improve conservation and increase connectivity within the Brazilian "Mesopotamia of biodiversity". *Natureza & Conservação* **9**:225-231.
- Jackson, H. B., and L. Fahrig. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology* **27**:929-941.
- Jacquemyn, H., J. Butaye, and M. Hermy. 2003. Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* **11**:417-423.
- Lambeck, R. J. 1997. Focal species: a multispecies umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* **11**:849-856.
- Lira, P. K., R. M. Ewers, C. Banks-Leite, R. Pardini, and J. P. Metzger. 2012. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology* **49**:1325-1333.
- Martensen, A. C., R. G. Pimentel, and J. P. Metzger. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* **141**:2184-2192.
- Martensen, A. C., M. C. Ribeiro, C. Banks-Leite, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2012. Associations of forest cover, fragment area and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* **26**:1100-1111.

- Mason, N. W. H., A. G. E. Ausseil, J. R. Dymond, J. M. Overton, R. Price, and F. E. Carswell. 2012. Will use of non-biodiversity objectives to select areas for ecological restoration always compromise biodiversity gains? *Biological Conservation* **155**:157-168.
- Matthews, J. W., A. L. Peralta, D. N. Flanagan, P. M. Baldwin, A. Soni, A. D. Kent, and A. G. Endress. 2009. Relative influence of landscape vs. local factors on plant community assembly in restored wetlands. *Ecological applications* **19**:2108-2123.
- McLachlan, S. M., and D. R. Bazely. 2003. Outcomes of longterm deciduous Forest restoration in southwestern Ontario, Canadá. *Biological Conservation* **113**:159-169.
- Metzger, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* **142**:1138-1140.
- Metzger, J. P., A. C. Martensen, M. Dixo, L. C. Bernaci, M. C. Ribeiro, A. M. G. Teixeira, and R. Pardini. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* **142**:1155-1177.
- Minor, E. S., and D. L. Urban. 2007. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological Applications* **17**:1771-1782.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Pardini, R., A. A. Bueno, T. A. Gardner, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* **5**:e13666. doi:10.1371/journal.pone.0013666.
- Rey Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Diaz, and J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* **325**:1121-1124.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141-1153.
- Ribeiro, M. C., A. C. Martensen, J. P. Metzger, M. Tabarelli, F. Scarano and M. J. Fortin. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. Pages 406-434 in F.E Zachos and J.C Habel, editors. *Biodiversity Hotspots*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Rodrigues, R. R., R. A. F. Lima, S. Gandolfi, and A. G. Nave. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**:1242-1251.
- Saura, S., and J. Torne. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* **24**:135-139.
- Saura, S., and L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* **83**:91-103.

- Saura, S., and L. Rubio. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* **33**:523-537.
- Silva, J. M. C., and C. H. M. Casteleti. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. Pages 43–59 in C. Galindo-Leal, and I. G. Câmara, editors. *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. CABS and Island Press, Washington.
- SOS Mata Atlântica and Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2008. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005*. URL <http://www.sosmatlantica.org.br>.
- Stauffer, D. 1985. *Introduction to percolation theory*. Taylor & Francis, London.
- Suding, K. N., K. L. Gross, and G. R. Houseman. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* **19**:46-53.
- Thomson, J. R., A. J. Moilanen, P. A. Vesk, A. F. Bennett, and R. Mac Nally. 2009. Where and when to revegetate: a quantitative method for scheduling landscape reconstruction. *Ecological Applications* **19**:817-828.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – Ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**:857-874.
- Twedt, D. J., W. B. Uihlein III, and A. B. Elliott. 2006. A spatially explicit decision support model for restoration of forest bird habitat. *Conservation Biology* **20**:100-110.
- Uezu A., J. P. Metzger, and D. D. Beyer. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biological Conservation* **17**:1907–1922.
- Urban, D., and T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**:1205-1218.
- Zhou, P., O. Luukkanen, T. Tokola, and J. Nieminen. 2008. Vegetation dynamics and forest landscape restoration in the upper min river watershed, Sichuan, China. *Restoration Ecology* **16**:348-358.

Supplementary material

Details and limitations related to the forest cover map

The forest cover map was constructed through visual interpretation of TM5-Landsat and CCD/CBERS-2 images in 1:50,000 mapping scale. The forest class includes different types of forests (e.g. coastal forests, Araucaria mixed forests, semi-deciduous forests, mangroves and restingas), with a predominant arboreal structure in the images that were used for the classification. Due to the characteristic of the images and methods of classification, the forest class includes secondary forest in intermediate and advanced successional stages and might also include agroforestry patches, especially in the northeast region.

The heterogeneity of the matrix was not considered in this analysis due to the lack of an accurate land use map for the whole Atlantic forest region, however as different matrix permeability can affect landscape connectivity, it is recommended to include this information whenever possible. Moreover, due to the spatial resolution of the satellite images, the forest cover map does not present isolated trees in the matrix that might act as stepping stones, increasing functional connectivity (for more details refer to Ribeiro *et al.* 2009).

Details about Atlantic Forest biogeographical sub-regions analysis

Due to the high heterogeneity each biogeographical sub-regions (BSR) was analyzed separately during the classification of focal landscapes (FL) in resilience categories and also for broader scale connectivity analysis.

During the broader scale connectivity analysis we used a buffer of three FL wide for each BSR, in order to incorporate FLs that were in neighboring BSR and consider the potential organism flow between BSR's.

Due to the large extension of the Interior Forests sub-region (14,421 FL) and its naturally discontinuous distribution, this sub-region was divided into 4 smaller and continuous sub-regions (Fig. 2). Despite this reduction in the number of FLs to be analyzed, the number of FLs for one continuous Interior Forest sub-region exceeded computational limits for the indices calculations (Fig. 2 region 5a). To overcome this, we removed the 25% FLs with the lowest values of internal connectivity (PC index calculated in the local scale analysis).

Calculation of the IICflux

During the calculation of the IICflux for each BSR we decided to conduct three separate analyses, considering 1, 2 and 3 neighboring landscapes as functionally connected (3, 9 and 17 km for 5,000 ha hexagonal FL). The average of the three varIICflux values for each FL was calculated to obtain a multi-scale value of varIICflux. This average varIICflux value was used during the next steps of the case study.

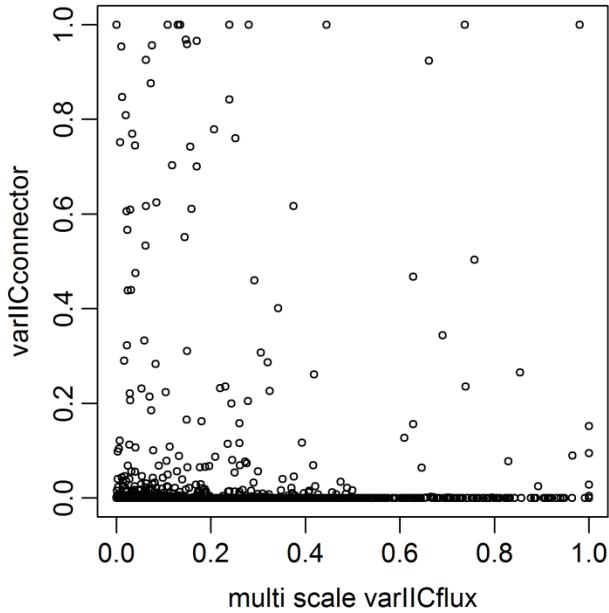


Figure S1. Importance of each focal landscape (FL) for biological flow among FLs (multi-scale varIICflux, refer to *Calculation of the IICflux* in supplementary material for details) and as key elements for maintaining connectivity among FLs (varIICconnector) in biogeographical sub-regions (BSR) in the Atlantic Forest (refer to text for detailed information on variables definitions and calculation). FLs with higher values of varIICconnector and lower values of multi scale varIICflux highlight the importance of some FL that do not have high internal connectivity and high biological flow among surrounding landscapes but are very important for maintaining the biological flux in the BSR. FLs with lower varIICconnector and high multi scale varIICflux indicates FL that have high internal connectivity but are not bottlenecks because there are other surrounding landscapes with high connectivity that might act as alternative routes.

Data Availability

We will make available the data generated during this study, including the division of the Atlantic Forest in hexagonal FL in shapefile format at www.datadryad.org. Each FL will have the following information in the attributes table: name of BSR in which the FL is located, percentage of forest cover inside FL, PC value inside FL, resilience class, original and normalized values of varIICflux and varIICconnector, final restoration priority value obtained after the analyses. With this information it will be possible to make all the regional scale analysis and compare the results obtained.

Efforts to replicate local scale analyses shown here will require use of the Brazilian Atlantic Forest cover map used in this study. This map was generated by Fundação SOS Mata

Atlântica and by Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (SOS Mata Atlântica/INPE 2008) and can be downloaded for free at <http://mapas.sosma.org.br/>

The limits of BSR can be obtained by directly contacting the authors of the data (Silva & Casteleti 2003) or using the classification of the hexagonal landscapes.

Capítulo 3

Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica

Leandro Reverberi Tambosi, Alexandre Camargo Martensen, Milton Cézar Ribeiro, Jean Paul Metzger

Trabalho publicado como capítulo de livro em: André A. Cunha & Fátima B. Guedes (Orgs.). Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas. 1ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2013, v. 1, p. 33-83.

Resumo

Os remanescentes de vegetação da Mata Atlântica atualmente cobrem cerca de 14% da extensão do bioma e são representados principalmente por fragmentos pequenos e isolados. Apesar da grande perda de habitat e fragmentação a Mata Atlântica ainda abriga altos níveis de biodiversidade e grande número de espécies endêmicas. Ações de restauração para reduzir o isolamento e aumentar a quantidade de habitat são essenciais para evitar a extinção de espécies. Devido a grande extensão do bioma e ao grande número de áreas degradadas, é necessário adotar estratégias de priorização para otimizar os esforços de restauração e maximizar os benefícios para a biodiversidade. Nós aplicamos um método multi-escala baseado na teoria dos grafos para inferir a resiliência da paisagem a partir da quantidade e da conectividade de habitat na paisagem. As paisagens com alto potencial de efetividade de ações de restauração e que representam potenciais corredores ou gargalos para fluxo biológico foram consideradas como prioritárias para restauração. Em seguida, as paisagens prioritárias foram combinadas com o mapeamento de áreas potenciais para restauração da Mata Atlântica, composto por áreas de baixo potencial agrícola, degradadas e/ou de ocupação irregular, para definir o grau de prioridade para restauração de cada uma das paisagens consideradas prioritárias. O número de paisagens assim como a área de vegetação dentro de cada paisagem e o grau de prioridade de cada paisagem foi calculado para cada uma das biorregiões da Mata Atlântica. Os resultados poderão ser utilizados para embasar políticas públicas voltadas para a restauração e conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: ecologia de paisagens, planejamento regional, restauração ecológica, teoria dos grafos

Abstract

The Atlantic Forest remnants cover approximately 14% of the original biome extension and are mainly characterized by small and isolated fragments. Although highly threatened by habitat loss and fragmentation, the Atlantic Forest still shelters high levels of biodiversity, including a great number of endemic species which are under high risk of extinction. Restoration actions are considered extremely urgent to increase the habitat cover, reduce the habitat isolation and avoid the imminent species extinction. Due to the high extent of the biome and the high amount of degraded areas there is a need to set priority areas for restoration in order to optimize restoration efforts and maximize the benefits for biodiversity. We applied a multi-scale framework based on the graph theory, which considers the amount of landscape cover and connectivity to infer *landscape resilience* and to set priority areas for restoration. Those landscapes that were considered to have high possibilities of restoration effectiveness and that are potential corridors or bottlenecks for biological flow were set as priority landscapes for restoration actions. The priority landscapes were then combined with the map on the total amount of potential areas for restoration (i.e. with low potential for agricultural activities, degraded and/or illegally occupied lands) in order to define the level of prioritization of each landscape. The number of landscapes considered as priority areas and the amount of remnant vegetation inside each landscape were calculated for in each of the Brazilian Atlantic Forest bioregions and can serve as subsidies to governmental plans for restoration and conservation actions.

Keywords: ecological restoration, graph theory, landscape ecology, regional planning

Introdução

Atualmente, as florestas da Mata Atlântica cobrem entre 11,4 e 16,0% de sua extensão original, sendo que 10% da área remanescente encontra-se contida em apenas um fragmento e 93% dos fragmentos têm menos de 100 ha, apresentando alto grau de isolamento (Ribeiro *et al.* 2009). Além disso, a distribuição espacial e a porcentagem de remanescentes apresentam grande variação nas diferentes regiões da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009).

Apesar da grande perda de habitat e do elevado estado de fragmentação da Mata Atlântica, há estudos demonstrando que fragmentos pequenos podem conter uma alta diversidade biológica, dependendo do contexto no qual o fragmento se encontra (Metzger 2000, Pardini *et al.* 2005, Martensen *et al.* 2008). Ademais, pequenos fragmentos têm uma função de facilitação do deslocamento dos organismos pela paisagem, reduzindo o isolamento entre fragmentos maiores (Uezu 2008). Além disso, existem evidências que muitas espécies respondem a configurações pretéritas das paisagens (Metzger *et al.* 2009), indicando que caso não sejam adotadas ações para incremento da área de habitat disponível e redução do isolamento entre os fragmentos, essas espécies tendem a desaparecer em um futuro próximo.

Diversas espécies da fauna que apresentam limitações de deslocamento por áreas não florestais podem desaparecer em áreas fragmentadas devido a redução de tamanho e ao aumento do isolamento dos fragmentos. A redução do deslocamento de organismos pela paisagem e a perda de algumas espécies causadas pela fragmentação podem influenciar diversos processos ecológicos, como a polinização e a dispersão de sementes por agentes bióticos, resultando em alterações na comunidade vegetal (Ghazoul 2005).

Entre os efeitos da fragmentação sobre a comunidade vegetal em florestas tropicais está o aumento da mortalidade de indivíduos de espécies arbóreas de grande porte e a redução de diversidade de angiospermas, podendo reduzir significativamente a biomassa dos fragmentos e aumentar a emissão de gases do efeito estufa (Laurance 2008, Lopes *et al.* 2009). Além disso, a perda dessas espécies resulta na redução da complexidade de interações entre plantas, polinizadores e dispersores, reduzindo a oferta de recursos a polinizadores e frugívoros, gerando um desequilíbrio nos processos ecológicos (Lopes *et al.* 2009, Laurance *et al.* 2000).

Uma das formas de diminuir os efeitos da fragmentação é aumentar a conectividade da paisagem por meio de ações de restauração, facilitando o fluxo de organismos entre os remanescentes, aumentando assim a disponibilidade de recursos e a manutenção dos processos ecológicos.

Tendo em vista o atual cenário de degradação, é essencial para a conservação de espécies da Mata Atlântica, que se estabeleçam estratégias de restauração para o bioma como um todo, visando reduzir os efeitos da fragmentação e da perda de habitat de forma a garantir a conservação de espécies a longo prazo (Rodrigues *et al.* 2009).

Dados recentemente coletados em três paisagens da Mata Atlântica indicam que a eficiência da restauração depende da cobertura florestal e da configuração da paisagem (Pardini *et al.* 2010). A princípio, existiria uma faixa ótima em valores intermediários de cobertura

florestal, por volta de 20 a 50%, nos quais deveriam ser adotadas ações de restauração florestal. Em paisagens acima desta faixa, já haveria cobertura florestal suficiente para que os processos naturais de recuperação (regeneração florestal, recolonização de fragmentos onde houve extinção) funcionassem de forma eficiente, visto a proximidade entre as manchas de mata. Nestes casos, ações de restauração não resultariam em ganho substancial de conectividade, apresentando assim, menor eficiência. Por outro lado, em paisagens abaixo de 20% de cobertura florestal, os fragmentos remanescentes já estariam muito empobrecidos pelo efeito da fragmentação ao longo do tempo e o isolamento entre os fragmentos seria muito grande, resultando em ações de restauração pouco eficientes.

Desta forma, é necessário adotar uma estratégia para priorização de áreas para restauração que leve em consideração tanto a porcentagem de cobertura florestal remanescente quanto à sua configuração espacial nas diferentes regiões da Mata Atlântica.

A teoria dos grafos

As análises para definição das áreas prioritárias para restauração serão baseadas na teoria dos grafos (Bunn *et al.* 2000, Urban & Keitt 2001) que tem se mostrado de grande utilidade para estudos de conservação, por ser uma teoria bem estruturada e eficiente para valorar elementos da paisagem dentro de um contexto espacial amplo.

O grafo é um conjunto de nós e ligações que conectam dois nós distintos (Figura 1). Para representar uma paisagem como um grafo, os nós são os fragmentos de habitat circundados por áreas de não-habitat. As ligações entre dois nós representam conexões funcionais (Figura 1), ou seja, representam que determinado organismo, seguindo uma determinada regra de ligação, é capaz de se deslocar de um fragmento a outro atravessando uma área de não-habitat.

As regras de conexão por sua vez, dependem essencialmente da capacidade de dispersão do organismo focal. Assim, uma mesma paisagem poderá apresentar diferentes estruturas de grafo dependendo da espécie estudada e de sua capacidade de dispersão (Paese 2002). Para espécies com baixa capacidade de dispersão, haverá um menor número de ligações entre os nós e um maior número de componentes ou sub-grafos quando comparadas com a mesma paisagem representada como grafo para uma espécie com maior capacidade de dispersão (Figura 1).

Ao representarmos os fragmentos como nós, algumas propriedades podem ser atribuídas a estes, tais como a área do fragmento, a quantidade de biomassa, o número de indivíduos de uma população no fragmento, etc. Estes atributos podem ser usados nos cálculos de diversos índices que descrevem a estrutura dos grafos e a importância de cada nó.

Para as análises propostas neste projeto serão utilizados dois índices descritores de grafos que apresentaram comportamento consistente em diferentes configurações de paisagens: o índice *Probability of Connectivity (PC)* proposto por Saura & Pascual-Hortal (2007) e o *Integral Index of Connectivity (IIC)* proposto por Pascual-Hortal & Saura (2006) e suas frações *IICflux* e *IICconnector* (Bodin & Saura 2010). As fórmulas e a descrição dos índices são apresentadas no Anexo 1.

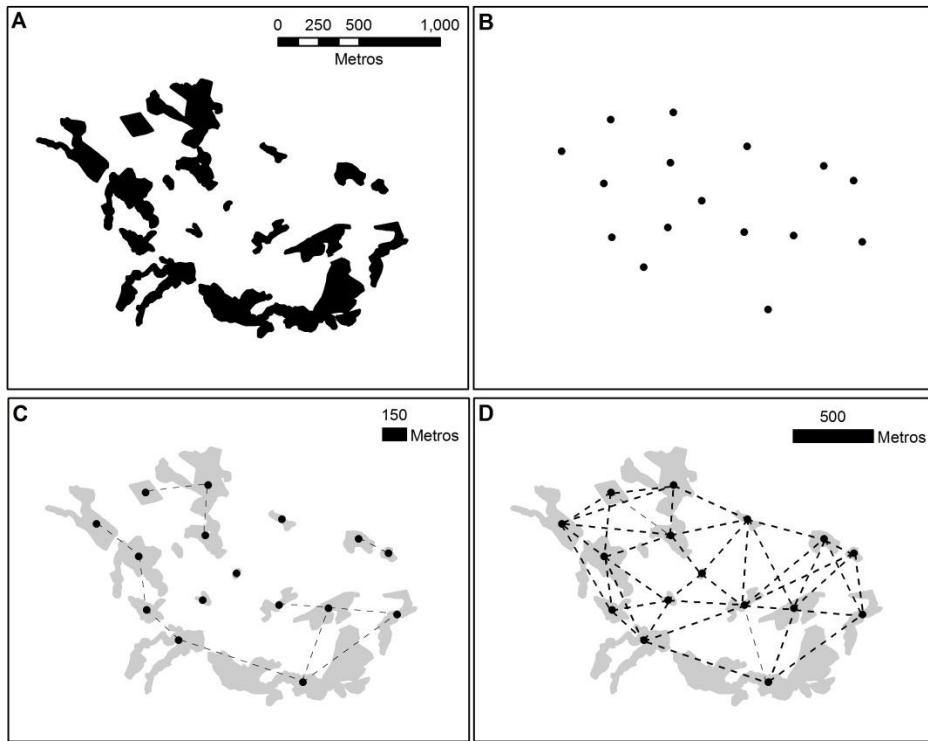


Figura 1: A) Remanescentes de vegetação de uma paisagem fragmentada. B) Paisagem representada como um grafo para organismos que não são capazes de se deslocar por áreas de não-habitat. C) Paisagem representada como um grafo com as ligações existentes entre os nós para uma capacidade de deslocamento de 120 metros. A paisagem apresenta 6 sub-grafos. O limite dos fragmentos está apresentado em cinza para facilitar a visualização das conexões entre os fragmentos. D) Grafo da paisagem para organismos com 500 metros de capacidade de deslocamento. A paisagem apresenta apenas um componente, pois todos os fragmentos estão funcionalmente conectados.

O índice *PC* é um índice probabilístico, e é obtido através da somatória dos produtos dos atributos de cada par de nós e a probabilidade de existir conexão funcional entre os pares de nós, em função da distância que os separa (Anexo 1). Para isso, é necessário elaborar uma curva de probabilidade de conexão em função da distância entre dois nós.

O *IIC* é um índice binário, ou seja, ao invés de trabalhar com a probabilidade de conexão entre dois nós, ele considera apenas a presença ou ausência de conexão. Por ser um índice computacionalmente mais simples, permite o cálculo para grafos com grande quantidade de nós. O cálculo do valor do *IIC* de uma paisagem é feito pela somatória dos produtos dos atributos de um dado par de nós funcionalmente conectado, dividido pelo número de ligações do caminho mais curto entre estes mesmos dois nós (Anexo 1). Desta maneira, cada nó tem uma contribuição para o valor de *IIC* do grafo. Ao remover determinado nó, é possível quantificar a variação do *IIC* (*varIIC*) do grafo, e definir esse valor como a importância do nó para o grafo como um todo.

A fração $IICflux$ pode ser interpretada como o potencial de fluxo entre os nós de um grafo em uma paisagem. Desta forma, quanto maior o valor de $varIICflux$ de um nó do grafo, maior a sua importância para o fluxo entre os nós do grafo analisado. Por sua vez, o valor de $varIICconnector$ representa a importância de um nó para a manutenção da estrutura do grafo. Valores altos de $varIICconnector$ indicam que ao remover determinado nó do grafo, este grafo será dividido em dois ou mais componentes isolados. Quanto maior o valor de $varIICconnector$, maiores serão os componentes que ficarão isolados com a remoção de determinado nó.

Proposta metodológica

Dados usados nas análises

Para a execução das análises foi utilizado o mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal elaborado pela fundação SOS Mata Atlântica e pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (ano base de 2005). Optou-se pelo uso do mapeamento elaborado pela fundação SOS Mata Atlântica, pois ao ser comparado com mapeamentos realizados em escala mais detalhada e com grande esforço de validação de campo, apresentou uma maior acurácia (entre 76 e 97%) que outros mapeamentos disponíveis para toda a Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009).

Pelo fato da Mata Atlântica apresentar uma grande heterogeneidade de relevo, de condições climáticas, de histórico de alterações antrópicas e de ocorrência de espécies, foram adotados os limites das biorregiões da Mata Atlântica elaborado por Silva & Casteleti (2005) para realização das análises. Estes limites dividem a Mata Atlântica em regiões que apresentam maior similaridade em função da distribuição de diversos grupos biológicos, permitindo analisar separadamente regiões com características distintas.

Por fim, foram utilizados os dados do mapeamento de áreas potenciais para restauração elaborados pelo Pacto para restauração da Mata Atlântica (PACTO) que representam áreas com baixo potencial agrícola em função de condições de relevo e de limitações presentes na legislação ambiental (PACTO 2009).

Cálculo dos atributos das paisagens da Mata Atlântica

A primeira etapa das análises consistiu em subdividir a área da Mata Atlântica em paisagens hexagonais de 5.000 hectares (Figura 2) e identificá-las segundo a biorregião em que estão localizadas. Para isso, uma paisagem que apresentasse sua área dentro de mais de uma biorregião foi considerada como pertencendo apenas à biorregião que possui mais de 50% de sua área. Como resultado desse ajuste, os limites das biorregiões foram levemente alterados para coincidir com os limites das paisagens hexagonais localizadas nas bordas das biorregiões.

Para cada paisagem de 5.000 ha foi calculada a porcentagem de cobertura florestal (*PFFOREST*) e o índice de conectividade *PC* baseado na teoria dos grafos.

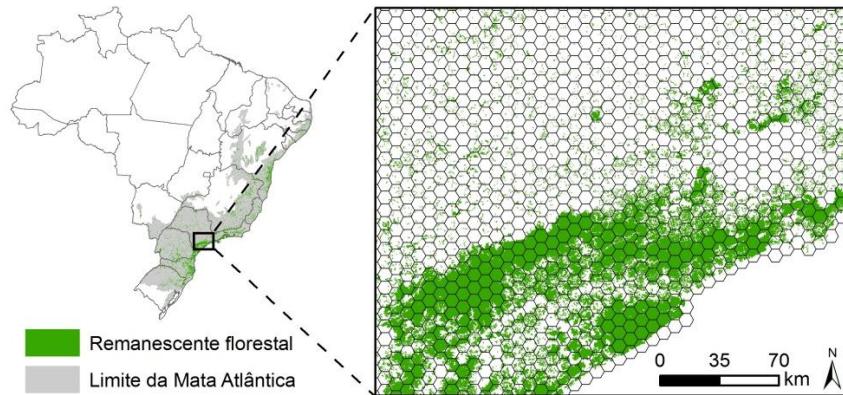


Figura 2: Divisão de um trecho da Mata Atlântica em paisagens hexagonais.

O cálculo do índice *PC* foi feito com o software *Conefor Sensinode* 2.2 versão linha de comando (Saura & Torné 2009) e para isso adotou-se uma probabilidade de 50% de um organismo cruzar uma distância de 50 metros entre fragmentos. Esse valor foi baseado em dados empíricos de deslocamento de organismos com sensibilidade intermediária à fragmentação, em particular aves de sub-bosque e pequenos mamíferos em áreas fragmentadas da Mata Atlântica (Awade & Metzger 2008, Boscolo *et al.* 2008, Hansbauer *et al.* 2008, 2010, Crouzeilles *et al.* 2010). A partir destes valores, o software gera uma curva exponencial negativa para determinar as probabilidades de conexão para diferentes distâncias entre fragmentos (Figura 3).

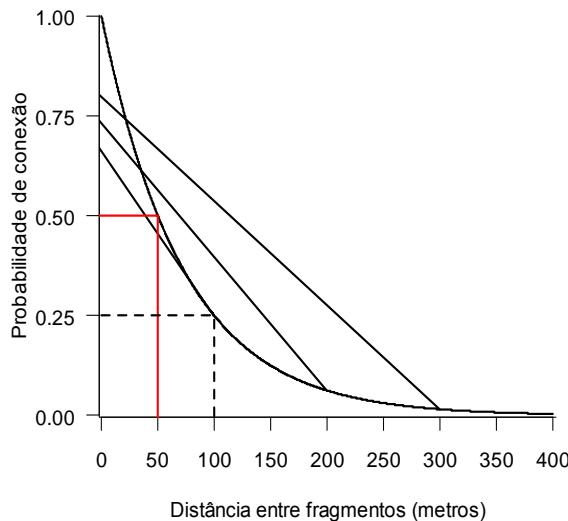


Figura 3: Curva exponencial negativa para determinação dos valores de probabilidade de cruzar diferentes distâncias entre fragmentos. O parâmetro usado para gerar a curva (probabilidade de 0,5 para uma distância de 50 metros) está apresentado em vermelho. A probabilidade de cruzar uma distância de 100 metros determinada pela função é de 0,25 (linha tracejada).

Classificação das paisagens da Mata Atlântica

A segunda etapa das análises consistiu em classificar as paisagens da Mata Atlântica em três categorias: paisagens com baixa resiliência, paisagens com média/alta resiliência e paisagens fonte de biodiversidade.

Foram consideradas ***paisagens com baixa resiliência*** aquelas que apresentaram valores de $PFOREST < 20\%$ (Martensen 2008). Paisagens com baixa porcentagem de cobertura florestal apresentam alto grau de isolamento dos fragmentos, resultando em baixa chance de colonização das áreas restauradas por organismos florestais. Estas paisagens têm assim baixo potencial para manutenção da biodiversidade (Martensen 2008, Banks-Leite 2009), sendo consideradas de baixa resiliência, e desta maneira, não prioritárias para ações de restauração (Pardini *et al.* 2010).

Paisagens que apresentaram valores de $PFOREST \geq 20\%$ foram consideradas ***paisagens com média e alta resiliência***, tendo maior potencial de facilitar o fluxo de organismos pela paisagem, propiciando a colonização de áreas restauradas a partir de fragmentos ou paisagens fonte (Pardini *et al.* 2010).

As ***paisagens fonte de biodiversidade*** são aquelas que não necessitam de ações de restauração florestal por apresentarem alto grau de conectividade, estando acima do limiar de percolação da paisagem (Stauffer 1985) e provavelmente acima do limiar de extinção da maioria das espécies (Metzger & Décamps 1997) e, consequentemente, apresentando alto potencial de manutenção de biodiversidade nos fragmentos (Pardini *et al.* 2010). Foram utilizados dois critérios para identificação das paisagens fonte de biodiversidade. Primeiro, foram consideradas paisagens fonte de biodiversidade aquelas que apresentaram valores de $PFOREST \geq 60\%$. Num segundo passo, foram consideradas paisagens fonte de biodiversidade aquelas que apresentaram uma combinação de valores de $PFOREST$ entre 40 e 60% e valores de PC maiores do que a mediana para esta mesma faixa de $PFOREST$ para cada biorregião.

O primeiro critério de definição de paisagens fonte está de acordo com o limiar de percolação considerando apenas conexões ortogonais (Stauffer 1985), ou seja, são paisagens que apresentam alta probabilidade de permitir que indivíduos cruzem a paisagem sem passar por áreas de não-habitat. O segundo critério inclui as paisagens com maiores índices de conectividade dentro do limiar de percolação considerando conexões diagonais (Stauffer 1985). O cálculo da mediana dos valores de PC por biorregião permitiu estabelecer um corte específico para a identificação de paisagens fonte, em função das condições de cada biorregião. Desta forma, as biorregiões com alto grau de fragmentação e isolamento dos fragmentos, como o caso das biorregiões do São Francisco e Florestas de Interior (Ribeiro *et al.* 2009), também apresentaram paisagens consideradas fonte na faixa de $PFOREST$ entre 40 e 60%.

As paisagens fonte adjacentes a outras paisagens fonte foram unidas de maneira a formarem uma única área fonte de maior extensão (Figura 4). Após esta união, foi feito o cálculo do valor de PC dentro da nova paisagem delimitada como fonte.

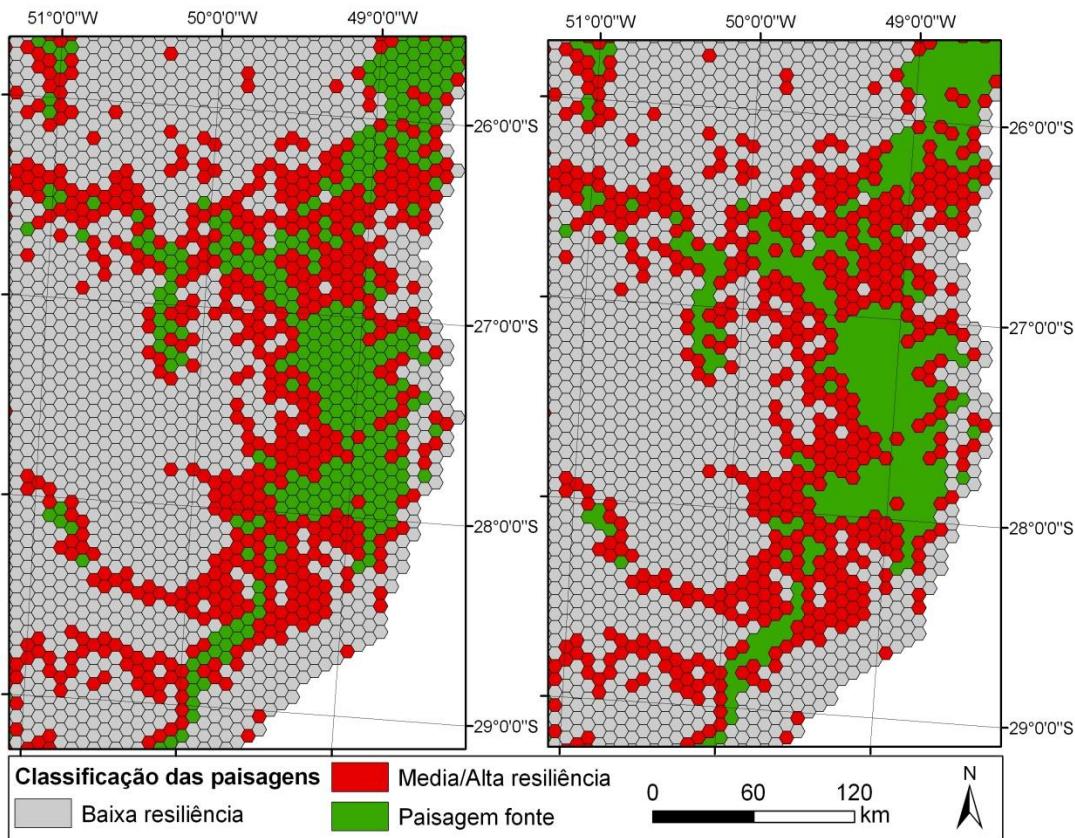


Figura 4: Detalhe de um trecho da Mata Atlântica apresentando paisagens com as três classes de resiliência (A) e paisagens fonte de biodiversidade vizinhas unidas para formar áreas fonte contínuas (B).

Identificação dos gargalos de conectividade

Após a determinação das paisagens fonte e das paisagens com média/alta resiliência, a Mata Atlântica como um todo foi dividida em biorregiões, sendo que cada uma destas foi considerada um grafo, e cada paisagem de 5.000 ha de cada uma das biorregiões foi considerada um nó. Como atributo dos nós do grafo foram considerados os valores de *PC* de cada uma das paisagens, por serem estes os valores que melhor representam o potencial de conexão. Aos grafos de cada biorregião foram incorporadas todas as paisagens das biorregiões vizinhas que estivessem a uma distância de até 17 km da biorregião focal. Este procedimento foi realizado de forma a incorporar a influência das paisagens das biorregiões vizinhas no fluxo de organismos da biorregião analisada (Figura 5).

A biorregião de Florestas de Interior apresenta quatro regiões descontínuas que foram analisadas separadamente para identificação dos gargalos de conectividade (Figura 6).

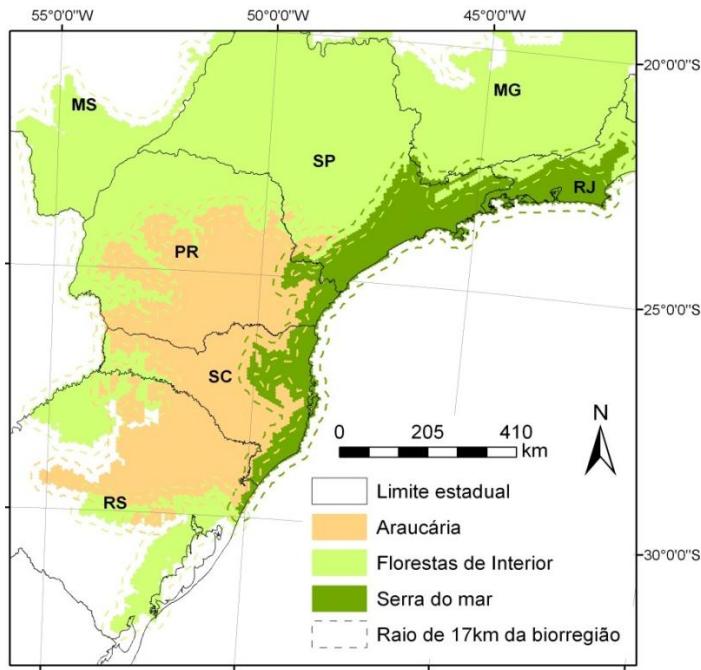


Figura 5: Exemplo do raio de 17 km (linhas tracejadas) usado para incorporar as paisagens das biorregiões vizinhas para identificação dos gargalos de conectividade. As cores das linhas tracejadas representam o limite da biorregião que foi expandida.

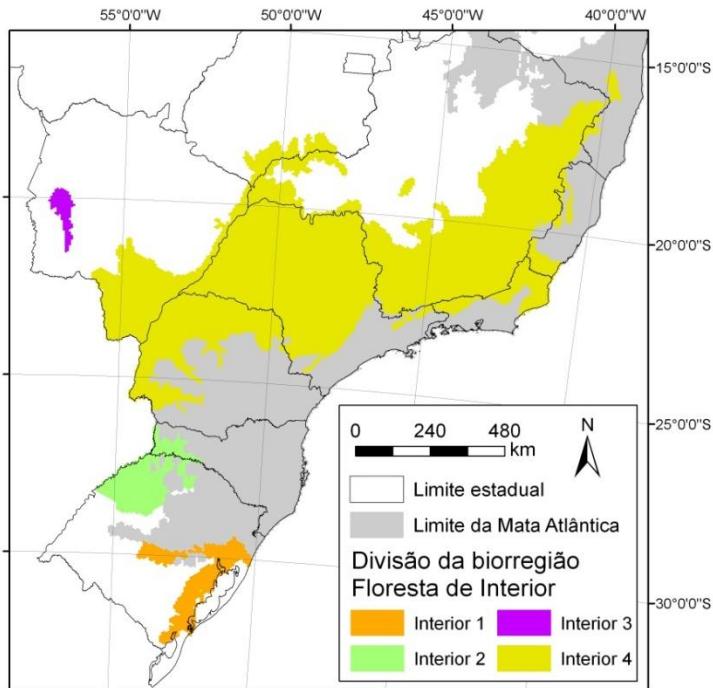


Figura 6: Subdivisões da biorregião “Florestas de Interior” utilizadas para a identificação dos gargalos de conectividade.

Para as análises de cada biorregião foram feitos experimentos de remoção dos nós para o cálculo dos índices *varIICflux* e *varIICconnector*, através da remoção de cada uma das paisagens da biorregião. O cálculo do índice *varIICflux* foi feito considerando todas as paisagens de uma determinada biorregião e as paisagens das biorregiões vizinhas em um raio de 17 km. Para as análises da biorregião de florestas de interior de maior extensão (Interior 4, Figura 6) foram removidas 25% das paisagens para superar limitações computacionais e possibilitar o cálculo do índice *varIICflux*. As paisagens removidas foram aquelas que apresentaram menores valores de PC, ou seja, as paisagens que apresentam menor potencial de fluxo de organismos em seu interior, desta maneira, afetando pouco o resultado final.

O índice *varIICflux* foi calculado para três distâncias de conexão entre as paisagens 3, 9 e 17 km, correspondendo, respectivamente, a contribuição apenas dos vizinhos justo adjacentes e a faixa de duas e três paisagens vizinhas. Desta forma obteve-se o cálculo do índice *varIICflux* para três escalas de influência distintas.

Após o cálculo dos valores de *varIICflux* foram separadas apenas as paisagens consideradas de média/alta resiliência de cada biorregião. Em seguida, os valores do índice *varIICflux* foram normalizados para que os valores variassem de 0 a 1 dentro de cada biorregião e de cada escala de influência analisada, sendo 1 o valor máximo de *varIICflux* para cada biorregião e escala analisada. Em seguida foi feito o cálculo do valor médio dos valores normalizados de *varIICflux* para cada biorregião, resultando em um índice *varIICflux* multi escala (*MultivarIICflux*) que variou de 0 a 1 dentro de cada biorregião.

O índice *MultivarIICflux* foi interpretado como a importância de cada paisagem no fluxo de organismos entre paisagens de uma determinada biorregião. Paisagens que apresentam maiores valores de *MultivarIICflux* são aquelas que, ao serem removidas da biorregião, apresentam uma maior redução no fluxo potencial de organismos entre paisagens.

O cálculo do índice *varIICconnector* foi realizado considerando apenas as paisagens fontes e paisagens de média/alta resiliência de cada biorregião e da faixa de 17 km das biorregiões vizinhas (Figura 7). O índice *varIICconnector* foi calculado considerando apenas uma distância de conexão, correspondente apenas às paisagens vizinhas justo adjacentes.

Os valores de *varIICconnector* das paisagens de média/alta resiliência de cada biorregião foram normalizados da mesma forma que os valores de *varIICflux*, variando de 0 a 1.

As paisagens que apresentam maiores valores de *varIICconnector* são aquelas que ao serem removidas provocam uma quebra mais expressiva do subgrafo. Quanto maior o valor de *varIICconnector*, maior o subgrafo quebrado.

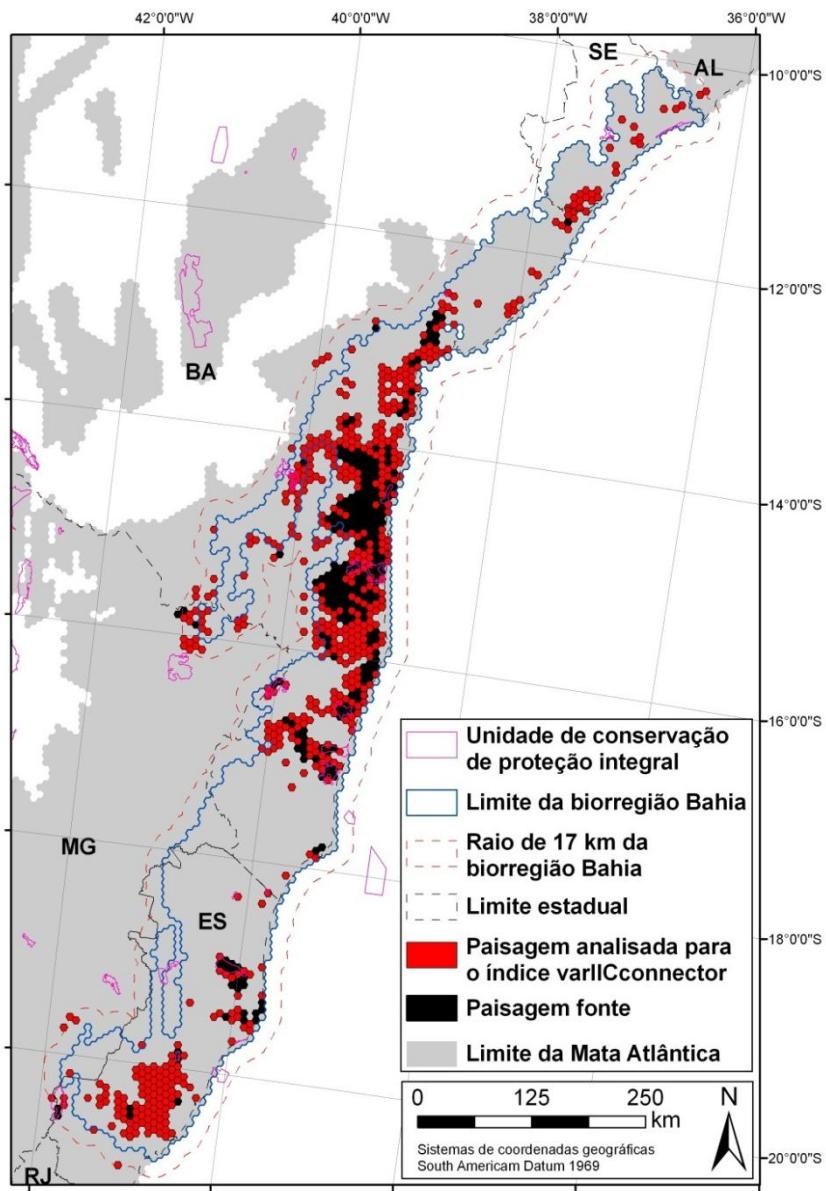


Figura 7: Paisagens utilizadas para o cálculo do índice *varIICconnector* na biorregião Bahia.

Os valores dos índices *MultivarIICflux* e *varIICconnector* foram somados para identificação das paisagens com maiores valores de importância como gargalos de conectividade (*Gcon*), ou seja, são as paisagens que contribuem de forma destacada para manutenção ou incremento do fluxo de organismos entre paisagens.

Desta forma, foi possível classificar as paisagens em relação ao grau de prioridade para restauração em função da conectividade em cada uma das biorregiões, sendo consideradas de maior prioridade aquelas que apresentaram maiores valores de *Gcon*.

É importante ressaltar que, nesta primeira etapa de identificação das paisagens prioritárias, foram consideradas apenas as paisagens que apresentaram média/alta resiliência e que não foram classificadas como paisagens fonte, pois são estas as paisagens onde investimentos em restauração têm a princípio maior potencial de retorno (Pardini *et al.* 2010).

Áreas potenciais para restauração indicadas pelo PACTO

A base de dados de áreas potenciais para restauração indicadas pelo PACTO foi utilizada para calcular a área total e porcentagem das paisagens ocupadas por áreas de preservação permanente da rede hidrográfica, de topo de morro, área de baixa aptidão agrícola e total de áreas potenciais para restauração (soma das três categorias anteriores).

Paisagens prioritárias para restauração da Mata Atlântica

Para determinação das paisagens prioritárias para restauração da Mata Atlântica foram adotados dois critérios de priorização, uma vez que as áreas potenciais para restauração mapeadas pelo PACTO não abrangem todas as paisagens analisadas.

Para as paisagens que possuíam estimativa da porcentagem de áreas potenciais para restauração elaborada pelo PACTO, foi realizada uma classificação na qual as paisagens que apresentavam valores de *Gcon* e potencial para a restauração %PACTO maiores que a mediana desses dois índices para a biorregião foram consideradas como prioridade **Muito Alta** para restauração (Figura 8). Estas paisagens, além de apresentarem características que indicam um grande potencial de sucesso das ações de restauração devido aos altos valores de *Gcon*, também apresentam altos valores de áreas potenciais para restauração, indicando que muitas propriedades podem apresentar terras inadequadas para atividades agrícolas, sendo ótimas candidatas para ações de restauração.

As paisagens que apresentaram valores de *Gcon* acima da mediana, porém com valores de %PACTO abaixo da mediana foram consideradas com prioridade **Alta** (Figura 8), pois apesar de não apresentarem os valores mais altos de áreas potenciais para restauração, apresentam grande potencial de sucesso das ações de restauração devido as características da paisagem.

As paisagens que apresentaram valores de *Gcon* abaixo da mediana e valores de %PACTO acima de mediana foram consideradas como prioridade **Média-alta** para restauração (Figura 8), pois são paisagens que apresentam grande quantidade de áreas inadequadas para atividades agrícolas, devendo também ser focos de ações de restauração para manutenção de diversos serviços ecossistêmicos.

As demais paisagens, com valores tanto de *Gcon* quanto de %PACTO abaixo da mediana foram consideradas de **Média** prioridade para restauração (Figura 8), uma vez que apresentam menos áreas inadequadas para agricultura e também condições de paisagem não tão favoráveis quanto as outras áreas analisadas.

Para as paisagens em que não havia estimativa de porcentagem de áreas potenciais para restauração segundo o PACTO, a prioridade para restauração foi definida apenas a partir do valor de $Gcon$. Segundo este critério, as paisagens que apresentaram valores de $Gcon$ acima da mediana para a biorregião, foram consideradas como de **Alta** prioridade e serão apresentadas nos resultados como prioridade **Alta2** para que possa ser diferenciada do primeiro critério. As paisagens com valor de $Gcon$ abaixo da mediana foram consideradas de **Média** prioridade e serão apresentadas como **Média2**.

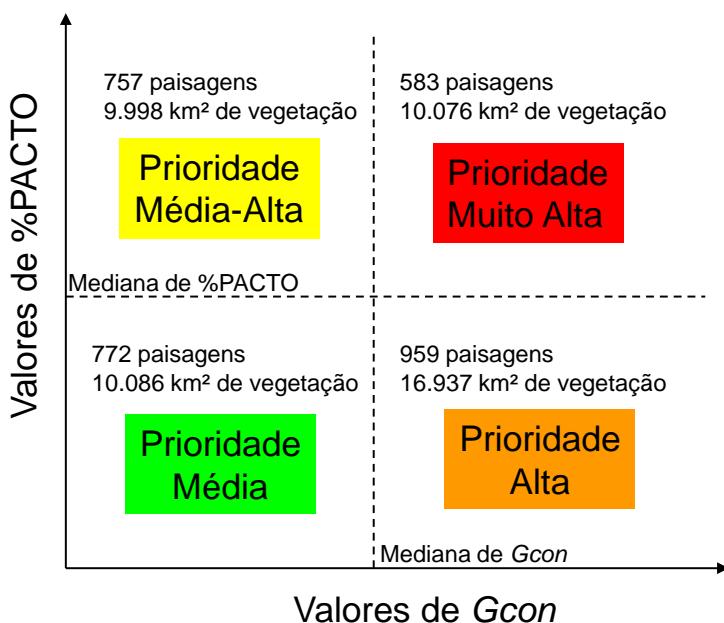


Figura 8: Critérios aplicados por biorregião para definição da prioridade de restauração a partir dos valores dos índices $Gcon$ e %PACTO. Os valores dentro de cada quadrante representam o número de paisagens da Mata Atlântica e o total de vegetação no interior dessas paisagens (em km²) para cada uma das classes de prioridade para restauração.

Resultados

A partição da Mata Atlântica em paisagens hexagonais de 5.000 ha resultou em um total de 31.551 paisagens. Contudo, o mapeamento dos remanescentes de cobertura florestal não está disponível para toda a extensão da área de aplicação da Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428 de 2006), sendo que os estados da Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí não foram analisados (Ribeiro et al. 2009), resultando em um total de 29.505 paisagens analisadas (93,51%) que abrigam 16,1 milhões de hectares de remanescentes florestais.

As 29.505 paisagens analisadas foram divididas nas 8 biorregiões da Mata Atlântica (Figura 9) elaboradas por Silva & Casteleti (2005) e adaptadas por Ribeiro et al. (2009), sendo

que a biorregião das Florestas de Interior apresentou o maior número de paisagens 14.241, enquanto a biorregião Brejos Nordestinos apresentou apenas 28 paisagens (Tabela 1).

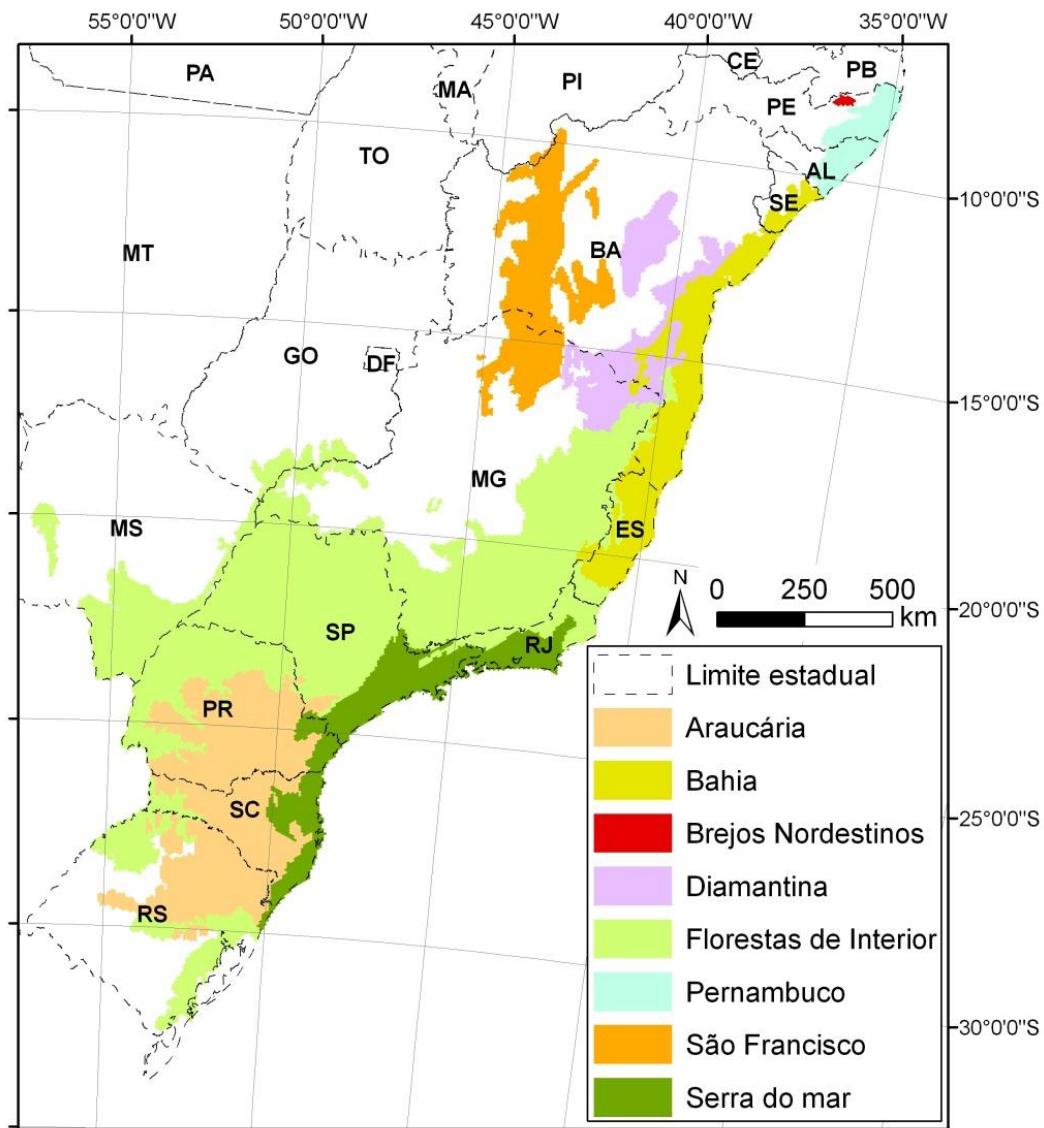


Figura 9: Limite das biorregiões da Mata Atlântica utilizado para a divisão das paisagens de 5.000 ha (Modificado a partir de Silva & Casteleti, 2005 e Ribeiro *et al.*, 2009).

Tabela 1: Número e porcentagem de paisagens nas três classes de resiliência por biorregião e para toda a Mata Atlântica.

Biorregião	Classificação das paisagens			Total
	Baixa Resiliência	Média/Alta Resiliência	Paisagens Fonte	
Araucaria	4080 (82%)	709 (14%)	206 (4%)	4995
Serra do Mar	1110 (46%)	619 (26%)	697 (29%)	2426
Interior	13373 (94%)	721 (5%)	147 (1%)	14241
Interior 1	725 (97%)	20 (3%)	2 (0%)	747
Interior 2	651 (97%)	8 (1%)	10 (1%)	669
Interior 3	123 (78%)	29 (18%)	6 (4%)	158
Interior 4	11874 (94%)	664 (5%)	129 (1%)	12667
Brejos Nordestinos	23 (82%)	4 (14%)	1 (4%)	28
Pernambuco	635 (86%)	95 (13%)	7 (1%)	737
Diamantina	1506 (80%)	302 (16%)	70 (4%)	1878
Bahia	1924 (73%)	496 (19%)	224 (8%)	2644
São Francisco	2405 (94%)	125 (5%)	26 (1%)	2556
Mata Atlântica	25056 (85%)	3071 (10%)	1378 (5%)	29505

Após a divisão das paisagens em biorregiões foram calculados os valores de *PFOREST* e *PC* para as paisagens da Mata Atlântica (Figura 10), permitindo assim a classificação das paisagens segundo as categorias de baixa resiliência, média/alta resiliência e paisagens fonte de biodiversidade (Figura 11). Foram identificadas 25.506 paisagens com baixa resiliência na Mata Atlântica, o que corresponde a 85% do total das paisagens. Cerca de 10% das paisagens (3071) foram classificadas como paisagens de média/alta resiliência e os outros 5% das paisagens (1378) foram classificadas como paisagens fonte de biodiversidade (Tabela 1).

As 3.071 paisagens de média/alta resiliência nas quais os investimentos de restauração apresentam maior potencial de retorno correspondem a 15.355.000 ha e abrigam 4.709.746 ha de vegetação florestal, ou seja, quase 30% da área de remanescentes da Mata Atlântica, resultando em aproximadamente 10,6 milhões de hectares sem cobertura florestal e disponíveis para ações de restauração.

As 1.378 paisagens fonte de biodiversidade abrigam 30% da vegetação remanescente, e os outros 40% (6,6 milhões de hectares) estão localizados em paisagens com baixa resiliência.

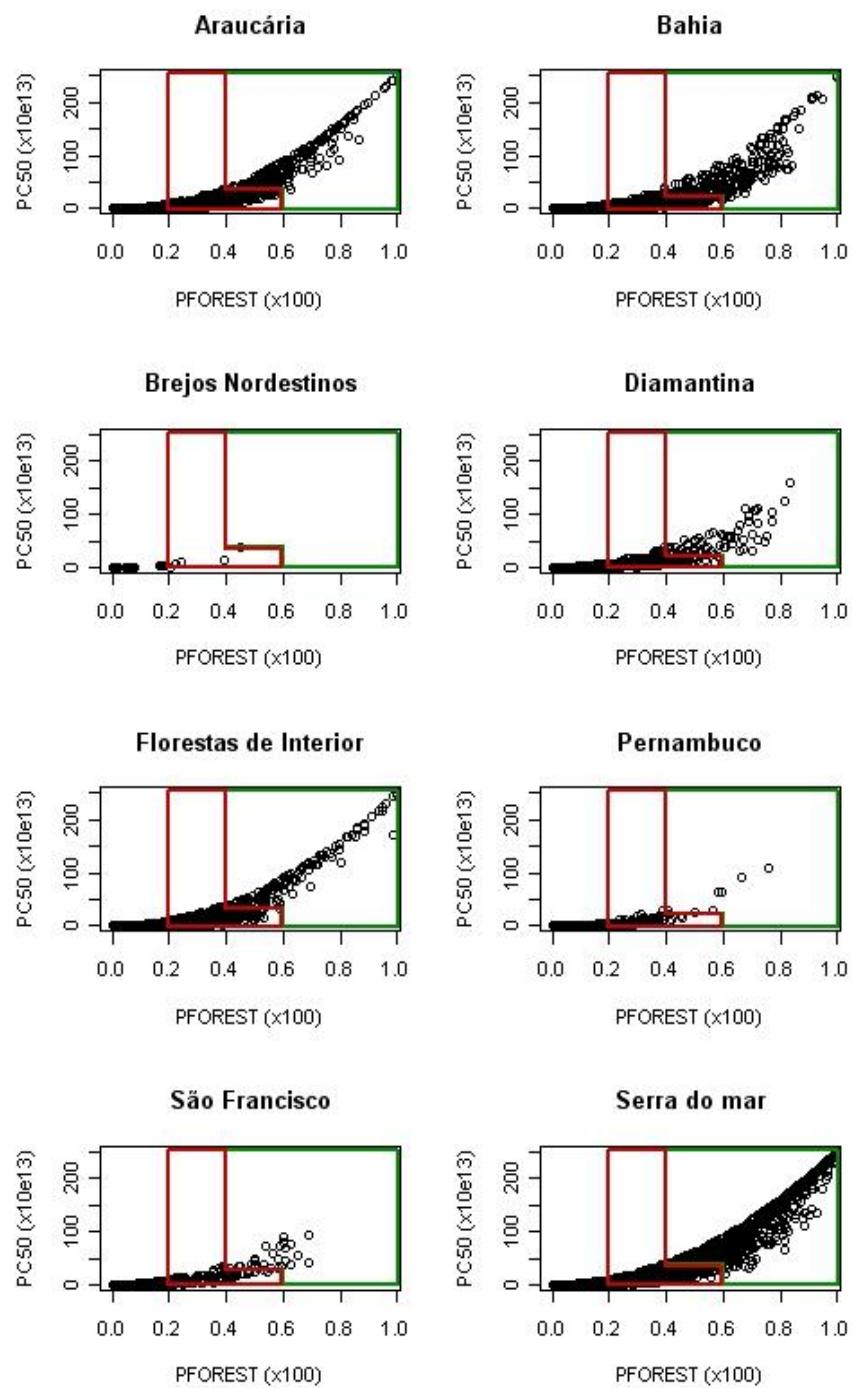


Figura 10: Classificação das paisagens das diferentes biorregiões da Mata Atlântica em função dos valores de porcentagem de cobertura florestal ($PFOREST$) e do índice de conectividade Probability of connectivity (PC). Linhas verdes representam os limites de valores para determinação das paisagens fonte de biodiversidade e linhas vermelhas delimitam as paisagens de média/alta resiliência.

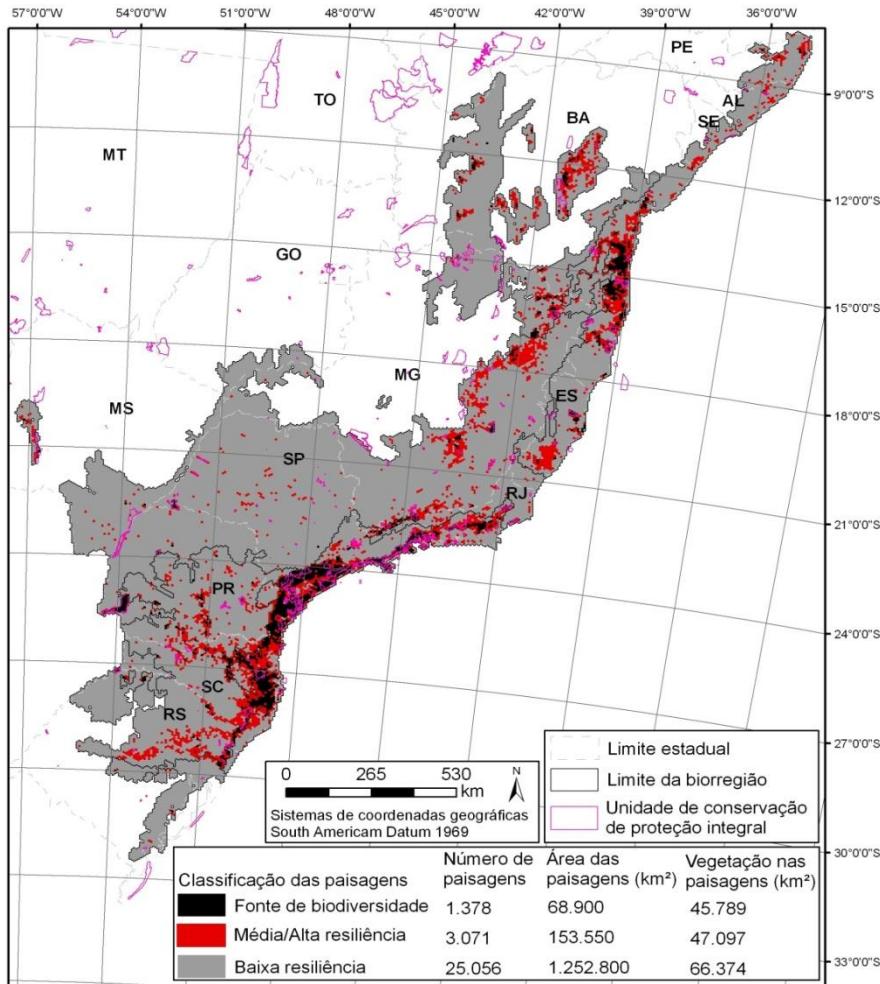


Figura 11: Distribuição das paisagens nas diferentes biorregiões da Mata Atlântica segundo o resultado da classificação de resiliência das paisagens.

A distribuição das diferentes classes de paisagem é bastante heterogênea ao longo das biorregiões da Mata Atlântica, sendo que as biorregiões Serra do Mar e Bahia são as que apresentam as maiores porcentagens de áreas fonte (respectivamente 29 e 8%) e também de áreas de média/alta resiliência (respectivamente 26 e 19%). Por outro lado, Florestas do Interior, Pernambuco e São Francisco apresentam as menores porcentagens de área fonte (~1%) e também de áreas de média/alta resiliência, sendo que Florestas do Interior e São Francisco apresentam apenas 5% de suas áreas nesta classe, enquanto Pernambuco apresenta 13% (Tabela 1). As demais bioregiões apresentam 4% de áreas fonte, sendo que Araucária e Brejos Nordestinos apresentam 14% de suas áreas na classe de média/alta resiliência, enquanto Diamantina apresenta 16%.

Os valores do índice *MultivarIICflux* foram categorizados em função dos quantis de cada biorregião para apresentação da importância das paisagens para o fluxo biológico segundo este critério (Figura 12). Desta maneira foi possível identificar diversas paisagens com alta importância para o fluxo biológico próximo às áreas fonte. Também é possível notar paisagens com altos valores de *MultivarIICflux* em regiões distantes às áreas fonte, mas com presença de paisagens de média/alta resiliência adjacentes, como em alguns casos nas biorregiões Florestas de Interior e Diamantina (Figura 12), demonstrando a importância destas paisagens no contexto da biorregião em que ela está situada.

Os valores do índice *varIICconnector* também foram categorizados em função dos quantis para ilustração dos resultados (Figura 13). É possível notar a presença dos valores baixos de *varIICconnector* nas paisagens de média/alta resiliência isoladas por paisagens de baixa resiliência em todas as biorregiões. Esses valores baixos de *varIICconnector* ocorrem pois essas paisagens não estão em possíveis corredores biológicos, não representando potenciais gargalos de conectividade. As biorregiões da Serra do Mar e Araucária apresentam grande quantidade de paisagens com valores mínimos de *varIICconnector* (Figura 13) devido a presença de grandes áreas fonte e de alta concentração de paisagens de média/alta resiliência. Estas paisagens de média/alta resiliência também não representam possíveis gargalos de conectividade, pois existem várias rotas alternativas para fluxo biológico entre paisagens fonte e paisagens de média/alta resiliência.

Os índices *MultivarIICflux* e *varIICconnector* apresentaram valores baixos de correlação (Tabela 2), ressaltando a importância do uso dos dois índices combinados para identificação dos gargalos de conectividade através do índice *Gcon*.

Tabela 2: Coeficiente de correlação de Spearman entre os índices *MultivarIICflux*, *varIICconnector* e *Gcon* para todas as biorregiões da Mata Atlântica

Biorregião	<i>MultivarIICflux x varIICconnector</i>	<i>varIICconnector x Gcon</i>	<i>MultivarIICflux x Gcon</i>
Araucária	0.26	0.49	0.97
Bahia	-0.01	0.46	0.88
Brejos Nordestinos	-0.61	0.47	0.41
Diamantina	0.04	0.77	0.66
Interior	0.20	0.75	0.76
Interior 1	-0.27	0.80	0.36
Interior 2	-0.94	0.32	0.02
Interior 3	0.15	0.78	0.74
Interior 4	0.05	0.50	0.89
Pernambuco	-0.03	0.58	0.80
São Francisco	0.18	0.65	0.86
Serra do Mar	0.05	0.23	0.98

A identificação das paisagens como gargalos de conectividade pelo índice *Gcon* também foi categorizada por biorregião, segundo os quantis (Figura 14). É possível notar uma concordância entre os resultados do índice *Gcon* e *MultivarIICflux* para grande parte das paisagens, porém nas biorregiões Bahia, Diamantina, Pernambuco e no sul da biorregião Araucária, fica mais evidente a contribuição do índice *varIICconnector* para identificação das paisagens gargalos de conectividade (Figura 14).

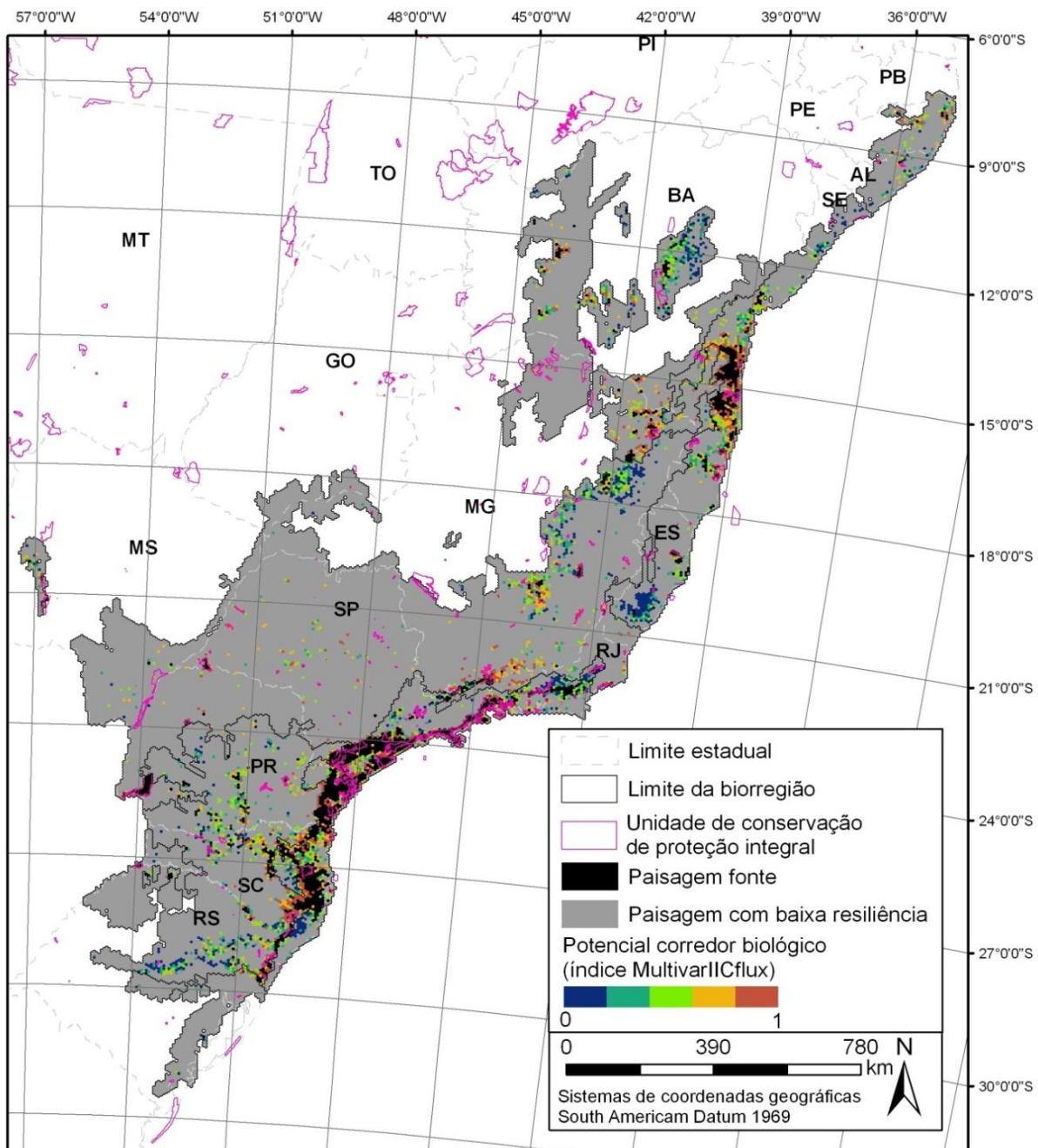


Figura 12: Importância das paisagens de média/alta resiliência segundo os resultados do índice *MultivarIICflux*.

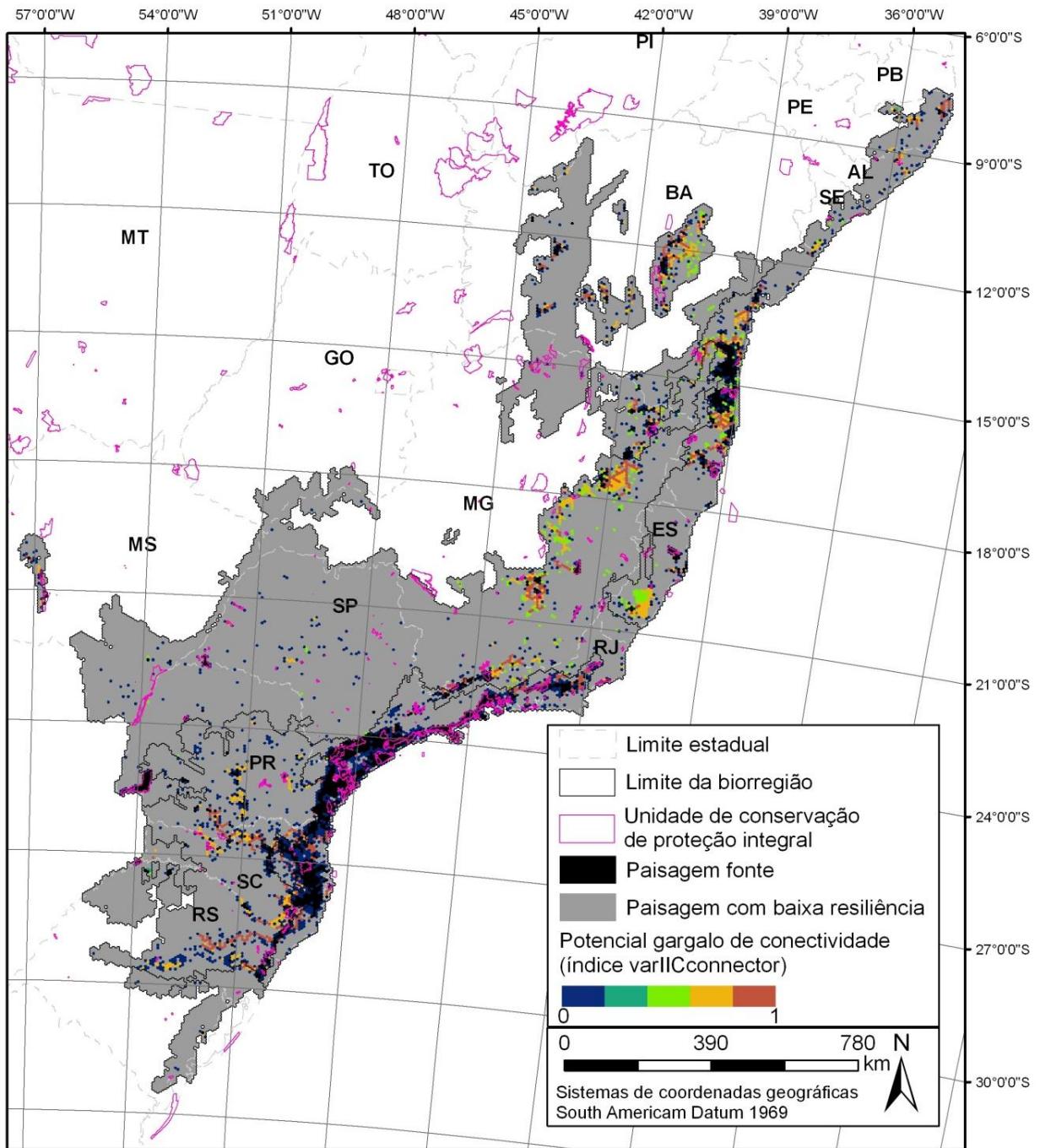


Figura 13: Importância das paisagens de média/alta resiliência segundo os resultados do índice *varIICconnector*.

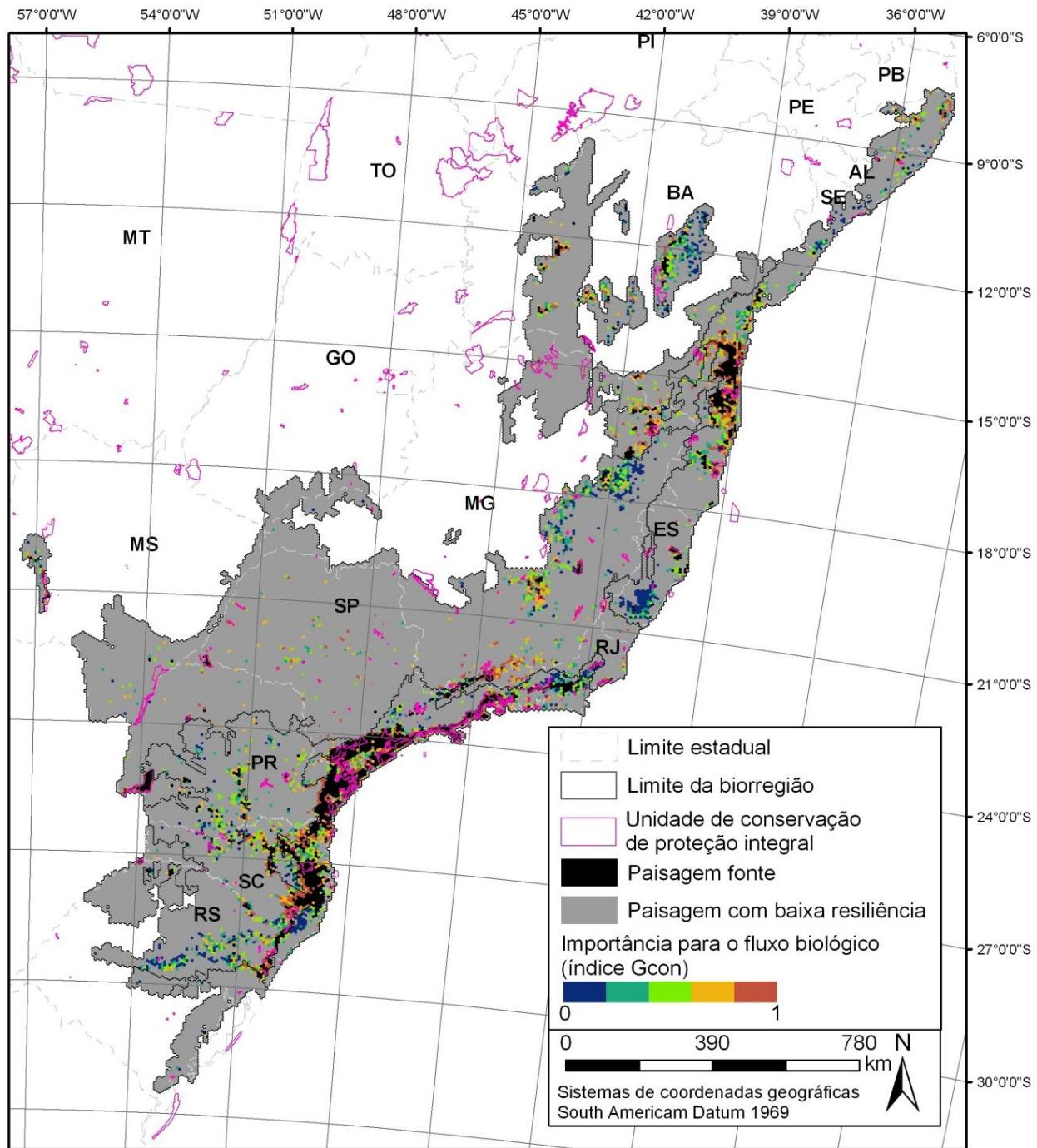


Figura 14: Importância das paisagens de média/alta resiliência como gargalos de conectividade segundo os resultados do índice *Gcon*.

O mapeamento de áreas indicadas para restauração pelo PACTO não abrange todas as paisagens das diferentes biorregiões (Figura 15), sendo necessário adotar dois critérios para a priorização das paisagens para restauração. O critério de corte pelo valor da mediana a partir dos valores dos índices *Gcon* e %PACTO permitiu classificar as paisagens com altos valores dos dois índices como de maior prioridade (Figura 16 e Tabela 3).

Para as paisagens sem indicação de áreas potenciais para restauração pelo PACTO também foi usado o critério de corte pela mediana, porém apenas pelo valor do índice *Gcon* o que resultou em apenas duas classes de prioridades: **Alta2** e **Média2** que podem ser consideradas equivalentes às classes **Alta** e **Média** definidas pelo critério anterior, mas que estão apresentadas de maneira separada apenas para quantificação e visualização de sua distribuição (Tabela 3 e Figura 17).

As 583 paisagens classificadas com prioridade **Muito Alta** abrigam mais de 1 milhão de hectares de remanescentes de vegetação, resultando em 1,9 milhões de hectares sem vegetação que podem ser alvo de ações de restauração (Tabela 3). Somando as 959 paisagens classificadas como de **Alta** prioridade chega-se a um total de pouco mais de 5 milhões de hectares sem vegetação localizados nas paisagens com as maiores prioridades para restauração (Tabela 3).

É importante ressaltar que as biorregiões dos Brejos Nordestinos e de São Francisco não apresentam paisagens com prioridades **Muito Alta** e **Média-alta** por não possuírem estimativas de áreas potenciais para restauração pelo PACTO, sendo classificadas apenas como **Alta2** e **Média2**.

Apesar de ser possível notar uma maior concentração de paisagens de **Muito Alta** prioridade próximas às áreas fontes, existem paisagens com prioridades elevadas em várias regiões afastadas das áreas fonte, assim como observado pelos índices de gargalos de conectividade (Figura 17). Esses resultados ressaltam a importância dessas paisagens para manutenção do fluxo biológico nas áreas mais fragmentadas apresentando um grande potencial de recolonização das áreas restauradas nessas paisagens, além de possuírem uma grande concentração de áreas potenciais para restauração segundo o PACTO.

Dentre todas as biorregiões, a que apresentou maior proporção de paisagens priorizadas foi a Serra do Mar, com mais de 25% de suas paisagens dentro de algum grau de priorização, sendo seguida pela Bahia e Diamantina, respectivamente com 19 e 16%. A região dos Brejos Nordestinos e Araucária apresentam 14% de suas paisagens priorizadas, e Pernambuco 13% (Tabela 4). As biorregiões que apresentaram a menor proporção de paisagens priorizadas foram a São Francisco e as Florestas de Interior, com 5% cada uma, contudo, nesta última a região de Bodoquena (Interior 3) é uma exceção, onde mais de 18% de suas paisagens apresentam algum grau de priorização (Figura 17).

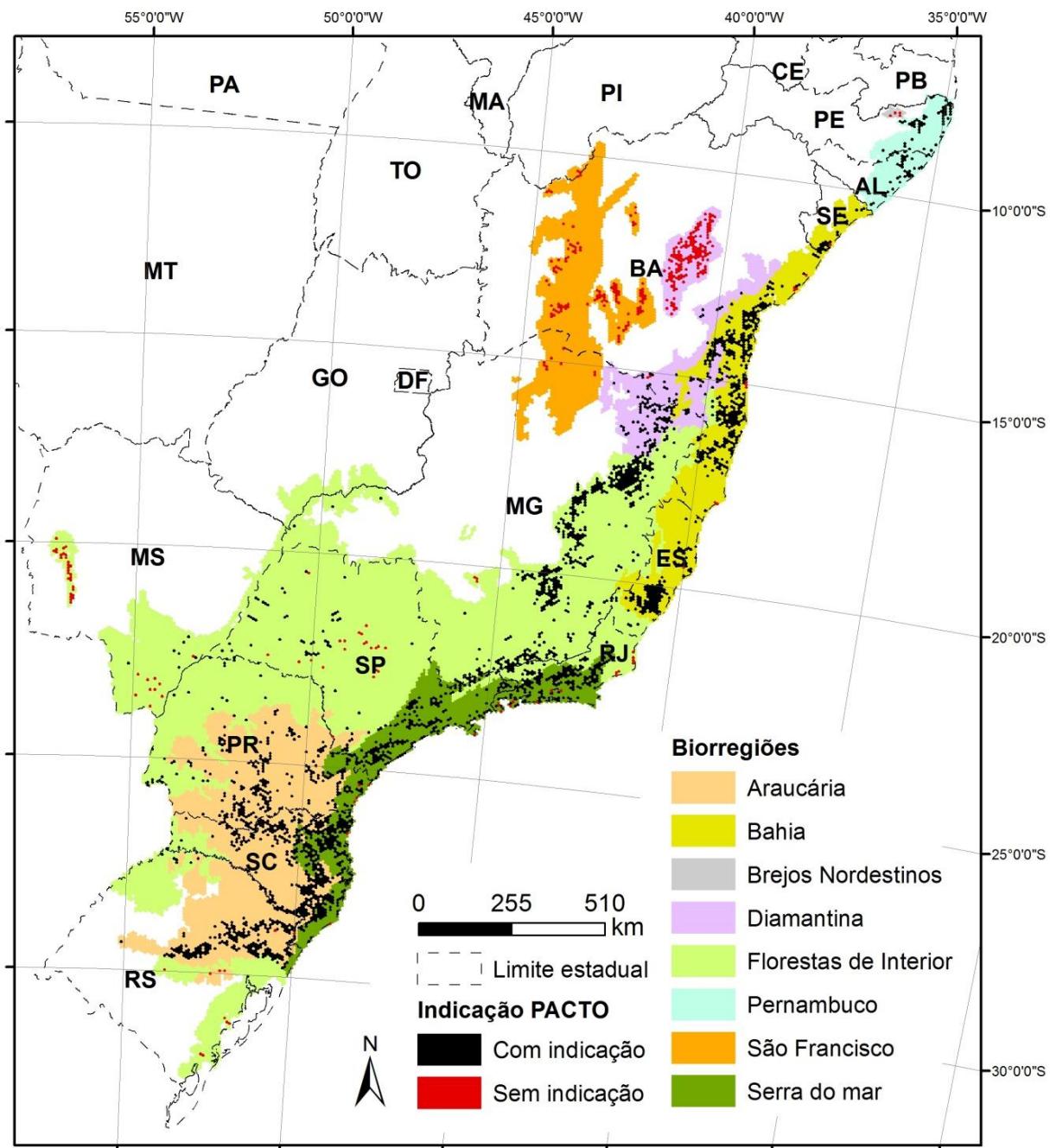


Figura 15: Distribuição das paisagens de média/alta resiliência nas diferentes biorregiões. Paisagens em preto apresentam áreas potenciais para restauração e paisagens em vermelho não apresentam estimativas de áreas potenciais para restauração segundo o PACTO.

Tabela 3: Número total de paisagens (#PAIS), área de vegetação (AVEG) e área sem vegetação (SVEG) em cada uma das classes de prioridade para restauração por biorregião. Os campos referentes a área estão apresentados em milhares de hectares.

Biorregião	Classe de prioridade			Alta			Alta2		
	Muito Alta			#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG
	#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG
Araucaria	176	314,6	565,4	177	309,7	575,3	2	2,4	7,6
Bahia	89	163,6	281,4	154	279,6	490,4	6	10,5	19,5
Brejos	0	0	0	0	0	0	2	3,2	6,8
Nordestinos									
Diamantina	35	58,4	116,6	35	58,3	116,7	82	144,7	265,3
Interior	152	222,5	537,5	171	287,1	567,9	40	61,3	138,7
Interior 1	4	5,3	14,7	3	3,9	11,1	4	5,2	14,8
Interior 2	1	1,1	3,9	3	4,8	10,2	0	0	0
Interior 3	0	0	0	0	0	0	15	25,6	49,4
Interior 4	147	216,1	518,9	165	278,4	546,6	21	30,5	74,5
Pernambuco	22	37,2	72,8	26	39,9	90,0	0	0	0
Sao	0	0	0	0	0	0	63	110,3	204,7
Francisco									
Serra do	109	211,3	333,7	194	376,6	593,4	7	10,1	24,9
Mar									
Total por	583	1007,6	1907,4	757	1351,3	2433,7	202	342,4	667,6
Prioridade									

Biorregião	Classe de prioridade			Média			Média2		
	Média-alta			#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG
	#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG
Araucaria	177	229,5	655,6	175	217,8	657,2	2	2,1	7,9
Bahia	154	216,4	553,6	88	117,1	322,9	5	6,8	18,2
Brejos	0	0	0	0	0	0	2	2,1	7,9
Nordestinos									
Diamantina	35	44,7	130,3	34	44,1	125,9	81	109,2	295,7
Interior	171	209,3	645,7	150	205,1	544,8	37	44,2	140,8
Interior 1	3	3,7	11,3	3	4,2	10,8	3	3,7	11,3
Interior 2	3	4,4	10,6	1	1	4	0	0	0
Interior 3	0	0	0	0	0	0	14	17,2	52,9
Interior 4	165	201,3	623,7	146	199,9	530,1	20	23,4	76,6
Pernambuco	26	30,9	99,1	21	24,9	80,1	0	0	0
Sao	0	0	0	0	0	0	62	82,4	227,6
Francisco									
Serra do	194	269	701	108	144,1	395,9	7	8,5	26,5
Mar									
Total por	757	999,8	2785,2	576	753,2	2126,8	196	255,4	724,6
Prioridade									

Tabela 4: Síntese por biorregião e para toda a Mata Atlântica do número e porcentagem de paisagens selecionadas como prioritárias para restauração, área de vegetação e área sem vegetação (em mil hectares) no interior das paisagens selecionadas.

Biorregião	Total por Biorregião			
	Nº de Paisagens	Área de vegetação	Área sem vegetação	Porcentagem das paisagens
Araucária	709	1076,2	2468,8	14
Bahia	496	794	1686	19
Brejos	4	5,3	14,7	
Nordestinos				14
Diamantina	302	459,4	1050,5	16
Interior	721	1029,5	2575,5	5
Interior 1	20	26	74	3
Interior 2	8	11,2	28,8	1
Interior 3	29	42,8	102,2	18
Interior 4	664	949,6	2370,4	5
Pernambuco	95	132,9	342,1	13
São Francisco	125	192,7	432,3	5
Serra do Mar	619	1019,6	2075,4	25
Total	3071	4709,7	10645,2	10

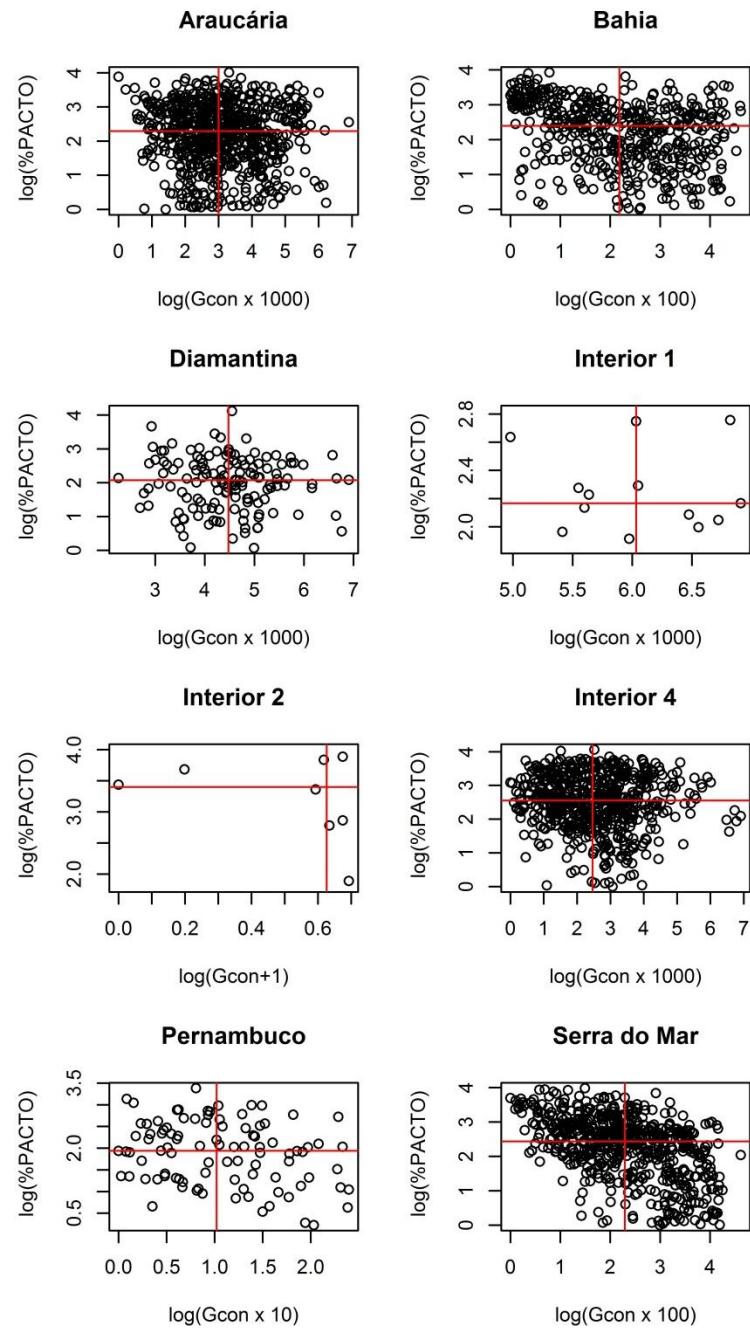


Figura 16: Valores do índice G_{con} em função de %PACTO para definição da prioridade de restauração. Os valores dos dois índices estão apresentados na escala logarítmica para facilitar a visualização. Linhas vermelhas representam as medianas dos índices usados para separar os gráficos em quadrantes. Ver Figura 8 para detalhes sobre a prioridade correspondente a cada quadrante. São apresentadas apenas as biorregiões que possuíam paisagens com os dois índices analisados.

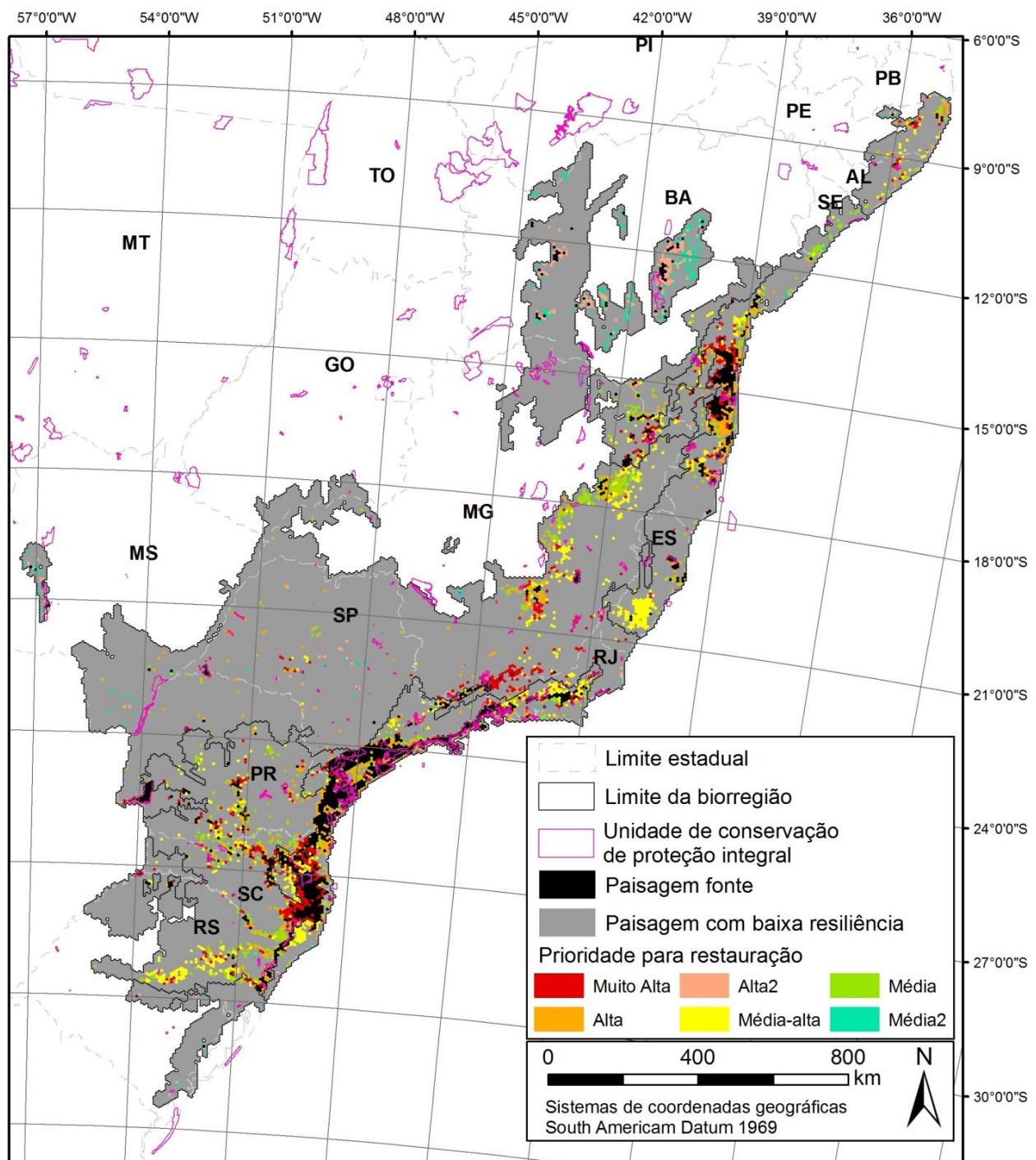


Figura 17: Distribuição das paisagens segundo a classe de prioridade para restauração.

Considerações finais

As paisagens classificadas como fontes de biodiversidade representam 5% da extensão da Mata Atlântica e 30% da vegetação remanescente. Estas paisagens possuem alta cobertura florestal e alta conectividade, apresentando as melhores condições para manutenção da biodiversidade. Devido à alta cobertura e à alta conectividade, as fontes de biodiversidade não foram consideradas prioritárias para ações de restauração, uma vez que o incremento de cobertura florestal não resultaria em grande melhoria para a conservação da biodiversidade. Estas paisagens poderiam ser beneficiadas através da criação de novas unidades de conservação para proteção dos fragmentos já existentes. Devido às condições favoráveis, possíveis ações de restauração teriam grandes possibilidades de sucesso devido ao alto potencial de colonização das áreas restauradas. Nestes casos, estratégias de restauração mais baratas, como a suspensão dos fatores de degradação, o abandono e proteção das áreas para permitir a regeneração natural poderiam ser adotadas caso não existam limitantes locais que impeçam a regeneração natural (por exemplo, alta erosão, degradação e compactação do solo, alta densidade de gramíneas).

As paisagens de média/alta resiliência representam 10% da Mata Atlântica e 30% dos remanescentes de vegetação, e foram consideradas prioritárias para restauração por combinarem menor custo financeiro e maior benefício para biodiversidade, avaliados pela quantidade e configuração (conectividade) da vegetação nativa remanescente. Estas paisagens, ao passarem por ações de restauração que aumentem a cobertura florestal e a conectividade, terão seu potencial de manutenção da biodiversidade aumentado, além de apresentarem grande potencial de colonização das áreas restauradas e portanto, alta probabilidade de sucesso das ações de restauração. A diferenciação dos níveis de prioridade entre as paisagens de média/alta resiliência foi feita levando em conta a quantidade e conectividade da vegetação remanescente e a quantidade de áreas potenciais para restauração. Desta maneira, as paisagens classificadas com maior prioridade são as que apresentam maior quantidade de áreas de baixo potencial agrícola, aumentando as possibilidades de encontrar áreas disponíveis para restauração e também são as que apresentam maior potencial de fluxo biológico, aumentando as chances de sucesso das ações de restauração.

As paisagens consideradas como de baixa resiliência abrigam 40% dos remanescentes de vegetação e apresentam menor cobertura florestal e menor conectividade, tendo assim um menor potencial para manutenção da biodiversidade. Nessas paisagens são necessárias ações de restauração que promovam um grande aumento de cobertura florestal e provavelmente, muitas dessas paisagens já apresentam uma baixa diversidade biológica. Apesar disso, algumas destas paisagens podem abrigar fragmentos com alta diversidade e com espécies ameaçadas que se mantiveram nestas regiões devido a condições locais adequadas. Nesses casos, em que registros biológicos demonstrem a importância dessas paisagens para biodiversidade, estratégias de restauração e conservação também deverão ser adotadas com o objetivo de manter as espécies encontradas.

Os resultados apresentados neste relatório foram baseados na estrutura e composição da paisagem e na importância destas para a manutenção dos fluxos biológicos e conservação da biodiversidade. O planejamento de ações de restauração com o objetivo de manutenção e recuperação de outros serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono, redução da erosão,

proteção de mananciais e recarga de aquíferos, deve ser realizado levando em conta outros critérios. Nestes casos, muito provavelmente as áreas consideradas prioritárias serão outras, podendo incluir as paisagens classificadas neste relatório como de baixa resiliência. Portanto, os resultados obtidos neste estudo devem ser combinados com outros critérios de priorização de restauração, a fim de garantir a manutenção e recuperação de diferentes serviços ecossistêmicos, além da conservação da biodiversidade.

Agradecimentos

Este trabalho contou com o apoio técnico e financeiro do PROJETO PROTEÇÃO A MATA ATLÂNTICA II – GIZ- e Ministério do Meio Ambiente.

Referências

- Awade, M., and J. P. Metzger. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* **33**: 863-871.
- Banks-Leite, C. 2009. Efeitos da fragmentação lato sensu do habitat sobre a comunidade de aves de sub-bosque do Planalto Atlântico de Ibiúna e definição de espécies representativas. Tese de doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Bodin, Ö, and S. Saura. 2010. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling* **221**: 2393-2405.
- Boscolo, D, C. Candia-Gallardo, M. Awade, and J. P. Metzger. 2008. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* **40**: 273-276.
- Bunn, A. G., D. U. Urban, and T. H. Keitt. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of environmental management* **59**: 266-278.
- Crouzeilles, R., M. L. Lorini, and C. E. V. Grelle. 2010. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. *Oecologia Australis* **14**: 872-900.
- Ghazoul, J. 2005. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. *Biological Reviews* **80**: 413-443.
- Hansbauer, M. M., I. Storch, F. Knauer, R. Borntraeger, U. Hettich, S. Pilz, H. Kuchenhoff, R. G. Pimentel, and J. P. Metzger. 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecology* **25**: 407-417.
- Hansbauer, M. M., I. Storch, S. Leu, J. P. Nieto-Holguin, R. G. Pimentel, F. Knauer, and J. P. Metzger. 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biological Conservation* **141**: 782-791.
- Laurance, W. F., P. Delamônica, S. G. Laurance, L. Vasconcelos, and T. E. Lovejoy. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* **404**: 836.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* **141**: 1731-1744.
- Lopes, A. V., L. C. Girão, B. A. Santos, C. A. Peres, M. Tabarelli. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* **142**: 1154-1165.
- Martensen, A.C., R. G. Pimentel, and J. P. Metzger. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* **141**: 2184-2192.

Martensen, A. C. 2008. Importância relativa da perda e da fragmentação do habitat (tamanho do fragmento e conectividade) na conservação de espécies em paisagens alteradas. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

Metzger, J.P., and H. Dècamps. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at landscape scale. *Acta Oecologia* **18**: 1-12.

Metzger, J.P., A. C. Martensen, M. Dixo, L. C. Bernaci, M. C. Ribeiro, A. M. G. Teixeira, and R. Pardini. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* **142**: 1155-1177.

Metzger, J. P. 2000. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications* **10**: 1147-1161.

PACTO pela restauração da Mata Atlântica. 2009. Método utilizado para o mapeamento das áreas potenciais de restauração na Mata Atlântica. Disponível em <http://www.pactomataatlantica.org.br> (acesso em 01/07/2011).

Paese, A. 2002. A utilização de modelos para a análise da paisagem na região nordeste do estado de São Paulo. Tese de doutorado, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.

Pardini, R., A. A. Bueno, T. A. Gardner, P. I. Prado, J. P. Metzger. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos One* **5**: p. e13666.

Pardini, R., S. M. Souza, R. Braga-Neto, J. P. Metzger. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* **124**: 253-266.

Pascual-Hortal, L., S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, **21**: 959-967.

Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**: 1141-1153.

Rodrigues, R. R., R. A. F. Lima, S. Gandolfi, and A. G. Nave. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**: 1242-1251.

Saura, S., L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, **83**: 91-103.

Saura, S., J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* **24**: 135-139.

- Silva, J. M. C., and C. H. M. Casteleti 2005. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C, Câmara, IG. (eds), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. CABS and Island Press, Washington, pp. 43-59.
- Stauffer, D. 1985. Intorduction to percolation theory. Taylor & Francis, London, England.
- Uezu, A., D. D. Beyer, and J. P. Metzger. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biodiversity and Conservation* **17**: 1907-1922.
- Urban, D., and T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**: 1205-1218.

Capítulo 4

A framework for setting local restoration priorities based on
landscape context

Leandro Reverberi Tambosi & Jean Paul Metzger

Artigo aceito para publicação no segundo volume da revista Natureza & Conservação de 2013

Resumo

A estrutura da paisagem influênciaria a persistência de espécies e os resultados de ações de restauração, especialmente em paisagens fragmentadas. Portanto, o planejamento das ações de restauração deve incorporar as características da paisagem no processo de tomada de decisão, a fim de otimizar os esforços e maximizar os benefícios para a conservação da biodiversidade. Neste trabalho apresentamos uma proposta metodológica que permite a comparação entre áreas candidatas para restauração em função da importância delas para o incremento da conectividade da paisagem em que estão localizadas. A proposta é baseada na teoria dos grafos e em múltiplos experimentos de criação e remoção de habitat. Para efeitos de demonstração nós utilizamos o método proposta para comparar sete áreas de um hectare candidatas a restauração em diferentes regiões do estado de São Paulo, Brazil. Foi analisada a contribuição para o aumento da conectividade da paisagem no raio de 1 km de cada área candidata a restauração. O método permitiu identificar prioridades para restauração na escala local e, através do uso de valores de importância relativa dentro de cada paisagem, permitiu a comparação entre áreas localizadas em paisagens com quantidade e configuração de habitat distintas. O método pode ser usado para a definição de prioridades de restauração em escala local após processos de priorização em escala regional, contribuindo para uma abordagem multi-escalar para o planejamento da restauração.

Palavras-chave: abordagem multi-escala, conectividade da paisagem, planejamento da restauração, teoria dos grafos

Abstract

Landscape structure is known to affect species persistence and to influence restoration outcomes, especially in fragmented landscapes. Restoration planning should thus incorporate landscape characteristics in decision-making processes in order to optimize efforts and maximize biodiversity conservation. Here we propose a methodological framework that allows comparing candidate sites for restoration in accordance with their importance for increasing local landscape connectivity. The proposed method is based on graph theory analysis and on multiple local habitat removal and restoration simulations. For demonstration purposes, the method was applied for seven 1 ha candidate restoration sites from São Paulo state, Brazil, analyzing habitat connectivity contribution in a surrounding landscape with 1 km of radius. The proposed method allows setting local priorities, and by using local relative importance values, permits also comparing sites situated in different landscape contexts. This method can be used to establish restoration prioritization at a local scale, after a regional prioritization, contributing to a multi-scale restoration planning.

Keywords: graph theory, landscape connectivity, multi-scale approach, restoration planning

Introduction

Restoration of degraded areas is an important strategy to avoid the loss of biodiversity and ecosystem services, and was recognized as one of the world's top priorities during the United Nations Rio +20 conference (UN 2012). Due to the large amount of degraded areas and high restoration costs, there is an urgent need to prioritize areas and set realistic restoration goals in order to optimize restoration efforts (Menz *et al.* 2013).

When aimed at biodiversity persistence, restoration programs should focus on increasing landscape connectivity, and thus reducing the deleterious effects of habitat loss and fragmentation, which are recognized as the main threats to biodiversity (Ewers & Didham 2006). Besides affecting species persistence in human modified regions (Metzger *et al.* 2009, Pardini *et al.* 2010), landscape characteristics are also known to influence restoration outcomes (Leite *et al.* 2013), as well as to be associated with ecological resilience (Pardini *et al.* 2010). In this sense, the analysis of landscape pattern when planning restoration can be useful to optimize biodiversity benefits through restoration actions. Ideally, a multi-scale approach should be adopted when prioritizing and planning restoration actions, allowing for the identification of restoration constraints at site, landscape, and regional scales, and maximizing ecosystem services and benefits for biodiversity conservation in the long term (Hobbs & Norton 1996, Bell *et al.* 1997).

Although there are some initiatives that have already considered landscape characteristics while setting restoration priorities at regional (Rodrigues & Bononi 2008, Tambosi *et al.* 2014) and local scales (Holvorcem *et al.* 2011), there are some issues that still need to be addressed. First, regional studies usually present a large number of areas with similar priority values (e.g. Tambosi *et al.* 2014), prompting a need to create a second priority level considering local characteristics of the landscape. Second, studies in local scales must consider landscape and regional characteristics when identifying local priorities (e.g. Holvorcem *et al.* 2011), but they usually lack comparisons among larger spatial contexts. Finally, restoration planning should consider that the great part of the land in question is likely to be private property, and the owners might not be interested in restoring those areas considered as priority by governments or NGOs. Usually each parcel of private property has some percentage of its land as abandoned or degraded, which may be considered as candidate sites for restoration by their owners (Rodrigues *et al.* 2011). Incorporating these available lands in restoration planning and adopting criteria to prioritize these lands for restoration can represent a great opportunity to facilitate the implementation and optimize the efforts of large scale restoration projects.

In this study we present a local-scale method to compare and prioritize candidate areas for restoration with the main objective to conserve biodiversity. This method is based on the importance of candidate areas for maintaining (in the case of restoring existing habitat sites) or improving (when creating new habitat sites) connectivity at the local scale, assessed through graph theory analyses. The proposed method allows also a standardized comparison of candidate sites considering landscapes with different initial habitat amounts and connectivity. We applied the method in the state of São Paulo, Brazil, to test the effectiveness of the proposed methodology in comparing sites, considering landscapes with different habitat amounts and connectivity levels.

Methods

For the purpose of this study, a candidate *site* is a small area of a private property (1 ha) selected by the landowner for restoration actions. This candidate site can be an existing degraded habitat patch which will be restored to improve habitat quality (e.g. by removing superabundant lianas, exotic invasive species or improving the population of late successional species through reintroduction actions, Brancalion *et al.* 2012), or a non-habitat area that will be restored in order to create a new patch or extend an existing patch inside the property. All candidate sites from different properties need to be analyzed to set priorities for receiving support from institutions financing ecological restoration, like governments, NGOs, private companies and research agencies. The considered size of candidate sites adopted in this study is compatible with the scale of current abandoned areas by small landowners in the Atlantic forest (Rodrigues *et al.* 2011).

The proposed method to prioritize candidate sites considers their relative importance to maintain or improve landscape connectivity at a larger scale, using dispersal capability of forest dweller bird species during the analyses. This method can be divided in the following five steps (Figure 1): i) delimitation of landscapes for local analysis (hereafter focal landscapes, FL); ii) division of FL in 1 ha hexagonal cells; iii) habitat removal experiments to calculate the importance of each habitat cell to maintain connectivity; iv) habitat creation experiments to identify the importance of each non-habitat cell for improving connectivity through restoration; and v) determining the relative importance of the candidate site when compared to surrounding cells in the same FL.

Step 1- Delimitation of focal landscape:

The FL was delimited considering a 1 km radius from the candidate *site* cell. The adopted radius was considered by Boscolo & Metzger (2009) as a relevant landscape context that influences birds' species occurrence, which are important biological indicators in the Atlantic Forest (Banks-Leite *et al.* 2011). We also considered an extra buffer to include the information of landscape composition in the 1 km radius around the inner circle (Figure 1A), thus each FL was represented by a 2 km radius (view supplementary material for more comments on FL size). In the case of adopting a different ecological group with different dispersal capabilities, other criteria should be used to define the size of FLs (refer to supplementary material for more information).

Step 2 – Division of focal landscapes:

The central area of the FL, delimited by the 1 km radius around the candidate site, was divided in hexagonal cells (Figure 1B) with the same size of the candidate restoration site (1 ha), which were used to conduct the habitat removal (step 3) and habitat creation (step 4) experiments in order to identify the relative importance of each cell to maintain or increase landscape connectivity.

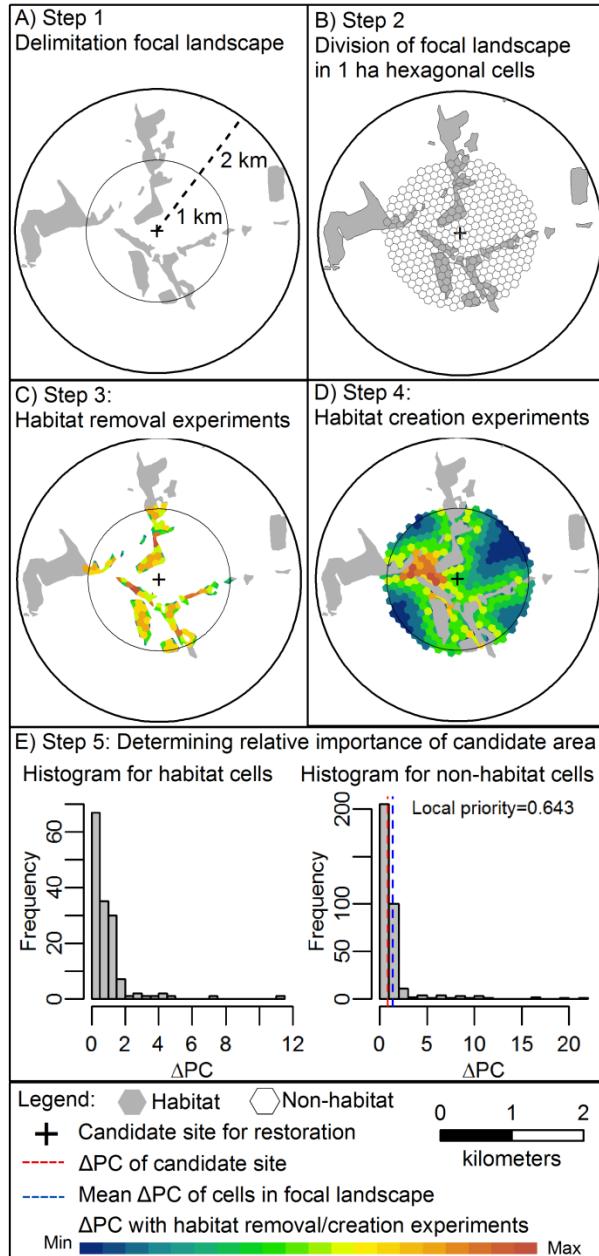


Figure 1: Representation of the five main steps of the proposed method to set local restoration priorities based on landscape context. A) delimitation of focal landscape (FL) based on a 2 km radius from the candidate site for restoration; B) division of the central region of FL (1 km radius) in 1 hectare hexagonal cells to conduct habitat removal (C) and habitat creation experiments (D) to identify which regions in the FL would promote greater variation in the Probability of Connectivity index (ΔPC) of the FL when restored. E) Definition of local relative priority for restoration by dividing the ΔPC value of the candidate site (red dashed line in histogram) by the average ΔPC value of all cells in the 1 km radius (blue dashed line in histogram). The histograms show the number of cells in each class of ΔPC value.

All connectivity analyses were based on graph theory due to its simplicity, robustness, and capacity to incorporate species functional attributes (Urban & Keitt 2001). We used the software Conefor Sensinode 2.5.8 to conduct the analysis and adopted the Probability of Connectivity (PC) index, which is considered a robust index to detect changes in landscape connectivity due to creation or removal of patches (Saura & Pascual-Hortal 2007).

More details about habitat map used on analysis, tools used to divide landscape in hexagonal cells, cells size, PC formula and calculation are shown in the supplementary material.

Step 3 – Habitat removal experiments:

First the PC index for the FL was calculated considering all existing habitat patches. Then habitat removal experiments were simulated by removing each hexagonal cell occupied by habitat and then recalculating the PC index. The variation in the PC index (Δ PC) promoted by the removal of a cell represents the importance of that cell for the FL connectivity (Figure 1C). Those cells that presented higher Δ PC were considered to be the most important to maintain FL connectivity and should be considered priority for restoration actions focused in increasing habitat quality.

Step 4 – Habitat creation experiments:

The habitat creation experiments consisted in simulating the creation of habitat inside each non-habitat hexagonal cells and recalculating the PC index (Figure 1D). Those hexagonal cells that, when restored, promoted the larger Δ PC can be considered the most important for increasing landscape connectivity.

Step 5 – Determining the relative importance of candidate area:

Due to the index formula, the PC and Δ PC values are extremely dependent on the amount of habitat in each FL. In order to allow the comparison of FL with different habitat amount, we determined the relative importance of a candidate site, when compared to their surrounding cells. The relative importance was calculated by dividing the Δ PC value of the candidate site cell (red dashed line in Figure 1E) by the average value of Δ PC from all cells in the 1 km radius (blue dashed line in Figure 1E). The surrounding cells average considered only habitat cells when the candidate site was a habitat site and only non-habitat cells when the candidate site was a non-habitat cell (Figure 1E). The higher the ratio value, the highest is the importance of the candidate site when compared to its surrounding cells, and thus, highest restoration priority. Values above 1 indicate sites with contribution above the average in the surrounding 1 km.

The proposed methodological procedures were applied to seven randomly selected candidate sites in the state of São Paulo, Brazil. These sites were selected to simulate candidate areas for restoration in private properties (central panel in Figure 2).

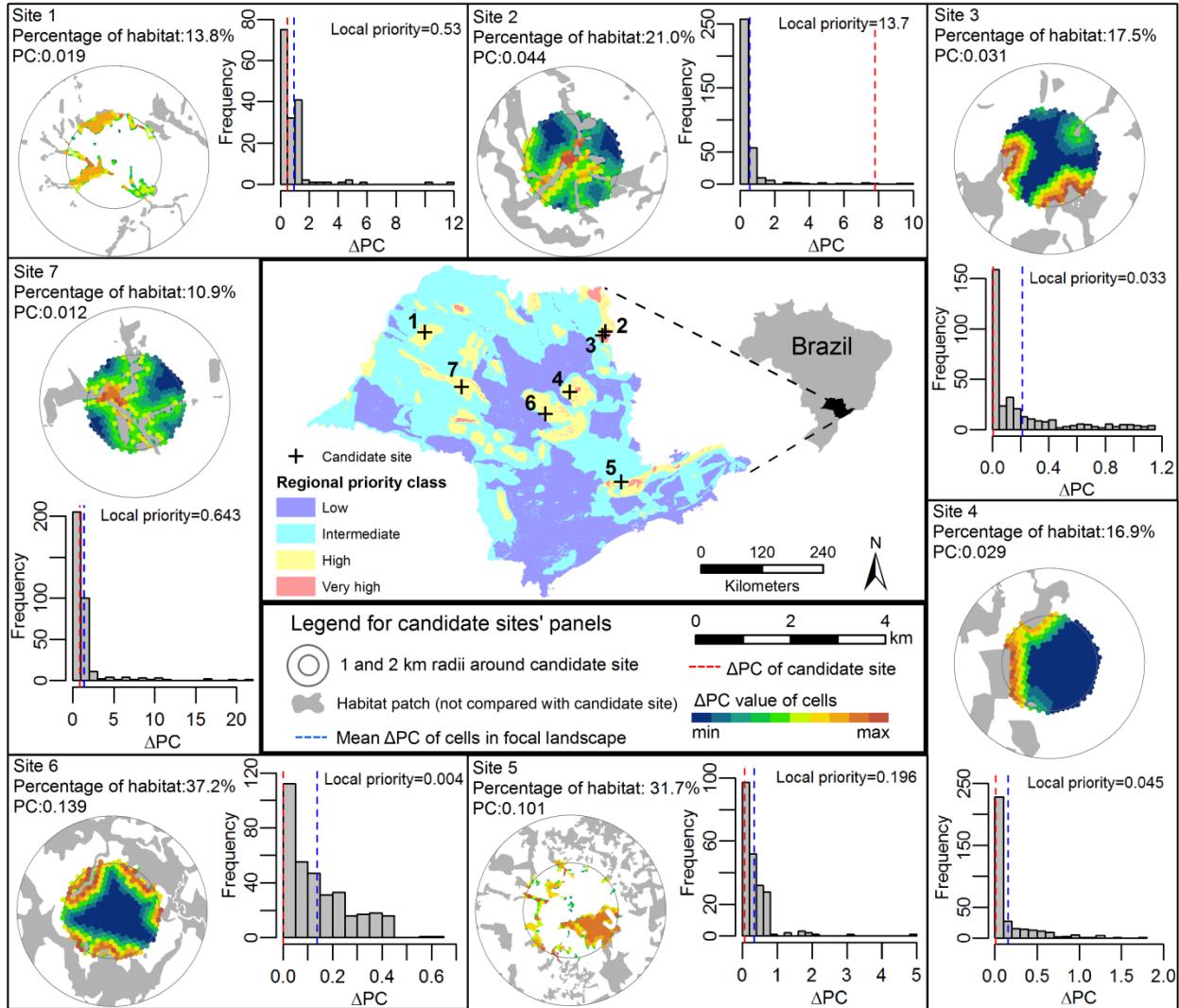


Figure 2: Location of candidate sites for restoration in different classes of regional priority for restoration actions in São Paulo state, Brazil (central panel, modified from Rodrigues & Bononi 2008). External panels show the focal landscapes in the 2 km radius of each candidate site with the percentage of habitat cover and the Probability of connectivity (PC) index; the variation in PC values (ΔPC) during habitat removal (sites 1 and 5) and habitat creation experiments (sites 2, 3, 4, 6 and 7) in the 1 km radius. Histograms represent the number of hexagonal cells in each class of ΔPC . The candidate site ΔPC value (red dashed line in histograms) was divided by the average ΔPC value of all cells in the 1 km radius (blue dashed line in histograms) to obtain the local restoration priority (values on top of histogram).

Results

All candidate sites were located in areas considered of high and very high regional restoration priority (central panel in Figure 2). Sites 1 and 5 were candidates for habitat quality improvement through the restoration of existing habitat patch in the FL, while the other five sites were candidates for creation of new habitat by restoration actions (Figure 2).

The FL's varied in percentage of habitat cover (from 10.9 to 37.2%) and PC index (from 0.012 to 0.139, Figure 2).

The comparison of the relative importance of each candidate site, showed that site 2, when restored, will promote an increase in the PC index that will be 13.7 times greater than the mean increase caused by alternative restoration of its surrounding cells and can be considered the most important for restoration actions inside the FL (Figure 2).

All other candidate sites presented ΔPC values smaller than the average values of their surrounding cells (local priority <1, Figure 2). Despite the low habitat cover and connectivity in the FL, sites 7 and 1 were considered the second and third local priority for restoration (local priority = 0.643 and 0.539, respectively) due to their contribution to landscape connectivity (Figure 2).

Although FL from site 6 presented the highest habitat cover and connectivity, the candidate site for restoration was located far from existing habitat patches and would result in small contribution to landscape connectivity, and was considered the lowest priority among all sites (0.004, Figure 2). The high isolation of candidate sites 3 and 4 also resulted in low local priority for restoration.

Discussion

The comparison of the candidate sites for restoration with other sites in the same FL allowed identifying the relative importance of each candidate site for improving FL connectivity. By using the ratio *candidate site ΔPC /average ΔPC of surrounding cells*, it was possible to compare sites situated in different landscape contexts.

Setting restoration priorities can be a controversial issue since some authors suggest prioritizing more degraded sites (Crossman & Bryan 2009) while others suggest prioritizing intermediate degraded sites to optimize cost benefit ratios (Pardini *et al.* 2010). Although higher degradation levels are associated with higher restoration costs and lower restoration outcomes (Hobbs *et al.* 2009), in disturbed landscapes, with low connectivity, several species can still be present in the vegetation remnants due to the short time since perturbation (Metzger *et al.* 2009) and they can be lost if no action is taken to improve habitat quality and quantity (Tilman *et al.* 1994). In these situations, when the main objective of restoration is to conserve biodiversity, actions to improve habitat quality and connectivity are of primordial importance.

For this reason, the proposed method did not include the degradation level or the restoration cost (and effectiveness) in the prioritization process. The decision to support restoration in more or less degraded conditions can thus be taken *a posteriori*, considering a complete new set of parameters (disturbance history, endangered or endemic species occurrences, opportunity cost, for example).

Besides optimizing the improvement of connectivity due to restoration actions, considering the position of candidate sites in the landscape can avoid prioritizing non-optimal actions such as the creation of isolated habitat patches and the improvement of habitat quality in small and isolated patches. These non-optimal sites can present important constraints to restoration outcomes, impeding the recovery of several ecological processes due to high isolation of restored areas (Pardini *et al.* 2010, Leite *et al.* this issue), and will also result in very small ΔPC values when compared to their surrounding regions. The optimal candidate cells are those highly connected habitat patches that can increase habitat quality and also facilitate biological fluxes in existing routes, and also non-habitat cells that will improve habitat area and also connectivity creating new routes among patches. Thus, restoration of both optimal cells will increase functional connectivity, and consequently, habitat availability and should be considered as priorities.

Moreover, the habitat creation and habitat removal experiments based on a graph theory approach also revealed the ideal areas for restoration actions that would maintain or increase connectivity inside each FL. Thus, a similar approach can help landowners in reallocating the candidate areas for restoration inside their rural properties.

Finally, the proposed method should be integrated with other larger scale restoration prioritizations (e.g. Rodrigues & Bononi 2008, Tambosi *et al.* 2014), for example summing prioritization at different scales, resulting in a multi-scale approach. Such approach has long been considered essential towards more efficient strategies to restore several ecosystem services and conserve biodiversity (Bell *et al.* 1997, Holl & Aide 2011), but has rarely been applied to restoration actions (Holl *et al.* 2003, Leite *et al.* 2013).

Although requiring very little biological information, the proposed method considered functional landscape connectivity to compare candidate sites in different landscape contexts. These comparisons allowed identifying the ideal restoration areas for improving connectivity and also avoiding restoration in sites where landscape configuration would limit the restoration outcomes. Moreover, the possibility of comparing priorities among areas which are already considered candidates for restoration by their owners and also coupling this prioritization with larger scale methods represents an opportunity to better guide restoration and conservation policies. The proposed prioritization method can be used to rank candidate sites included in payment for ecosystem services programs focused on biodiversity conservation and also to prioritize among candidates for receiving funds for restoration actions.

Acknowledgements

We would like to thank M.M. Vidal and D. Rappaport for reviewing earlier versions of this manuscript. Authors also thank the Brazilian Science Council (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico) for a PhD scholarship for L.R.T. and a research fellowship for J.P.M.

References

- Banks-Leite, C., R. M. Ewers, V. Kapos, A. C. Martensen, and J. P. Metzger. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology* **48**:706-714.
- Bell, S. S., M. S. Fonseca, and L. B. Motten. 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* **5**:318-323.
- Boscolo, D., and J. P. Metzger. 2009. Is bird incidence in Atlantic Forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* **24**:907-918.
- Brancalion, P. H. S., R. A. G. Viani, R. R. Rodrigues, and R. G. César. 2012. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais* **7**:219-234.
- Crossman, N. D., and B. A. Bryan. 2006. Systematic landscape restoration using integer programming. *Biological Conservation* **128**:369-383.
- Ewers, R. M., and R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* **81**:117–142.
- Hobbs, R. J., and D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* **4**:93-110.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *TRENDS in Ecology and Evolution* **24**:599-605. Holl KD & Aide TM, 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* **261**:1558-1563.
- Holl, K. D., E. E. Crone, and C. B. Schultz. 2003. Landscape restoration: moving from generalities to methodologies. *Bioscience* **53**:491-502.
- Holvorcem, C. G. D., L. R. Tambosi, M. C. Ribeiro, S. Costa, and C. A. Mesquita. 2011. Anchor areas to improve conservation and increase connectivity within the brazilian “Mesopotamia of biodiversity”. *Natureza & Conservação* **9**:225-231.
- Leite, M. S., L. R. Tambosi, I. Romitelli, and J. P. Metzger. 2013. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza & Conservação*. In press.
- Menz, M. H. M., K. W. Dixon, and R. Hobbs. 2013. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. *Science* **339**:526-527.
- Metzger, J. P., A. C. Martensen, M. Dixo, L. C. Bernaci, M. C. Ribeiro, A. M. G. Teixeira, and R. Pardini. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* **142**:1155-1177.

Pardini, R., A. A. Bueno, T. A. Gardner, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* **5**:e13666. DOI:10.1371/journal.pone.0013666.

Rodrigues, R. R., and V. L. R. Bononi. 2008. Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. São Paulo: Instituto de Botânica.

Rodrigues, R. R., S. Gandolfi, A. G. Nave, J. Aronson, T. E. Barreto, C. Y. Vidal, and P. H. S. Brancalion. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* **261**:1605-1613.

Saura, S., and L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* **83**:91-103.

Tambosi, L.R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro, and J. P. Metzger. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*. In press. DOI: 10.1111/rec.12049.

Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**:65-66.

UN - United Nations 2012. Report of the United Nations Conference on Sustainable Development.

<http://www.uncsd2012.org/content/documents/814UNCSD%20REPORT%20final%20revs.pdf>.

Urban, D., and T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**:1205-1218.

Supplementary material

Geographic data used during analysis

The information source on habitat patches was the São Paulo state forest inventory created by Instituto Florestal de São Paulo, which is based on Alos satelite images with 10 m spatial resolution. The final product was generated in 1:25.000 scale (<http://www.iforestal.sp.gov.br/imagindex/mapainventario.pdf>).

Defining the size of the Focal Landscape

We adopted the 1 km radius around the candidate area plus 1 km radius around the first circle because it was considered ideal to landscape analysis focused in Atlantic Forest birds species. However, if the analysis will be focused on species that respond at different scales, and consequently different landscape sizes, it will be necessary to adopt a different radius. In the absence of any reliable information about species characteristics and adequate landscape sizes, a multi-scale approach considering different landscape sizes should be adopted. When adopting a multi-scale approach, different radii can be used to define the size of the analyzed landscape that can vary from few hundred meters to several kilometers. The results of the different radii can be analyzed and ranked, and the areas that present the highest average rank considering all different radii can be considered the most important. Detailed examples of strategies to define the size of landscapes and to deal with multi-scale landscape approaches can be found in Jackson & Fahrig (2012) and in Pasher *et al.* (2013), respectively.

Division of focal landscape in hexagonal cells

We used the repeating shapes for ArcGis (Jenness 2012), a freely available tool, to generate the hexagonal cells that were used to divide the focal landscapes.

We adopted hexagonal cells to the analysis due to its geometric properties that results in the same euclidean distance from the center of the cell to all the neighbors, and in the same perimeter to all adjacent cells (Birch *et al.* 2007).

We adopted the 1 hectare as the hexagonal cell size because it is compatible with current abandoned areas in the state of São Paulo (Rodrigues *et al.* 2011) and also because several private properties included in payment for environmental services (PES) programs in the Brazilian Atlantic Forest are smaller than 10 hectares (Guedes & Seehusen 2011). Those small landowners are probably the ones that will be most benefited by receiving funds from PES programs. Thus, we believe that a 1 hectare cell is adequate for this simulation.

Although we try to analyze cells with similar sizes, some cells will have different sizes and shapes. This happens because when the hexagonal grid is overlayed with the habitat polygons, some habitat polygons will be cut by the hexagonal cells and vice-versa. Thus, this will inevitably result in some polygons that are smaller than 1 hectare. Although the variation of

the Probability of Connectivity index (ΔPC) is influenced by the cell size (see detailed description on PC formula bellow), we believe this does not compromise the analysis since we were able to detect small habitat polygons and also small non-habitat cells that were considered as high priority due to its position in the landscape.

If the candidate area indicated by the landowner is larger than 1 hectare, we suggest dividing the focal landscapes in hexagonal cells with a size that is similar to the candidate area. The comparisons of candidate areas with different sizes will not be compromised since the restoration priority will be defined based on the relative importance of the candidate area compared to its surrounding cells, which will have similar sizes. Moreover, if the landowner has multiple candidate areas that are not adjacent to each other, we recommend running one analysis for each candidate area. Thus, it will be necessary to create one FL centered in each candidate area. Finally, the stakeholders can decide if it will be more adequate to work with the mean priority value for all candidate areas of a landowner, or if it will be more adequate to analyze each candidate area at a time.

Description of the Probability of Connectivity index (PC) and criteria used to define parameters for PC calculation.

In the representation of a landscape as a graph, each habitat patch is treated as a graph node. Each node has its own attribute and can be connected to other nodes by links, representing functional connectivity in the landscape. We adopted the freely available software Conefor Sensinode version 2.5.8 to calculate the Probability of Connectivity (PC) index (Saura & Pascual-Hortal 2007). PC index is calculated as follows:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2}$$

where n is the number of nodes in the landscape; a_i and a_j are the attributes of nodes i and j , considered here as the area of patches i and j ; p_{ij}^* is the probability of connection between nodes i and j ; and A_L is the landscape area.

In this study we considered that two patches 100 m from each other had a 50% probability of being connected, and that the probabilities of being connected given other distances were estimated based on a negative exponential curve (Saura & Pascual-Hortal 2007), until a minimum probability threshold of 10%. This distance and probability estimate was chosen because of its adequacy in representing the dispersal ability of several species considered to be intermediately sensitive to fragmentation in the Atlantic Forest (Boscolo *et al.* 2008, Crouzeilles *et al.* 2010). These intermediately-sensitive species were adopted as our focal species because they are probably the most benefited by restoration strategies (Martensen *et al.* 2012).

The software Conefor Sensinode allows using different dispersal distances and different threshold probabilities during the calculation of the PC index. Moreover, the software also allows calculating the importance of each habitat and non-habitat cells based on the habitat removal and habitat creation experiments, what facilitates the implementation of the proposed method.

Supplementary Material References:

- Birch, C. P. D., S. P. Oom, and J. A. Beecham. 2007. Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling* **206**:347-359.
- Boscolo, D., C. Candia-Gallardo, M. Awade, and J. P. Metzger. 2008. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* **40**:273-276.
- Crouzeilles, R., M. L. Lorini, and C. E. V. Grelle. 2010. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. *Oecologia Australis* **14**:872-900.
- Guedes, F. B., and S. E. Seehusen. 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA.
- Jackson, H. B., and L. Fahrig. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology* **27**:929-941.
- Jenness J, 2012. Repeating shapes for ArcGIS. Jenness Enterprises. Available at: http://www.jennessent.com/arcgis/repeat_shapes.htm.
- Martensen, A. C., M. C. Ribeiro, C. Banks-Leite, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2012. Associations of forest cover, fragment area and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* **26**:1100-1111.
- Pasher, J., S. W. Mitchell, D. J. King, L. Fahrig, A. C. Smith, and K. E. Lindsay. 2013. Optimizing landscape selection for estimating relative effects of landscape variables on ecological responses. *Landscape Ecology* **28**:371-383.
- Rodrigues, R. R., S. Gandolfi, A. G. Nave, J. Aronson, T. E. Barreto, C. Y. Vidal, and P. H. S. Brancalion. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* **261**:1605-1613.
- Saura, S., and L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* **83**:91-103.

Capítulo 5

Optimizing landscape restoration using a dynamic spatially explicit approach

Leandro Reverberi Tambosi & Jean Paul Metzger

Resumo

As diretrizes disponíveis atualmente para evitar a perda de biodiversidade através de estratégias de aumento de habitat não são consistentes e fáceis de serem adotadas. Para determinar estratégias de restauração adequadas para a conservação da biodiversidade é necessário entender de que forma a disponibilidade de habitat pode ser maximizada para as diferentes espécies. A disponibilidade de habitat depende da quantidade de habitat remanescente, da distribuição espacial deste habitat (por exemplo do tamanho e isolamento dos fragmentos) e varia em função da capacidade de dispersão das espécies. Foram realizadas simulações para analisar o aumento da disponibilidade de habitat em função de diferentes estratégias de restauração baseadas em: (i) diferentes capacidades de dispersão de espécies, (ii) quantidade de habitat inicial na paisagem, (iii) a dinâmica da paisagem durante as ações de restauração, ou seja, as mudanças de disponibilidade de habitat promovidas por cada área restaurada, e (iv) o tamanho das áreas restauradas. O aumento da disponibilidade de habitat foi maximizado quando a restauração foi planejada para uma capacidade de dispersão e levou em consideração as mudanças provocadas na estrutura paisagem por cada área restaurada. A incorporação da dinâmica da paisagem durante o planejamento da restauração é essencial para identificar a sequência ideal de restauração. As estratégias de planejamento de restauração baseadas em múltiplas capacidades de dispersão também apresentaram valores altos de aumento da disponibilidade de habitat, podendo ser utilizadas quando não houver informações suficiente sobre as características biológicas das espécies. A importância do tamanho das áreas restauradas e da quantidade inicial de habitat na paisagem variou em função da capacidade de dispersão analizada e da quantidade de área restaurada na paisagem. A ausência de um critério espacial para o planejamento da restauração apresentou os piores resultados de aumento da disponibilidade de habitat. Desta forma, a estrutura da paisagem e as capacidades de dispersão das espécies precisam ser levadas em conta durante a definição de estratégias para o planejamento da restauração.

Palavras-chave: disponibilidade de habitat, planejamento da paisagem, teoria dos grafos

Abstract

Current restoration guidelines to improve habitat availability and avoid biodiversity loss are not always consistent. To establish a more effective restoration strategy for biodiversity conservation, it is necessary to understand how habitat availability can be maximized for different species. Particularly, habitat availability depends on the current amount of habitat, on its spatial distribution (e.g. patch size and isolation) and will vary according to species dispersal ability. We adopted a simulation approach to analyze the improvement of habitat availability due to different restoration strategies considering: (i) different species dispersal capabilities, (ii) initial habitat amount in the landscape, (iii) the dynamics of landscapes during restoration implementation, i.e., the changes in habitat availability as new areas were restored, and (iv) size of restored areas. The habitat availability improvement was maximized when restoration was planned for a specific dispersal distance and considered the landscape changes promoted by each restored area. The adoption of a dynamic spatial approach was crucial to identify the ideal sequence of restoration. The results of a multi-dispersal distances strategy were also high for all species analyzed, showing that this could be a good surrogate strategy when detailed biological information is not available. The importance of the size of restored area and initial habitat cover varied according to the dispersal distance group and the total restored area in the landscape. However, non-spatially planned restoration presented the worst results in all simulations, indicating that landscape and species dispersal attributes should always be analyzed to define the ideal strategies to plan restoration actions.

Keywords: graph theory, habitat availability, landscape planning

Introduction

Restoration of degraded areas is considered one of the world's top priorities to avoid the loss of biodiversity and ecosystem services (UN 2012). Due to the large areal extent of degraded lands and the limited financial resources for restoration actions, there is an urgent need to establish strategies for setting restoration priorities (Bottrill *et al.* 2008; Chazdon 2008, Menz *et al.* 2013). Metzger & Brancalion (2013) suggest that a “landscape perspective” should be adopted to optimize restoration outputs. According to them, the landscape perspective encompasses both landscape restoration focused on the improvement of landscape structure, functions or dynamics, as well as local restoration actions that consider the influence of the surrounding landscape structure on restoration outputs.

However, current restoration guidelines are not always consistent, nor easy to apply. Guidelines can vary enormously, sometimes suggesting priority areas for restoration in very degraded areas (Crossman & Bryan 2009) and in other cases on landscapes with intermediate habitat cover (Pardini *et al.* 2010). Some guidelines recommend the increment of existing habitat patches (Wilson *et al.* 2011), while others consider the restoration of riparian corridors as ideal *a priori* strategies (Crossman & Bryan 2006).

To establish a more effective and cost-efficient restoration strategy for biodiversity conservation, it is necessary to understand how habitat loss and fragmentation affect habitat availability and thus threaten biodiversity. As far as we know, habitat availability is affected by landscape attributes and species characteristics. Particularly, habitat availability depends on the amount of habitat left in the landscape (Tambosi *et al.* 2014, Crouzeilles *et al.* 2014), on its spatial distribution (e.g. habitat fragmentation, patch size and isolation, Crouzeilles *et al.* 2014) and will vary according to species dispersal ability (Saura & Rubio 2010, Crouzeilles *et al.* 2014). As a consequence, a certain habitat cover and configuration condition can represent a threat to one species, while this same condition might be adequate for a more mobile or less sensitive species (Villard & Metzger 2014). The best restoration strategy will thus vary according to the landscape condition and the focal species under consideration.

Different procedures could be used to define such focal species. A usual procedure is to choose a group of umbrella species, which could be considered the most sensitive species for different threatening factors (Lambeck 1997), and to plan restoration aiming the improvement of habitat availability for those species (which should thus benefit all other species). However, due to the difficulty to define those umbrella species (Lindenmayer *et al.* 2002), another strategy might be to target intermediate-sensitive species, that will not require very pristine or intact landscape conditions, but which require a minimum structure that would allow to maintain a large part of the original biodiversity (Martensen *et al.* 2012).

Once the focal species are defined, the effect of different landscape restoration strategies on the increment of habitat availability should be evaluated. We understand that a “*landscape restoration strategy*” encompasses the definition of the amount of area to be restored, the size and location of the restoration sites, and the sequence of site restoration. Obviously, a restoration strategy should consider also other factors such as degradation level, propagules availability, and local socioeconomic conditions (Naveh 1994, Holl & Aide 2011, Clewell & Aronson 2013),

however, we are here interested on the importance of landscape attributes, such as the amount and the spatial distribution of restored site, to the improvement of habitat availability. Some authors suggest that the spatial arrangement of patches is more important below an intermediate habitat cover (Andrén 1994, Fahrig 2003), while in landscapes with high and low habitat cover the focus should be in increasing habitat cover, disregarding the spatial arrangement (Fahrig 2003). Within this spatial perspective, it is also important to investigate if the creation of large patches is better than small patches to optimize the improvement of habitat availability, as mean patch size is also related to the habitat availability (Crouzeilles *et al.* 2014). Finally, another aspect that should be investigated, is if changes promoted in landscape structure by the restoration of an area (i.e. creation of new functional connections) will affect the importance of subsequent areas to improve habitat availability. This would require a dynamic restoration planning that incorporates the changes in landscape along the restoration process (Wilson *et al.* 2011).

To set restoration priorities, we used a simulation procedure considering landscapes with different forest cover, species with different dispersal capabilities, static and dynamic restoration strategies, with small (1 ha) and larger (10 ha) restoration plot. Then, we analyzed the effect of these decisions on the improvement of habitat availability in real landscapes from the Brazilian Atlantic forest.

More specifically, we conducted restoration simulations aiming to test the following predictions related to the increment of habitat availability according to different criteria for defining areas for restoration:

- 1) Restoration actions that do not take the spatial configuration of current habitat patches into consideration will result in low improvement of habitat availability.
- 2) When spatial planning of restoration is conducted considering one dispersal capability, the increment in habitat availability will be optimal only for this dispersal capability.
- 3) A multi dispersal distances approach for spatial restoration planning would lead to non-optimal increment in habitat availability for all dispersal capabilities.
- 4) If restoration does not account for the changes in landscape connectivity promoted by each restored area, habitat availability increment will be non-optimal.
- 5) Spatially planned restoration will result in a high increment in habitat availability when executed in intermediate cover landscapes, since these are expected to be the landscapes in which both habitat cover and configuration are important for species persistence.
- 6) The habitat availability improvement will be maximized when restored patches are large, as the mean patch size is important in influencing the habitat availability.

Material and Methods

Studied landscapes

We analyzed three real landscapes located in the Brazilian Atlantic Forest biome, a biodiversity hotspot with approximately 150 million hectares, severely threatened by habitat loss

and fragmentation, and urgent needing restoration actions to avoid additional loss of biodiversity (Ribeiro *et al.* 2009, Calmon *et al.* 2011, Melo *et al.* 2013). The landscapes are located in the Atlantic plateau in the state of São Paulo, Brazil, have approximately 10,000 ha each, and were mapped with a 15 m spatial resolution. We conducted our study in these three landscapes as they present different percentages of forest cover (FC), varying from 11%, to 31% and 49% (hereafter 10, 30 and 50% FC landscapes; Lira *et al.* 2012), and present a heterogeneous spatial configuration, with patches with different size and isolation (Teixeira *et al.* 2009, Lira *et al.* 2012). Moreover the biodiversity in these three landscapes is well studied (Metzger *et al.* 2009, Pardini *et al.* 2010, Banks-Leite *et al.* 2011, Martensen *et al.* 2012), with data on species dispersal characteristics (Hansbauer *et al.* 2008, 2010 Awade & Metzger 2008, Boscolo *et al.* 2008). Consequently, the results could be applied to guide restoration efforts since these three landscapes represent condition above, below and around the fragmentation threshold (Andrén 1994, Fahrig 2003) and under risk of species extinction due to habitat loss and fragmentation (Metzger *et al.* 2009).

Measure of habitat availability

We used a graph theory approach to evaluate landscape connectivity, due to its simplicity of representation and high potential to incorporate connectivity functional attributes (Urban & Keitt 2001). More specifically, we adopted the Integral Index of Connectivity (IIC), which can be considered a measure of habitat availability in the landscape and is a robust index to detect changes in the landscape connectivity due to creation or removal of patches (Pascual-Hortal & Saura 2006, Saura & Pascual-Hortal 2007). To calculate the IIC, the landscape is depicted as a graph in which habitat patches are the nodes, patch area is used as the node's attribute, and the biological information on organisms' dispersal capability is used to define the existence of links between nodes (Pascual-Hortal & Saura 2006).

Dispersal distances

We adopted 50, 200 and 500 m as maximum dispersal capability to cross non-habitat areas in order to represent groups of forest dwellers species that can be considered potentially high, intermediate and low sensitive to habitat loss and fragmentation. Species with similar dispersal capability were reported in different regions of the Atlantic Forest (Crouzeilles *et al.* 2010), including the three studied landscapes (Hansbauer *et al.* 2008, 2010 Awade & Metzger 2008, Boscolo *et al.* 2008). The three dispersal distances were used to plan restoration and measure the increment in habitat availability due to different restoration strategies.

Scale of restoration

Landscapes were divided in hexagonal cells that were considered as candidate restoration modules. We simulated two different scenarios of restoration module sizes by dividing the

landscapes in 1 and 10 ha hexagonal cells, which are coherent with restoration module size of several restoration projects implemented in the Atlantic Forest biome (Guedes & Seehusen 2011, Pagiola *et al.* 2012). Some of the hexagons had part of its area occupied by forest, which were not considered as part of the restoration module. Consequently, some restoration modules became smaller than the pre-defined size. To avoid simulating the restoration of very small modules, and to guarantee that the two different scenarios of restoration size would have different module sizes, we excluded modules that were smaller than 0.1 and 1 ha from the 1 and 10 ha scenarios, respectively (Fig S1 supplementary material). To guarantee that every candidate restoration module would have information on landscape composition in its surrounding region, we did not create hexagonal cells in a 1 km wide buffer close to the mapped area boundaries.

Simulation scenarios

After the division of the landscapes in candidate restoration modules, 6% of forest was added in the landscape considering the following restoration strategies scenarios:

- *Random restoration*: the modules were randomly restored and the IIC was calculated considering 18 different percentages of landscape restored, from 0.33% to 6%, with 0.33% increases. This procedure was repeated 2,000 times for each percentage of landscape restored and the IIC after restoration was calculated for each of the three dispersal groups. Thus, we were able to obtain a confidence interval of habitat availability increment when restoration was conducted without a spatial criterion.
- *Static scenarios*: the restoration was done in the modules that would most increase the habitat availability for each analyzed dispersal group (50, 200 and 500 m), considering the current landscape structure and the two different restoration module sizes. The identification of the ideal modules was conducted based on the habitat creation experiments of the software conefor sensinode 2.5.8 (Saura & Torné 2009). These experiments consist in calculating the current landscape IIC, simulating the restoration of one individual module and then recalculating the landscape IIC. The variation in the IIC with the restoration of each module represents the importance of the module for increasing landscape connectivity. Based on the results of these experiments we simulated the restoration of the modules with the highest importance until 6% of the landscape was restored. To allow comparisons with the dynamic scenarios (below), the habitat availability after restoration was calculated for each dispersal group considering 18 different percentages of landscape restored, from 0.33% to 6%, with 0.33% increases.
- *Dynamic scenarios*: the forest increment experiment was conducted module by module, considering the two different restoration module sizes. After the restoration of one module (the one with the highest variation in IIC), the landscape structure was reanalyzed to identify the most important module considering that the landscape structure was modified by restoration. This procedure was repeated after each module restoration until 6% of the landscape was restored. This simulation was conducted focusing on the best restoration areas for each dispersal group, but the increment in the IIC resultant from each simulation was calculated for all the three

dispersal groups. This enabled us to measure how the increment of habitat that was planned for one dispersal group, may benefit other groups.

- *Multi-dispersal distances scenarios*: the forest creation experiment was conducted to identify the most important module for each of the three dispersal groups in the two restoration module sizes. Then, the most important module for each group was restored and the landscape structure was reanalyzed after the restoration of these three modules, similarly to the *dynamic scenarios*. This procedure was repeated and the new habitat availability was recalculated, for each dispersal group, after each restoration, until 6% of the landscape was restored.

Scenarios comparison

Restoration scenarios were compared based on the percentage of IIC increment, percentage of the maximum IIC, and IIC values for each landscape, for each dispersal group and for the 1 and 10 ha restoration modules. The percentage of maximum IIC varies from 0%, in the absence of habitat availability increment, to 100%, which represents the maximum habitat availability increment obtained for each landscape, considering each dispersal group analyzed. The IIC values vary from 0, when there is no forest cover in the landscape, to 1 when the entire landscape is covered by one forest fragment. The IIC of a given landscape tends to increase as the dispersal distance analyzed increases (Saura & Rubio 2010, Crouzeilles et al. 2014).

The IIC calculation and the habitat creation experiments were done in the command line version of the software Conefor Sensinode 2.5.8 (Saura & Torné 2009), and the changes in landscape to simulate the different restoration scenarios were done in software R 64-bit version 3.0 (R core team 2013).

Results

When restoration was simulated considering a spatial criterion, the IIC improvement was higher than those obtained with the *random scenarios*. Although the IIC improvement was maximized when restoration was planned for a specific dispersal group, a multi dispersal distances strategy also resulted in high improvement of habitat availability for all dispersal groups (Figures 1 and 2). Incorporating the landscape changes promoted by each restored area (*dynamic scenarios*) usually promoted a higher gain in habitat availability, when compared to static scenarios (dashed lines compared to continuous lines of same color in Figures 1 and 2). The importance of restoration module size and initial habitat cover will vary according to the dispersal distance group and the total area restored in the landscape.

When restoration was spatially planned considering one dispersal group and incorporating the dynamic changes in the landscape structure, the results reached the maximum improvement of IIC for the analyzed dispersal group in almost all situations (Figures 1 and 2). Otherwise, if restoration was planned for one dispersal group, but does not account for the changes in landscape structure promoted by each restored area (*static scenario*, continuous lines

in Figures 1 and 2), the increment in IIC could be very low, compared to the most efficient strategy. In the worst cases, the increment in the IIC for the *static scenario* was similar to the *random scenario* (continuous lines in 10% FC for 200 and 500 m dispersal capabilities in Figure 2). *Static scenarios* generally resulted in more clustered restored areas than *dynamic scenarios* (Figure 3). For this reason they did not create as many functional connections as *dynamic scenarios*, leading thus to worse connectivity improvements for same restored area.

In some situations, the increase in the IIC per restored area promoted by the most efficient strategy was higher in the initial phases of restoration and decreased in the final phases (Figures 1 and 2). This higher increment in the IIC during the initial phases of restoration happened due to the creation of new functional connections in the landscape. The later percentages of restoration were characterized by the increment of the largest patches in the landscape (Figure 3, and Figures S2 to S7).

When restoration was planned for maximizing the IIC for the group with the smallest dispersal capability, the IIC increment for groups with higher dispersal capability were similar to the *random scenario*, especially when less than 2% of the landscape was restored (red line in central and right graphics in Figures 1 and 2). Moreover, when the restoration was planned for the 200 and for the 500 m dispersal groups, the increment in the IIC for the 50 m group (green and blue lines in graphics on the left of Figures 1 and 2) was not different from random restoration in the 30 and 50% FC landscapes.

The *multi dispersal distances* scenario to select areas for restoration was usually among the best results, was worse only when compared to the habitat availability increment obtained for the focal dispersal capability group for which the spatial strategy was planned. Moreover, the results of multi dispersal distances scenario were always higher than those from *random scenario* (yellow lines in Figures 1 and 2), and was the most efficient strategy for the 200 m dispersal group when the 10% FC was restored with 1 ha restoration modules (top central graphic in Figure 1).

Scenarios with 10 ha restoration modules presented highest values of maximum IIC increment when compared to the 1 ha scenario in almost all simulations. However, the slope of the best strategies curves was higher in the initial phases of restoration (< 1% of landscape restored) of most simulations for the 1 ha scenarios.

The highest percentage of IIC increment due to restoration was obtained for the 10% FC landscape, while the smallest percentage of IIC increment was obtained for the 50% FC landscape (Figures 1 and 2). On the other hand, the highest increment of the absolute values of IIC occurred in the 50% FC landscapes while the smallest values were obtained for the 10% FC landscapes. Moreover, the percentage of IIC increment was almost always higher for the 50 m dispersal group when compared to other dispersal groups in a same landscape. The absolute values of IIC improvement were higher for the 500 m dispersal group in the 10% FC landscape and for the 50 m dispersal group in the 30 and 50% FC landscapes (Figures 1 and 2).

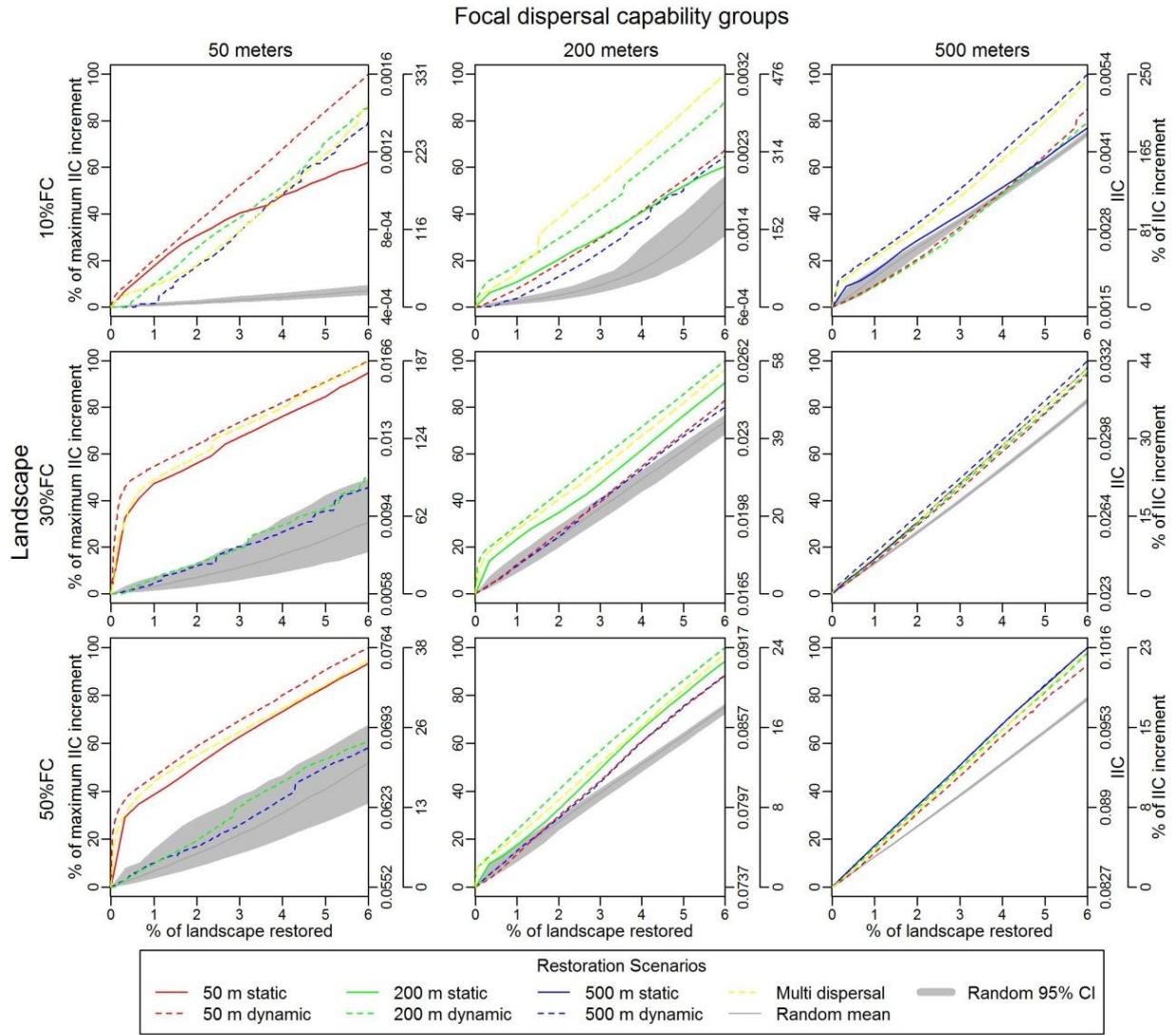


Figure 1: Changes in the habitat availability, measured through the Integral Index of Connectivity (IIC), according to the different scenarios to simulate the restoration of landscapes with 1 ha modules. The changes in habitat availability were measured considering three different dispersal capabilities (50, 200 and 500 m). Graphs on the left show the habitat availability for the 50 m dispersal capability measured after restoration simulated based on different restoration scenarios. Graphs in the center and in the right represent the habitat availability measured for the 200 and 500 m dispersal capabilities, respectively. Scenarios used to define which restoration modules would be restored are represented by different lines in the graphs. Graphs on the top show the results for simulations conducted in the 10% forest cover (FC) landscapes, while central and bottom graphics show the results for the 30 and 50% FC landscape.

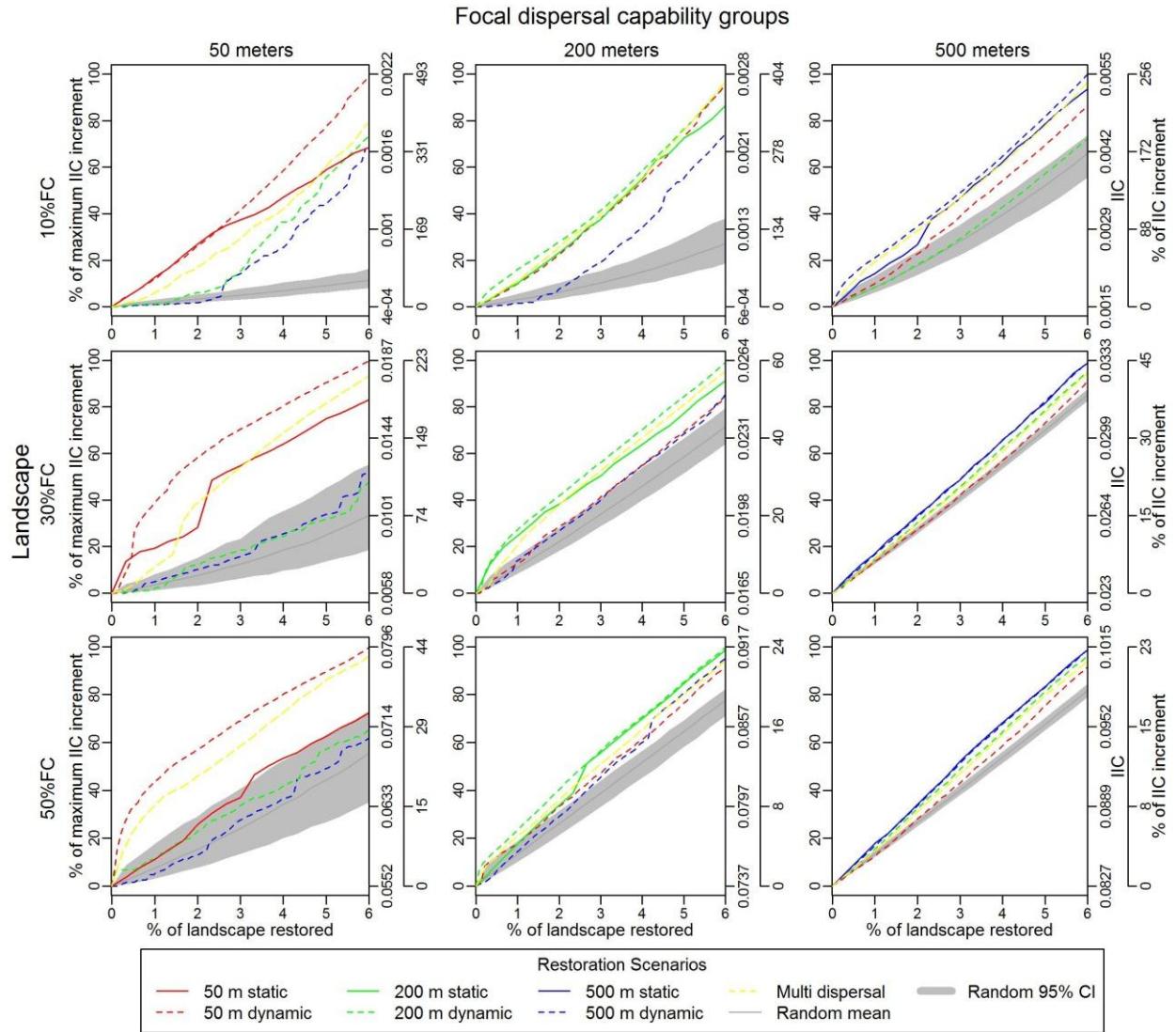


Figure 2: Changes in the habitat availability, measured through the Integral Index of Connectivity (IIC), according to the different scenarios to simulate the restoration of landscapes with 10 ha modules. The changes in habitat availability were measured considering three different dispersal capabilities (50, 200 and 500 m). Graphs on the left show the habitat availability for the 50 m dispersal capability measured after restoration simulated based on different restoration scenarios. Graphs in the center and in the right represent the habitat availability measured for the 200 and 500 m dispersal capabilities, respectively. Scenarios used to define which restoration modules would be restored are represented by different lines in the graphs. Graphs on the top show the results for simulations conducted in the 10% forest cover (FC) landscapes, while central and bottom graphics show the results for the 30 and 50% FC landscapes.

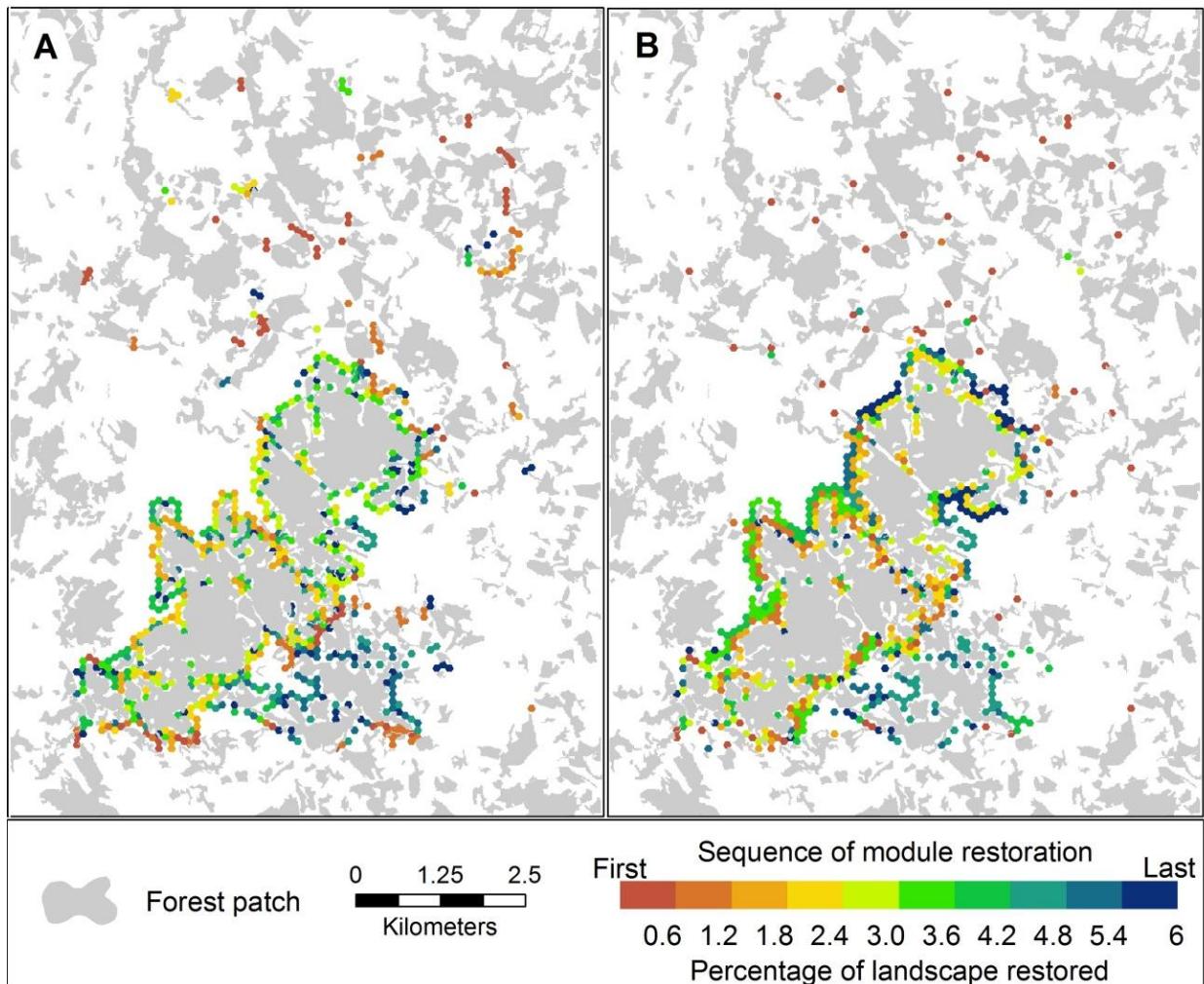


Figure 3: Location and order of restoration of 1 ha modules in the 30% forest cover landscape based on the *static* (A) and *dynamic* (B) strategies for the 50 m dispersal distance. *Static strategy* does not consider changes in landscape during restoration actions and prioritizes all the modules for restoration based only on the landscape structure before restoration actions. *Dynamic strategy* reanalyzes landscape structure after each module restoration.

Discussion

There has been recently an increase in the number of initiatives adopting a landscape perspective when planning restoration actions (Holl *et al.* 2003, Leite *et al.* 2013). Nonetheless, they usually do not incorporate species functional characteristics (Leite *et al.* 2013), and only a few conduct dynamic simulations that consider the changes in landscape during restoration actions (e.g. Thomson *et al.* 2009, Wilson *et al.* 2011). Our scenarios comparison showed that an ideal restoration strategy should consider both the landscape structure, adopt a spatially explicit criterion to plan restoration actions, and consider the landscape dynamic, contemplating the changes in landscape during restoration actions. Ideally, to maximize habitat availability

improvement, restoration should also be planned considering species characteristics, such as dispersal capability. In the absence of this information, a multi-dispersal distance approach might be adequate to guarantee the improvement of landscape conditions for a large number of species with different dispersal capabilities.

A *dynamic strategy* can be considered crucial to maximize the habitat availability increment, avoiding the expense of resources to restore areas that will not optimize the improvements in habitat availability. The different slope of the spatial strategies curves when compared to the random simulation, and also the change in the slope of the curves, indicates that not only the spatial location but also the order of restoration will matter. Moreover, the changes in the slope indicate changes in the efficiency of habitat availability increment per restored area, and should be used to help identifying the amount of area worth to be restored in each landscape (Miller & Hobbs 2007). Thus, the simulations results can and should be adopted not only to identify the priority areas, but also to set the order of restoration.

Once habitat availability depends on *dispersal capability*, the definition of an ideal restoration strategy requires the adoption of a critical dispersal distance based on focal species characteristics. Defining focal species can be considered the first and most important step since the species characteristics will guide all the analyses (Miller & Hobbs 2007). However, as suggested by Lindenmayer *et al.* (2002, 2006) restoration actions based in only one focal species would not result in high benefits for other species. Our simulations provided a clear demonstration of this limitation because bottleneck locations in the landscapes are different for each dispersal capability group. Thus, restoration planners should be careful in adopting suggestions such as focusing on less mobile or umbrella species (Lambeck 1997), or in species with intermediate sensitivity to disturbances (Martensen *et al.* 2012). Our simulations suggest that the best areas for those species may not necessarily be good for other species (more or less sensitive than the focal species). On the other hand, the multi-dispersal distance approach proved to be adequate, since it reached at least 80% of the maximum habitat availability increment for all species in almost all simulations. A multi-dispersal approach can thus be a good alternative in most situations, especially when biological information on species characteristics is insufficient or not available, or when focal species are not well defined.

Furthermore, despite the indication that habitat configuration would have greater influence over biodiversity persistence only at intermediate *habitat cover* condition (Pardini *et al.* 2010, Villard & Metzger 2014) or below a threshold of 20-30% (Andrén 1994, Fahrig 2003), our simulations showed that the habitat availability improvement was maximum for the three landscapes when the spatial criterion was considered. Those results suggest that in all landscape conditions the spatial arrangement of patches should be considered during restoration planning.

The *size of the restoration module* is also a relevant component of a restoration strategy. Scenarios with 10 ha restoration modules presented higher increment in IIC when compared to 1 ha modules supporting the assumption that the IIC will be higher when restoration patches are in small number and present large areas (Pascual-Hortal & Saura 2006, Saura & Pascual-Hortal 2007). However, some results were quite similar and in one case (IIC increments for 200 m dispersal in 10% FC) the 1 ha modules produced higher values. In addition, the initial phases of the 1 ha modules simulations (<0,5% of landscape restored) presented higher slopes of IIC

increment when compared to 10 ha modules. These unexpected results occurred because the creation of 1 ha habitat patch was enough to create a new functional connection. Then, with the restoration of 10 ha using 1 ha modules it was possible to create 10 new functional connections, resulting in higher increment of habitat availability when compared to only one new functional connection created by the restoration of one habitat patch of 10 ha. We believe that similar to the 10 ha modules, the creation of structural corridors would have non-optimal results since more area will be restored to create the same functional connection as the 1 ha modules. Following this reasoning, the creation of corridors might be adequate only for those species unable to move through non-habitat areas or when there are still resources for restoration but all possible functional connections were already established.

The *spatial location* of priority areas for restoration also presented an interesting trend. In the first phases of the simulation (<2 % of landscape restored), the creation of new structurally isolated patches, which functionally connect existing habitat patches, was the most common result to increase landscape connectivity and maximize habitat availability. This trend was observed in almost all simulations, indicating that this strategy can be a good initial restoration alternative in different landscape conditions. The biological relevance of this strategy is well documented, once networks of functionally connected patches have proved to be efficient in facilitating movement between patches (Uezu *et al.* 2008), are associated to species occurrence (Awade *et al.* 2012) and can act as refugees for individuals during events of population oscillations (Mulligan *et al.* 2013). In later phases of the simulation, when those main functional connections were already established, the expansion of the largest patches was the most consistent way to maximize habitat availability. This tendency should be related with the fact that an increase in mean patch size and decrease in the number of patches are positively related to the IIC (Pascual-Hortal & Saura 2006, Crouzeilles *et al.* 2014).

These findings show that the best spatial strategy to improve landscape connectivity changes along the restoration process, and cannot be simplified in general rules of enlarging existing patches, create new large patches or structurally connect isolated patches (Crossman & Bryan 2006, Wilson *et al.* 2011, Crouzeilles *et al.* 2014). Instead of defining the restoration strategies based on general patterns of landscape metrics, stakeholders should conduct simulation analyses to identify the ideal restoration strategies to maximize habitat availability gains, which should change with the habitat cover, the species dispersal capacity and with the dynamic of restoration increment.

This study demonstrates that, independently of the amount of remaining habitat, a landscape perspective should be adopted in order to define the ideal strategy to plan restoration actions, optimizing the identification of priority areas, the ideal sequence of restoration, and the size of the restoration modules. In addition, our results suggested that when a focal group of species is not well defined, a multi-dispersal approach allows identifying the best strategy to benefit a large number of species.

Acknowledgments

We would like to thank M. M. Vidal for helpful comments on early versions of this manuscript and E. Nichols for the English revision.

References

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**:355-366.
- Awade, M., D. Boscolo, and J. P. Metzger. 2012. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landscape Ecology* **27**:185-198
- Awade, M., and J. P. Metzger. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* **33**:863-871.
- Banks-Leite, C., R. M. Ewers, V. Kapos, A. C. Martensen, and J. P. Metzger. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology* **48**:706-714.
- Boscolo, D., C. Candia-Gallardo, M. Awade, and J. P. Metzger. 2008. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* **40**: 273-276.
- Bottrill, M. C., L. N. Joseph, J. Carwadine, M. Bode, C. Cook, E. T. Game, H. Grantham, S. Kark, S. Linke, E. McDonald-Madden, R. L. Pressey, S. Walker, K. A. Wilson, and H. P. Possingham. 2008. Is conservation triage just smart decision making? *Trends in Ecology and Evolution* **23**: 649-654.
- Calmon, M., P. H. S. Brancalion, A. Paese, J. Aronson, P. Castro, S. C. Silva, and R. R. Rodrigues. 2011. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* **19**:154-158.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* **320**:1458-1460.
- Clewel, A. F., and J. Aronson. 2013. Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press.
- Crossman, N. D., and B. A. Bryan. 2006. Systematic landscape restoration using integer programming. *Biological Conservation* **128**:369-383.
- Crossman, N. D., and B. A. Bryan. 2009. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological Economics* **68**:654-668.
- Crouzeilles, R., M. L. Lorini, and C. E. V. Grelle. 2010. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. *Oecologia Australis* **14**:872-900.

Crouzeilles, R., J. A. Prevedello, M. S. L. Figueiredo, M. L. Lorini, and C. E. V. Grelle. 2014. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landscape Ecology*. In press. DOI: 10.1007/s10980-013-9978-6.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual reviews in ecology, evolution and systematics* **34**:487-515.

Guedes, F. B., and S. E. Seehusen. 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA.

Hansbauer, M. M., I. Storch, F. Knauer, R. Borntraeger, U. Hettich, S. Pilz, H. Kuchenhoff, R. G. Pimentel, and J. P. Metzger. 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecology* **25**: 407-417.

Hansbauer, M. M., I. Storch, S. Leu, J. P. Nieto-Holguin, R. G. Pimentel, F. Knauer, and J. P. Metzger. 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biological Conservation* **141**: 782-791.

Holl, K. D., and T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest ecology and management* **261**:1558-1563.

Holl, K. D., E. E. Crone, and C. B. Schultz. 2003. Landscape restoration: moving from generalities to methodologies. *Bioscience* **53**:491-502.

Lambeck, R. J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* **11**:849-856.

Leite, M. S., L. R. Tambosi, I. Romitelli, and J. P. Metzger. 2013. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza & Conservação*. In press.

Lindenmayer, D. B., A. D. Manning, P. L. Smith, H. P. Possingham, J. Fischer, I. Oliver, and M. A. McCarthy. 2002. The focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology* **16**:338-345.

Lindenmayer, D. B., J. F. Franklin, and J. Fischer. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* **131**:433-445.

Lira, P. K., L. R. Tambosi, R. M. Ewers, and J. P. Metzger. 2012. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management* **278**:80-89.

Martensen, A. C., M. C. Ribeiro, C. Banks-Leite, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2012. Associations of forest cover, fragment area and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* **26**:1100-1111.

Melo, F. P. L., S. R. R. Pinto, P. H. S. Brancalion, P. S. Castro, R. R. Rodrigues, J. Aronson, and M. Tabarelli. 2013. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Pact. *Environmental Science & Policy*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.07.013>.

Menz, M. H. M., K. W. Dixon, and R. Hobbs. 2013. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. *Science* **339**:526-527.

Metzger, J. P., A. C. Martensen, M. Dixo, L. C. Bernaci, M. C. Ribeiro, A. M. G. Teixeira, and R. Pardini. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* **142**:1155-1177.

Metzger, J. P., and P. H. S. Brancalion. 2013. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: a powerful approach to shape neolandscapes. *Natureza & Conservação*. In press.

Miller, J. R., and R. J. Hobbs. 2007. Habitat restoration – Do we know what we're doing? *Restoration Ecology* **15**:382-390.

Mulligan, M. P., R. L. Schooley, and M. P. Ward. 2013. Effects of connectivity and regional dynamics on restoration of small mammal communities in Midwestern grasslands. *Restoration Ecology* **21**:678-685.

Naveh, Z. 1994. From biodiversity to ecodiversity: a landscape-ecology approach to conservation and restoration. *Restoration Ecology* **2**:180-189.

Pagiola, S., H. C. Von Glehn, and D. Tafarello. 2012. Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. Secretaria do Meio Ambiente – São Paulo, Brasil.

Pardini, R., A. A. Bueno, T. A. Gardner, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* **5**:e13666. DOI:10.1371/journal.pone.0013666.

Pascual-Hortal, L., and S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* **21**:959-967.

R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141-1153.

Saura, S., and J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* **24**:135-139.

Saura, S., and L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* **83**:91-103.

Saura, S., and L. Rubio. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* **33**:523-537.

Tambosi, L.R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro, and J. P. Metzger. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*. In press. DOI: 10.1111/rec.12049.

Teixeira, A. M. G., B. S. Soares-Filho, S. R. Freitas, and J. P. Metzger. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. *Forest Ecology and Management* **257**:1219-1230.

Thomson, J. R., A. J. Moilanen, P. A. Vesk, A. F. Bennett, and R Mac Nally. 2009. Where and when to revegetate: a quantitative method for scheduling landscape reconstruction. *Ecological Applications* **19**:817-828.

Uezu A., J. P. Metzger, and D. D. Beyer. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biological Conservation* **17**:1907–1922.

UN - United Nations 2012. Report of the United Nations Conference on Sustainable Development.

<http://www.uncsd2012.org/content/documents/814UNCSD%20REPORT%20final%20revs.pdf>.

Urban, D., and T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**:1205-1218.

Villard, M. A., and J. P. Metzger. 2014. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*. In press. DOI: 10.1111/1365-2664.12190.

Wilson, K. A., M. Lulow, J. Burger, Y. Fang, C. Andersen, D. Olson, M. O'Connel and M. F. McBride. 2011. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. *Journal of Applied Ecology* **48**:715-725.

Supplementary material

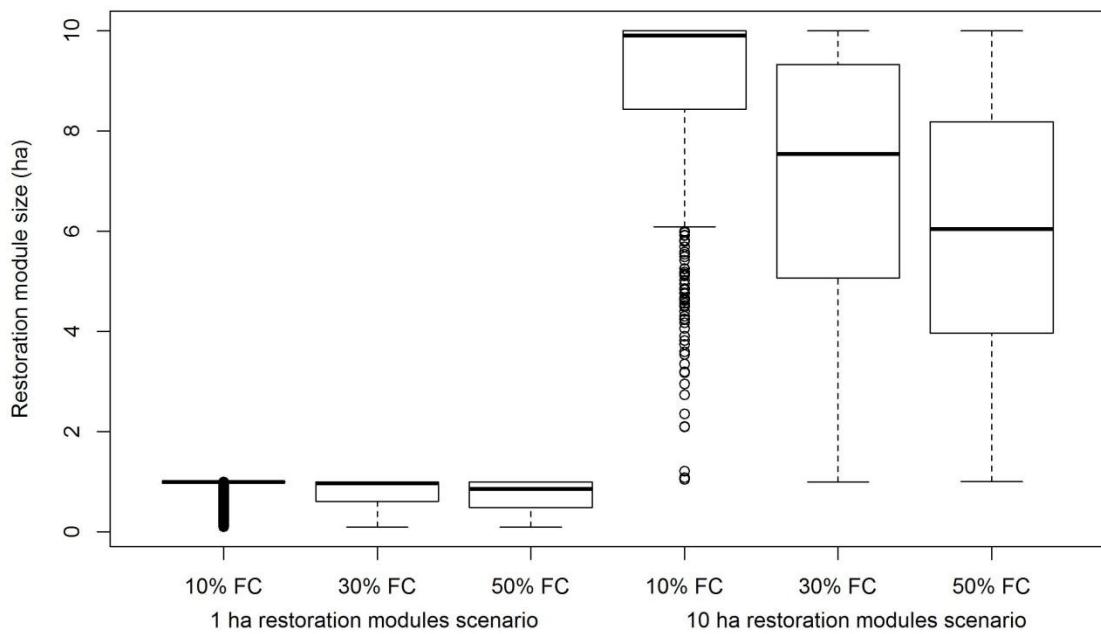


Figure S1: Variation in candidate restoration module sizes for the landscape with 10, 30 and 50% forest cover (FC) when restoration modules were created considering 1 and 10 ha hexagonal cells.

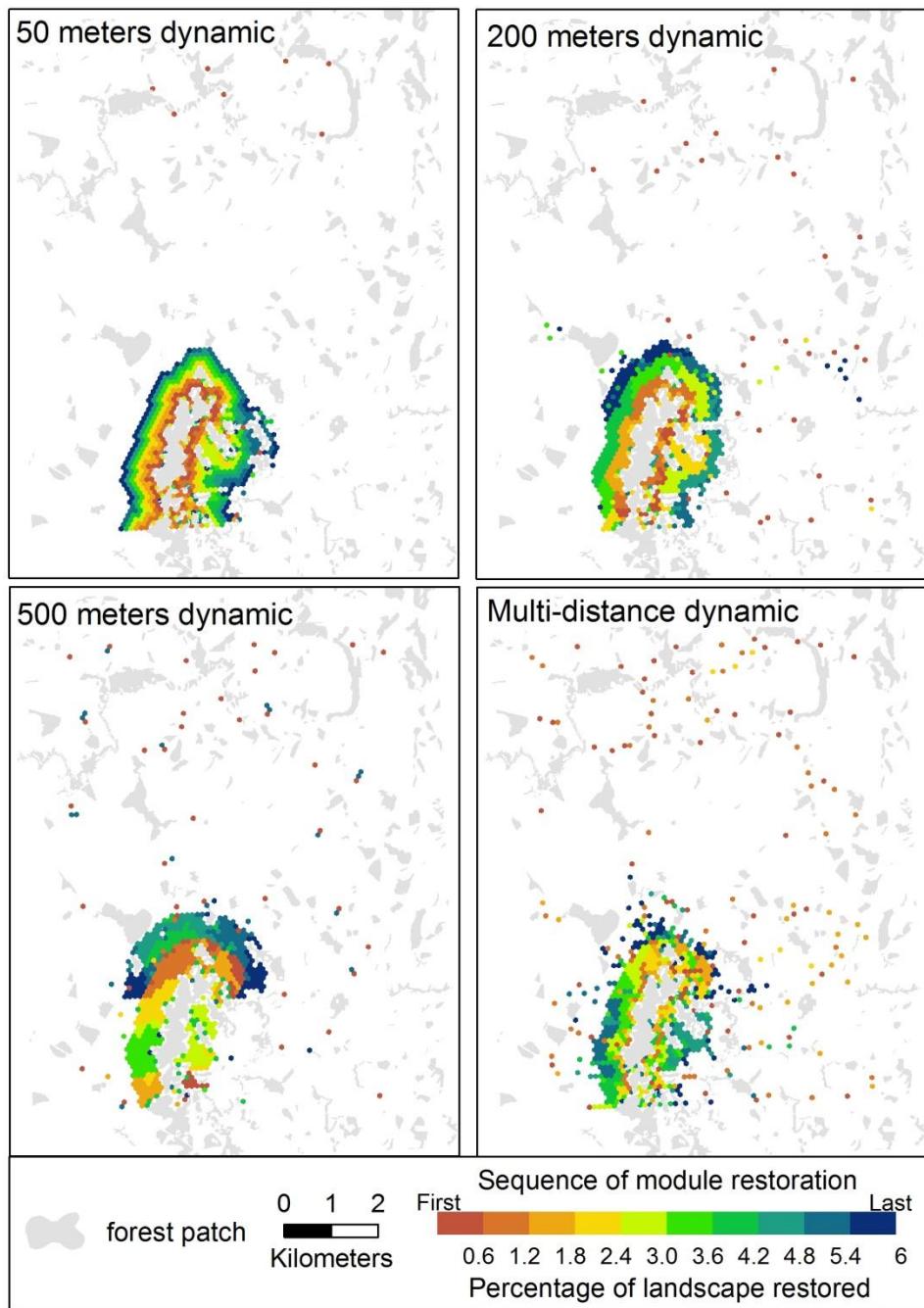


Fig S2: Location and order of restoration of 1 ha candidate modules in the landscape with 10% forest cover, considering the dynamic strategy for the 50, 200, 500 m dispersal capability and the multi dispersal distance strategy.

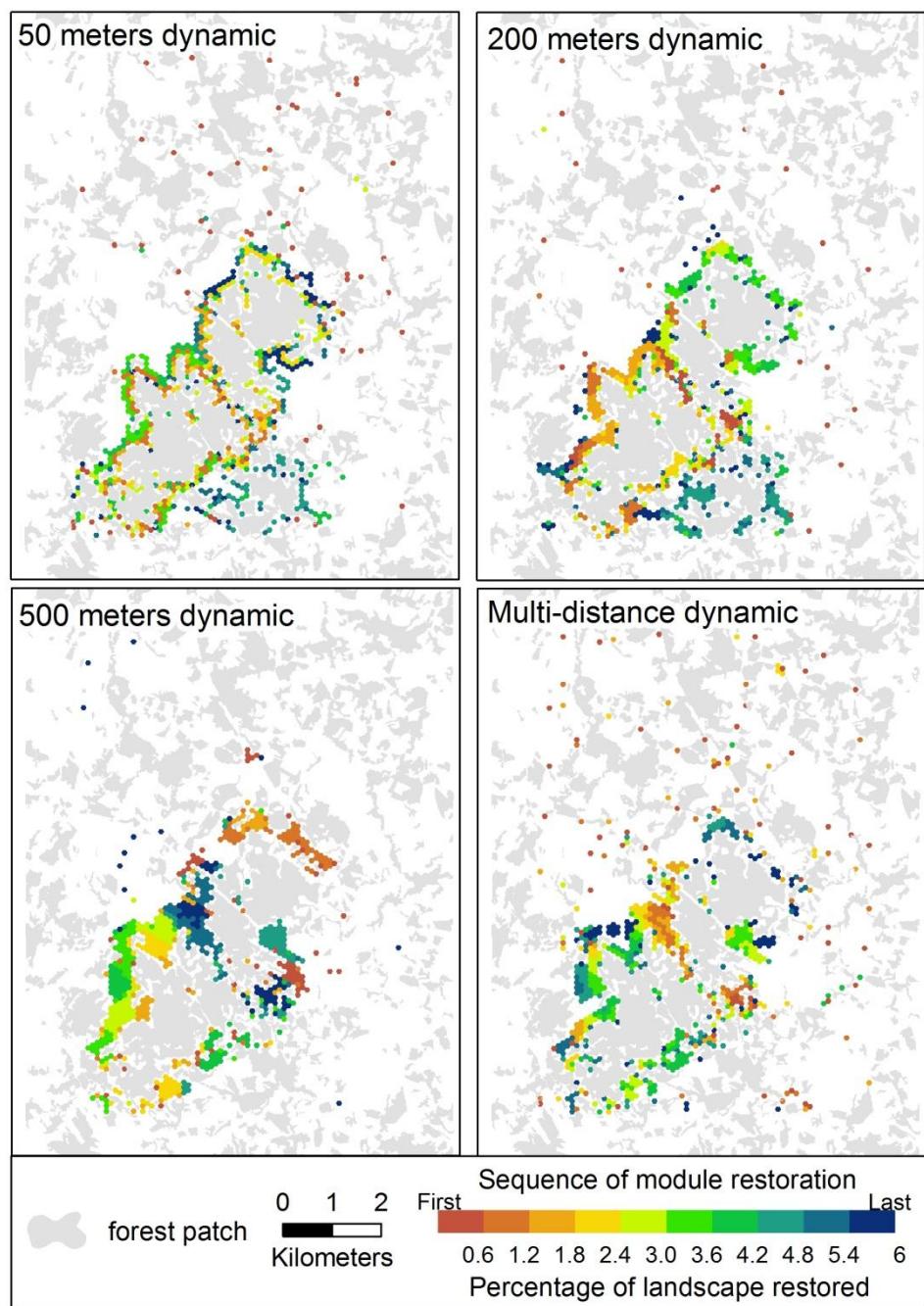


Fig S3: Location and order of restoration of 1 ha candidate modules in the landscape with 30% forest cover, considering the dynamic strategy for the 50, 200, 500 m dispersal capability and the multi dispersal distance strategy.

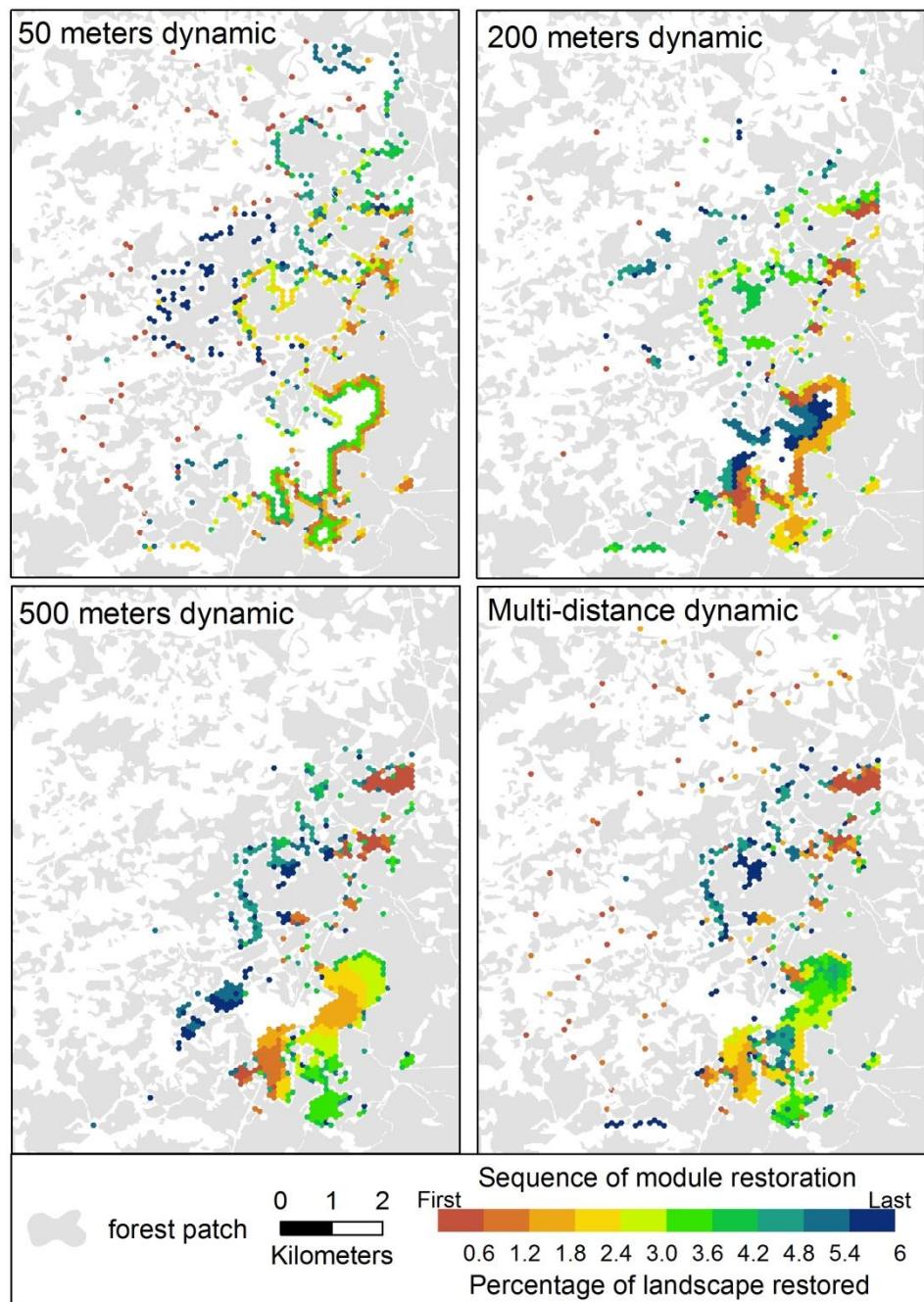


Fig S4: location and order of restoration of 1 ha candidate modules in the landscape with 50% forest cover, considering the dynamic strategy for the 50, 200, 500 m dispersal capability and the multi dispersal distance strategy.

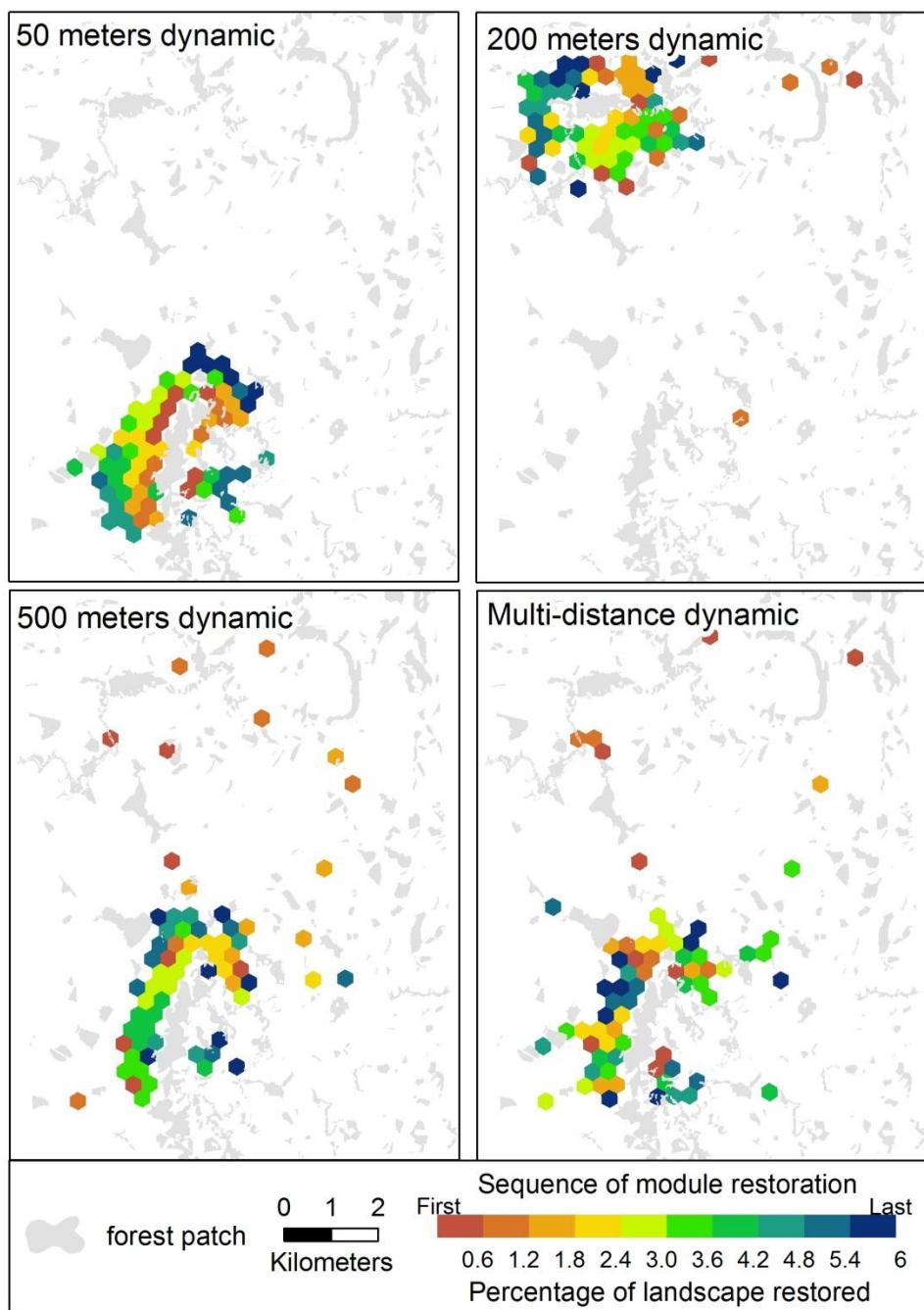


Fig S5: location and order of restoration of 10 ha candidate modules in the landscape with 10% forest cover, considering the dynamic strategy for the 50, 200, 500 m dispersal capability and the multi dispersal distance strategy.

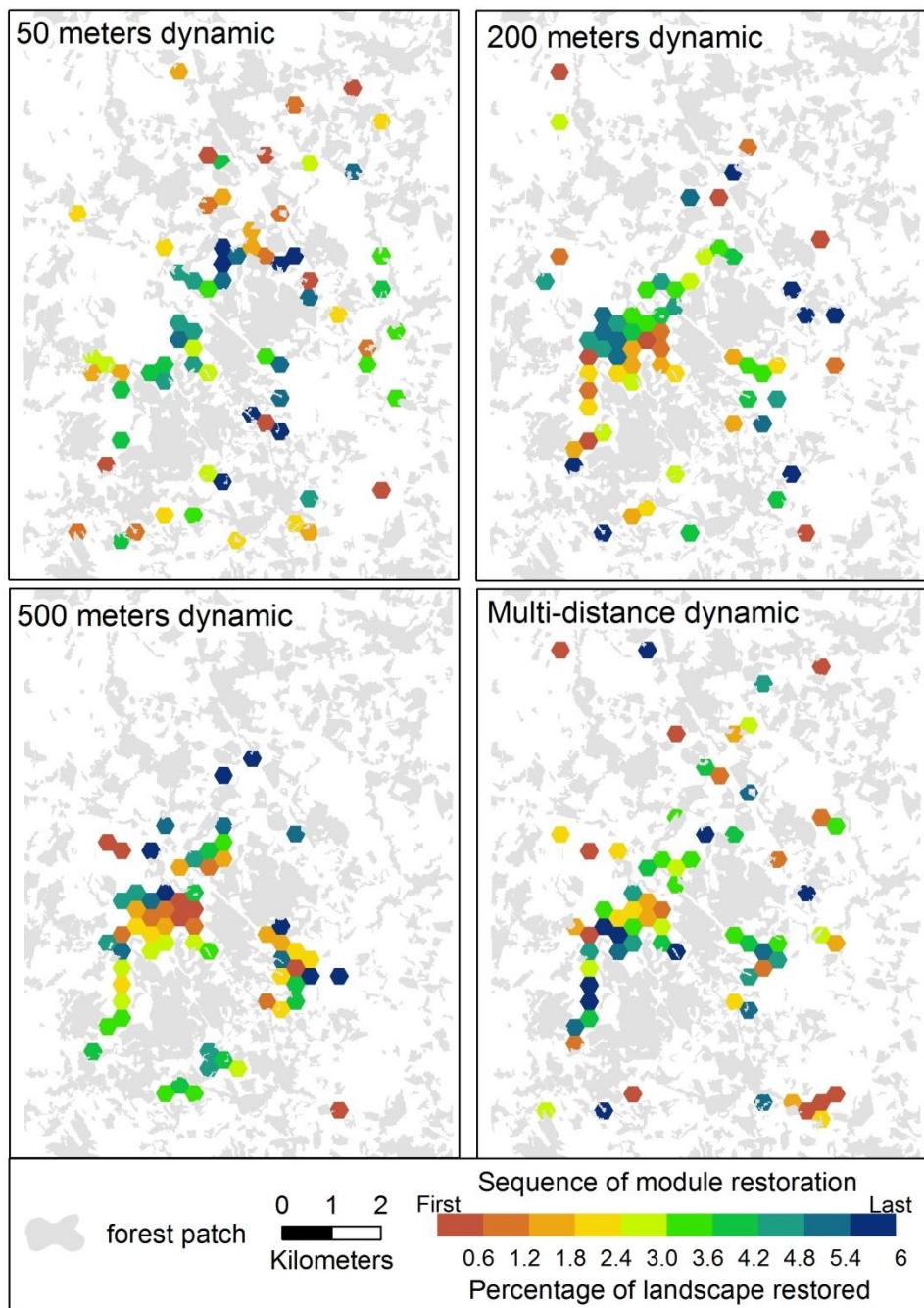


Fig S6: location and order of restoration of 10 ha candidate modules in the landscape with 30% forest cover, considering the dynamic strategy for the 50, 200, 500 m dispersal capability and the multi dispersal distance strategy.

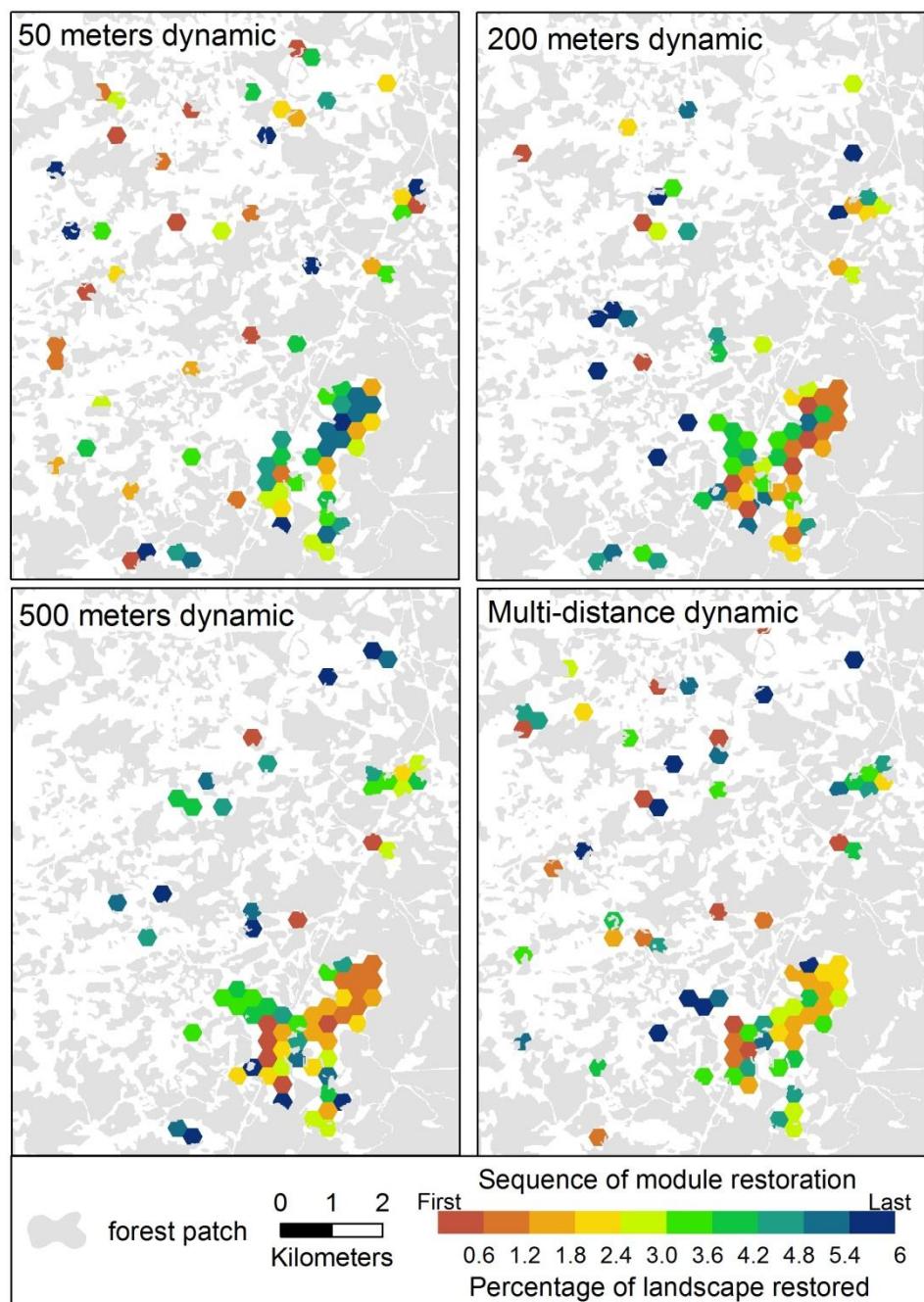


Fig S7: location and order of restoration of 10 ha candidate modules in the landscape with 50% forest cover, considering the dynamic strategy for the 50, 200, 500 m dispersal capability and the multi dispersal distance strategy.

Capítulo 6

Considerações finais

Considerações finais

Estratégias de seleção de áreas prioritárias para restauração baseadas na composição e configuração da paisagem mostraram-se eficazes para: i) identificar potenciais corredores e gargalos para fluxo biológico; ii) comparar paisagens com diferentes quantidades e configurações de habitat; iii) identificar a melhor estratégia de restauração para aumentar a disponibilidade de habitat para espécies com diferentes capacidades de dispersão.

Para projetos em larga escala, a estratégia espacial apresentada nos dois primeiros capítulos permitiu reduzir o número e estabelecer prioridades entre paisagens candidatas a restauração. Esta redução no número de paisagens candidatas a restauração pode representar grande economia nas etapas em que são necessárias visitas a campo para busca de áreas para implementação das ações de restauração. A adoção do conceito de resiliência da paisagem no momento da seleção das áreas prioritárias pode otimizar os esforços para conservação de espécies em áreas fragmentadas, evitando o investimento de recursos em paisagens altamente degradadas, e com baixa diversidade de espécies, nas quais as chances do sucesso de restauração são baixas. Também será possível evitar investir recursos de restauração em paisagens com alta cobertura de habitat, nas quais as espécies não estão sob risco de extinção.

Estimar a resiliência da paisagem requer um conhecimento prévio sobre os efeitos da perda de habitat e fragmentação sobre a biodiversidade. A resiliência da paisagem na Mata Atlântica foi possível de ser estimada graças a uma série de estudos que demonstram resultados consistentes relacionando a perda de espécies com a redução da quantidade de habitat e o aumento da fragmentação (Pardini *et al.* 2010, Martensen *et al.* 2012, Estavillo *et al.* 2013, Banks-Leite *et al.* em preparação).

Apesar de terem sido embasadas em dados empíricos, as classes de resiliência adotadas para a Mata Atlântica não mostraram a relação esperada com o sucesso da restauração quando aplicada a outros biomas ou ecossistemas (Leite *et al.* 2013). Isso provavelmente se deve a presença de limiares de perda de habitat particulares a cada tipo de vegetação ou ecossistema (Leite *et al.* 2013), sendo necessária uma correta identificação das classes de resiliência nestes outros ambientes para replicação da metodologia proposta por Tambosi *et al.* (2014).

Para ações em escala local, a incorporação do arranjo espacial também pode ser considerada essencial para o planejamento da restauração e conservação da biodiversidade, uma vez que o isolamento das manchas é um dos critérios que mais influenciam as chances de recolonização e o sucesso das ações de restauração (Leite *et al.* 2013). Para maximizar o aumento da disponibilidade de habitat para as espécies e aumentar as chances de recolonização das áreas restauradas, o planejamento deve ser executado considerando as características de cada uma das espécies focais e analisando cada uma das paisagens de maneira individual. Na ausência de informações detalhadas sobre as capacidades de dispersão das espécies, uma abordagem baseada em múltiplas capacidades de dispersão pode ser adotada para o planejamento da restauração.

Durante a priorização de áreas para restauração, o histórico da paisagem é um fator que também deve ser levado em conta quando houver informação disponível. Diversas paisagens podem apresentar uma dinâmica de uso e cobertura das terras caracterizadas por processos recentes de desmatamento e regeneração de florestas, como identificado para diferentes regiões tropicais, entre elas a Mata Atlântica, o

Cerrado e a Amazônia (Ferraz *et al.* 2005, Teixeira *et al.* 2009, Lira *et al.* 2012, Ferraz *et al.* 2014). Paisagens que passaram por processos de desmatamento há poucas décadas podem apresentar cobertura e configuração de habitat inadequadas para manutenção de várias espécies dependentes de florestas. Entretanto, as espécies podem ainda estar presentes devido ao tempo de latência entre o desmatamento e a perda de espécies (Tilman 1994), existindo assim um débito de extinção de espécies (Metzger *et al.* 2009). Nestes casos, muitas paisagens que atualmente poderiam ser consideradas de baixa resiliência e com baixo potencial de abrigar biodiversidade não seriam consideradas prioritárias, levando a uma perda de espécies que poderia ser evitada por ações de restauração. Por outro lado, algumas paisagens consideradas de resiliência intermediária e que seriam prioritárias para conservação segundo Tambosi *et al.* (2014) podem estar passando por um processo de aumento de vegetação, não havendo a necessidade de ações de restauração. Desta maneira, o processo de priorização de áreas para restauração deve considerar também as informações sobre a dinâmica de uso e cobertura das terras (Rappaport *et al.* em preparação), otimizando ainda mais os esforços voltados a conservação da biodiversidade.

Em escala local, a informação sobre a dinâmica da paisagem também é importante para o processo de priorização de áreas (Ferraz *et al.* 2009, Ferraz *et al.* 2014). A dinâmica das paisagens pode resultar em um aumento líquido de habitat, porém caracterizado pela perda de área de habitats antigos e aumento de área de habitats novos, provenientes da regeneração (Lira *et al.* 2012). A correta identificação da idade dos fragmentos pode fazer com que as ações de restauração sejam direcionadas ao aumento da conectividade dos fragmentos mais antigos, otimizando a recolonização dos fragmentos mais novos, que por sua vez tendem a apresentar menor diversidade, menor biomassa e ausência de espécies mais tardias da sucessão ecológica (Putz *et al.* 2011).

Apesar dos métodos de priorização de áreas para restauração auxiliarem na otimização dos esforços de restauração, uma série de outros fatores precisam ser considerados para que os projetos de restauração tenham sucesso, como por exemplo, os custos de implementação, as condições socioeconômicas da região, o grau de degradação da área a ser restaurada, a disponibilidade de propágulos para regeneração natural e as necessidades das populações locais (Clewel & Aronson 2013). Devido aos altos custos das ações de restauração é necessário que se desenvolva uma legislação específica para fomentar ações de restauração, além de linhas de crédito para financiamento dessas atividades, capacitação técnica do pessoal envolvido nos projetos, assim como fontes de renda alternativas para proprietários que terão que deixar parte de suas áreas produtivas para implementação das ações de restauração (Brancalion *et al.* 2012, 2013, Melo *et al.* 2013).

Os mecanismos de pagamentos por serviços ambientais têm se mostrado excelentes alternativas para compensação de produtores rurais que aceitem a implementação de projetos de restauração em suas propriedades (Guedes & Seehusen 2011, Pagiola *et al.* 2012) e podem representar importante fonte de renda alternativa, especialmente para produtores dedicados a atividades menos lucrativas (Fasiaben *et al.* 2010, Brancalion *et al.* 2013.). Entre os mecanismos de pagamentos por serviços ambientais está o pagamento por redução das emissões de carbono por desmatamento e degradação e o sequestro de carbono por ações de restauração (REDD+). Os mecanismos de REDD+ são considerados uma boa alternativa para evitar o desmatamento proveniente da expansão agrícola e a perda de espécies em regiões tropicais (Strassburg *et al.* 2012). Além de representarem uma maneira de controlar o

avanço das fronteiras agrícolas, os mecanismos de REDD+ podem ser grandes aliados na restauração de áreas de agricultura já consolidada, uma vez que muitos dos fragmentos remanescentes apresentam alto grau de degradação (Rodrigues *et al.* 2011). Ações de restauração voltadas para o enriquecimento dos fragmentos degradados podem levar a um aumento da diversidade e da biomassa, gerando créditos pelo sequestro de carbono. Como a diversidade e a biomassa de fragmentos estão associadas à qualidade da vegetação e também à configuração da paisagem (Putz *et al.* 2011), informações relativas à biomassa potencial da região podem ser combinadas com dados de estrutura da paisagem em estratégias para priorização de áreas para pagamentos por serviços ambientais (Tambosi *et al.* 2011, em preparação), garantindo assim a priorização de áreas com maior chance de sucesso da restauração e de manutenção de alta biomassa a longo prazo.

Por fim, para garantir a manutenção de espécies em longo prazo, o planejamento da restauração também deve considerar as mudanças nas condições ambientais, em particular nas condições climáticas, que podem impactar ou alterar as melhores rotas de migração (Giannini *et al.* em preparação).

O conjunto dos trabalhos resultantes desta tese indica claramente que a adoção de estratégias espaciais para seleção de áreas para restauração voltadas para o aumento da conectividade das paisagens representa um passo essencial para a conservação das espécies em paisagens fragmentadas. Estas estratégias devem considerar características das paisagens, das espécies e da forma como a restauração é implementada, além de incorporarem também dados da dinâmica da paisagem, do potencial das áreas em prestar serviços ecossistêmicos e cenários futuros de mudanças climáticas ou ambientais. O embasamento teórico da ecologia de paisagens e as ferramentas atuais de tratamento e integração de dados espacializados permitem a definição das melhores estratégias a partir de simulações em computador, reduzindo substancialmente os custos da restauração e aumentando a sua eficácia.

Referências

- Banks-Leite, C., R. Pardini, L. R. Tambosi, M. Dixo, W. Pearse, A. T. Igari, A. Bueno, T. Condez, A. C. Martensen, R. T. Bruscagin, and J. P. Metzger. Unveiling ecological thresholds for costing set-aside schemes in Brazil's Atlantic Forest. Em preparação.
- Brancalion, P. H. S., R. A. G. Viani, B. B. N. Strassburg, and R. R. Rodrigues. 2013. Finding the money for tropical forest restoration. *Unasylva* **239**:25-34.
- Brancalion, P. H. S., R. A. G. Viani, R. R. Rodrigues, and R. G. César. 2012. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais* **7**:219-234.
- Clewel, A. F., and J. Aronson. 2013. Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press.
- Estavillo, C., R. Pardini, and P. L. B. Rocha. 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PloS ONE* **8**:e82369. DOI:10.1371/journal.pone.0082369.
- Fasiaben, M. C. R., A. G. Maia, A. R. Romeiro, J. F. L. Moraes, and L. R. Tambosi. 2010. Remanescentes de vegetação natural em diferentes tipos de unidades de produção agropecuária na microbacia do Rio Oriçanga, São Paulo. *Revista de Economia Agrícola* **57**:63-80.
- Ferraz, S. F. B., C. A. Vettorazzi, D. M. Theobald, and M. V. R. Ballester. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management* **204**:67-83.
- Ferraz, S. F. B., C. A. Vettorazzi, and D. M. Theobald. 2009. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: a case study of central Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* **257**:1586-1595.
- Ferraz, S. F. B., K. M. P. M. B. Ferraz, C. C. Cassiano, P. H. S. Brancalion, D. T. A. Luz, T. N. Azevedo, L. R. Tambosi, and J. P. Metzger. 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning. *Landscape Ecology*. In press DOI:10.1007/s10980-014-9988-z.
- Giannini, T. C., L. R. Tambosi, A. L. Acosta, R. Jaffé, A. M. Saraiva, V. L. Imeratriz-Fonseca, and J. P. Metzger. Maximizing landscape connectivity between current and future habitats of a key pollinator. Em preparação.
- Guedes, F. B., and S. E. Seehusen. 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA.
- Leite, M. S., L. R. Tambosi, I. Romitelli, and J. P. Metzger. 2013. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza & Conservação*. In press.
- Lira, P. K., L. R. Tambosi, R. M. Ewers, and J. P. Metzger. 2012. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management* **278**:80-89.

Martensen, A. C., M. C. Ribeiro, C. Banks-Leite, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2012. Associations of forest cover, fragment area and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* **26**:1100-1111.

Melo, F. P. L., S. R. R. Pinto, P. H. S. Brancalion, P. S. Castro, R. R. Rodrigues, J. Aronson, and M. Tabarelli. 2013. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Pact. *Environmental Science & Policy*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.07.013>.

Metzger, J. P., A. C. Martensen, M. Dixo, L. C. Bernaci, M. C. Ribeiro, A. M. G. Teixeira, and R. Pardini. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* **142**:1155-1177.

Pagiola, S., H. C. Von Glehn, and D. Tafarello. 2012. Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. Secretaria do Meio Ambiente – São Paulo, Brasil.

Pardini, R., A. A. Bueno, T. A. Gardner, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* **5**:e13666. DOI:10.1371/journal.pone.0013666.

Putz, S., J. Groeneveld, L. F. Alves, J. P. Metzger, and A. Huth. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modeling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling* **222**:1986-1997.

Rappaport, D. I., L. R. Tambosi, and J. P. Metzger. Harnessing the spatial and temporal dynamics of landscape structure to prioritize restoration for biodiversity. Em preparação.

Rodrigues, R. R., S. Gandolfi, A. G. Nave, J. Aronson, T. E. Barreto, C. Y. Vidal, and P. H. S. Brancalion. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* **261**:1605-1613.

Strassburg, B. B. N., A. S. L. Rodrigues, M. Gusti, A. Balmford, S. Fritz, M. Obersteiner, R. K. Turner, and T. M. Brooks. 2012. Impacts of incentives to reduce emissions from deforestation on global species extinctions. *Nature Climate Change* **2**:350-355.

Tambosi, L.R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro, and J. P. Metzger. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*. In press. DOI: 10.1111/rec.12049.

Tambosi, L. R., J. P. Metzger, and P. Barral de Sá. 2011. Integrating landscape connectivity and biomass in selecting priority conservation and restoration areas. In: The 8th world congress of the international association for landscape ecology, 2011, Beijing. p. 1-713.

Tambosi, L. R., R. M. Toledo, P. Barral de Sá, and J. P. Metzger. Integrating landscape connectivity and biomass in selecting priority conservation and restoration areas. Em preparação.

Teixeira, A. M. G., B. S. Soares-Filho, S. R. Freitas, and J. P. Metzger. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. *Forest Ecology and Management* **257**:1219-1230.

Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**:65-66.

Resumo

Os efeitos deletérios da perda e fragmentação de habitat são considerados a maior ameaça à manutenção da biodiversidade do planeta. Uma das maneiras de evitar a perda de espécies em paisagens fragmentadas é a restauração ecológica, que propicia tanto o aumento da quantidade quanto a melhoria da qualidade do habitat remanescente. Além de influenciar a persistência de espécies, as condições da paisagem são reconhecidas como importantes para o sucesso das ações de restauração. Entretanto, as diretrizes para incorporação das características da paisagem no planejamento da restauração são ainda ambíguas, não facilitando o processo de tomada de decisão. O presente trabalho teve como objetivo contribuir para o avanço do uso de análises espacialmente explícitas da estrutura da paisagem para o planejamento de ações de restauração. Para isso, foram elaboradas propostas metodológicas embasadas no atual conhecimento da ecologia de paisagens e foram realizadas simulações para comparar os potenciais benefícios para a biodiversidade resultantes de diferentes estratégias para seleção de áreas para restauração. A primeira proposta, apresentada no capítulo 2, utiliza análises de paisagens em múltiplas escalas, baseadas na teoria dos grafos, para estimar a resiliência das paisagens, entendida neste trabalho como a capacidade das paisagens de reverterem extinções locais por processos de migração. Em seguida, as paisagens com condições ideais para restauração são classificadas segundo sua importância como corredores biológicos e gargalos de conectividade. Essa proposta metodológica é aplicada no caso da Mata Atlântica (capítulo 3), a fim de estabelecer diferentes níveis de prioridade para restauração no conjunto deste bioma. No quarto capítulo, é apresentada uma segunda proposta metodológica, também baseada em análises de conectividade com o uso da teoria dos grafos, mas desta vez voltada para a identificação de áreas prioritárias para restauração em escala local. Essa proposta permite ainda a comparação de prioridades entre áreas situadas em paisagens com diferentes condições de cobertura e conectividade de habitat. Por fim, no quinto capítulo, foi realizado um conjunto de simulações de restauração para comparar os efeitos das características da paisagem (e.g. a cobertura e configuração florestal), das espécies (e.g. a capacidade de dispersão) e da estratégia de restauração (e.g. o tamanho das áreas restauradas e a ordem temporal da restauração) no aumento da disponibilidade de habitat em três paisagens reais da Mata Atlântica. Os resultados desta tese permitiram estabelecer prioridades de restauração tanto em escala regional quanto em escala local, reduzindo as áreas a serem visitadas em campo e possibilitando a otimização dos esforços de restauração. Também foi possível concluir que a adoção de estratégias espaciais para a seleção de áreas para restauração deve ser feita considerando tanto as características das espécies quanto as características das paisagens e a forma de implementação da restauração. Na ausência de informações detalhadas sobre a capacidade de dispersão das espécies, abordagens baseadas em múltiplas capacidades de dispersão são recomendadas. O embasamento teórico da ecologia de paisagens e as ferramentas atuais de tratamento e integração de dados espacializados permitem a definição das melhores estratégias de restauração a partir de simulações em computador, reduzindo substancialmente os custos da restauração e aumentando a sua eficácia para a conservação das espécies em paisagens fragmentadas.

Abstract

The deleterious effects of habitat loss and fragmentation are considered the main threats to biodiversity. To avoid species loss due to these deleterious effects, there is an urgent need to conduct restoration actions to increase the quantity and quality of the remaining habitat. Besides influencing species persistence, the landscape structure also influences the results of restoration actions. However, guidelines to adopt a landscape approach during restoration planning are not always consistent, nor easy to apply. The objective of this study was to contribute to advances in the use of spatially explicit landscape analysis during restoration planning. To achieve this goal we developed methodological frameworks based on landscape ecology theory to set priority areas for restoration. We also adopted a simulation approach to analyze the potential benefits of different restoration strategies for biodiversity conservation. The methodological proposal presented in chapter 2 consists in multi-scale landscape analyses, based on graph theory, to estimate landscape resilience. We considered landscape resilience as the capacity to revert local species extinctions through recolonization processes. Then, those landscapes considered ideal targets to restoration actions were classified according to their importance as corridors or bottlenecks for biological flow. In chapter 3, the methodological proposal presented in chapter 2 was applied to the Atlantic Forest Biome to set restoration priorities. Chapter 4 consists in a methodological proposal, also based on graph theory, to set restoration priorities in local scale. This methodological proposal also allows the comparison of local restoration priority between landscapes with different amount and configuration of habitat cover. Finally, in the fifth chapter we adopted a simulation approach to analyze the improvement of habitat availability, in three Atlantic Forest landscapes, due to different restoration strategies considering: (i) different species dispersal capabilities, (ii) initial habitat amount in the landscape, (iii) the dynamics of landscapes during restoration implementation, i.e., the changes in habitat availability as new areas were restored, and (iv) size of restored areas. The results of this study allowed us to establish local and regional restoration priorities, thus reducing field visits and optimizing restoration efforts. It was also possible to conclude that spatial strategies to set restoration priorities should be conceived based on species dispersal capacities, landscape structure and also considering the strategies to implement restoration actions. If data on species dispersal characteristics is not available, a multi species approach to set restoration priorities is also recommended. The theoretical background of landscape ecology and the available tools to manage spatial data allow identifying the best restoration strategies, reducing the costs and optimizing the benefits to conserve biodiversity in fragmented landscapes.

Anexo

Anexo 1: Índices baseados na teoria dos grafos com as respectivas fórmulas e interpretações.

Nome do índice	Sigla	Classe	Fórmula	Descrição
<i>Integral Index of Connectivity</i>	IIC	Binário	$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$ <p><i>n</i> é o número de nós da paisagem, a_i e a_j são os atributos (área) dos nós <i>i</i> e <i>j</i>, nl_{ij} é o número de ligações no caminho mais curto entre os nós <i>i</i> e <i>j</i> e A_L é o valor máximo dos atributos da paisagem (área da paisagem).</p>	Índice que varia de 0 a 1 e leva em consideração a área, o número de conexões e a importância do fragmento para a manutenção do grafo. Quanto maior o valor do índice, maior a conectividade da paisagem
<i>Probability of Connectivity</i>	PC	Probabilístico	$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2}$ <p><i>n</i> é o número de nós da paisagem, a_i e a_j são os atributos (área) dos nós <i>i</i> e <i>j</i>, p_{ij}^* é o valor máximo do produto das probabilidades de todos os caminhos possíveis entre os nós <i>i</i> e <i>j</i></p>	Índice varia de 0 a 1 e mede a probabilidade de dois pontos selecionados ao acaso na paisagem caírem no interior de dois fragmentos que estão funcionalmente conectados. Pode ser considerada a versão probabilística do IIC. Quanto maior o valor do índice, mais conectada a paisagem.