

Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na **Mata Atlântica**: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas



República Federativa do Brasil

Presidenta: DILMA ROUSSEFF

Vice-Presidente: MICHEL TEMER

Ministério do Meio Ambiente

Ministra: IZABELLA MÔNICA VIEIRA TEIXEIRA

Secretaria Executiva

Secretário: FRANCISCO GAETANI

Secretaria de Biodiversidade e Florestas

Secretário: ROBERTO BRANDÃO CAVALCANTI

Departamento de Conservação da Biodiversidade

Diretor: CARLOS ALBERTO DE MATTOS SCARAMUZZA

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

**Mapeamentos para a conservação e
recuperação da biodiversidade na
Mata Atlântica: em busca de uma
estratégia espacial integradora
para orientar ações aplicadas**

Série Biodiversidade 49

Brasília, 2013

Coordenação Editorial

André A. Cunha
Fátima B. Guedes

Textos

Adriana P. Bayma
Adriano P. Paglia
Alexandre C. Martensen
André A. Cunha
Britaldo Soares Filho
Bruno D. Borges
Christiane G. Dall'Aglio-Holvorcem
Fátima B. Guedes
Fernando Tatagiba
Ingrid Prem
Jan Kleine Buening
Jean Paul Metzger
John Wesley Ribeiro
Jorge A. Ahumada
Leandro R. Tambosi
Luiz Paulo Pinto
Marília Borgo
Marília Marini
Mauro Galetti
Milena Ribeiro
Milton Cezar Ribeiro
Natalie Unterstell
Pedro Castro
Queila S. Garcia
Rafael Fonseca
Regiane Kock
Roberto B. Cavalcanti
Rodrigo Bernardo
Tereza C. Spósito
Thiago Metzker
Yuri B. Salmona

Revisão técnica final

André A. Cunha
Fátima B. Guedes

Fotos

Andre A. Cunha
José Caldas
Wigold B. Schäffer

As fotos publicadas neste livro foram cedidas sem custos pelos autores ou instituições mencionadas nas imagens. Agradecemos gentilmente a todos os fotógrafos e instituições que cederam fotos para compor este livro.

Revisão dos textos

Paxiúba Informação Ltda.

Cartografica (Capítulos 1 e 3)

Yuri B. Salmona

Projeto gráfico, ilustrações e editoração eletrônica

Opium Marketing

Apoio

Esta publicação foi apoiada pelo Projeto Proteção da Mata Atlântica II

O Projeto "Proteção da Mata Atlântica II" é um projeto do governo brasileiro, coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente, no contexto da Cooperação Técnica e Financeira Brasil – Alemanha, no âmbito da Iniciativa Internacional de Proteção ao Clima (IKI) do Ministério do Meio Ambiente, da Proteção da Natureza e Segurança Nuclear da Alemanha (BMU). Prevê apoio técnico através da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, e apoio financeiro através do KfW Entwicklungsbank (Banco Alemão de Desenvolvimento), por intermédio do Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – Funbio.

Catlogação na Fonte

Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

M297 Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas / André A. Cunha & Fátima B. Guedes. – Brasília: MMA, 2013. 216 p. : il. color. ; 29,5 cm. + DVD. (Série Biodiversidade, 49)

ISBN 978-85-7738-185-2

1. Sistema de Informações Geográficas; 2. Espécies ameaçadas; 3. Fitofisionomias; 4. Conservação; 5. Recuperação; 6. Ecologia de Paisagens; 7. Planejamento territorial; 8. Mata Atlântica. I. Cunha, André A. II. Guedes, Fátima Becker. III Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Biodiversidade e Florestas. IV. Título. V. Série.

CDU (1.ed)502.1(084.3)

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

Referência: Cunha, A.A. & Guedes, F. B. 2013. Mapeamentos para conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília, DF. 216p

Impresso no Brasil
Printed in Brazil

Sumário

Prefácio	7
1 Espécies, ecossistemas, paisagens e serviços ambientais: uma estratégia espacial integradora para orientar os esforços de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica André A. Cunha, Fátima B. Guedes, Ingrid Prem, Fernando Tatagiba e Roberto B. Cavalcanti	
1. Introdução.....	11
2. A distribuição da biodiversidade na Mata Atlântica.....	15
3. Mapeamentos para a conservação e recuperação da Mata Atlântica.....	18
4. Novas abordagens para orientar ações de conservação e recuperação da biodiversidade	22
5. Estratégia Espacial para a Conservação e Recuperação da Biodiversidade na Mata Atlântica	23
5.1. Camadas iniciais da Estratégia Espacial para a Conservação e Recuperação da Biodiversidade na Mata Atlântica	26
5.2. Camada biodiversidade – áreas para a conservação de espécies endêmicas e ameaçadas.....	26
5.3. Camada conectividade e resiliência - paisagens para recuperação da vegetação nativa.....	26
5.4. Camada biomassa, áreas para a manutenção e aumento dos estoques de carbono na vegetação nativa.....	27
5.5. Camada vulnerabilidade de ecossistemas e espécies as mudanças climáticas	27
6. Aplicação dos resultados da Estratégia Espacial para a Conservação e Recuperação da Mata Atlântica.....	27
Referências.....	28
2 Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica Leandro R. Tambosi, Alexandre C. Martensen, Milton Cezar Ribeiro e Jean Paul Metzger	
1. Introdução.....	33
2. A teoria dos grafos.....	34
3. Metodologia	36
3.1. Dados usados nas análises.....	36
3.2. Cálculo dos atributos das paisagens da Mata Atlântica.....	37
3.3. Classificação das paisagens da Mata Atlântica.....	38
3.4. Identificação dos gargalos de conectividade	39
3.5. Áreas protegidas para recuperação indicadas pelo PACTO.....	43
3.5.1. Paisagens prioritárias para a recuperação da Mata Atlântica.....	43
3.6. Resultados.....	44
4. Considerações finais	60
Referências	61

3 Avaliação das abordagens e iniciativas de priorização de ações para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica

Adriano P. Paglia

1.	Introdução.....	85
2.	Iniciativas de priorização da conservação da biodiversidade na Mata Atlântica	86
2.1.	Áreas prioritárias da Mata Atlântica do Nordeste – 1993	86
2.2.	Áreas prioritárias da Mata Atlântica e Campos Sulinos – 2002	87
2.3.	Visão de biodiversidade da ecorregião Florestas do Alto Paraná – 2003.....	90
2.4.	Análise de lacunas para a conservação na Mata Atlântica – 2004	93
2.5.	Sítios da Aliança para Extinção Zero (AZE) – 2005	94
2.6.	Sítios da Aliança Brasileira para Extinção Zero (BAZE) – 2005	97
2.7.	Corredores ecológicos e corredores de biodiversidade – 2005.....	100
2.8.	Revisão das áreas prioritárias da Mata Atlântica - 2006/2007.....	101
2.9.	Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade em Minas Gerais – 2005	105
2.10.	Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade no Espírito Santo – 2005.....	108
2.11.	Áreas importantes para a conservação de aves – 2006	111
2.12.	Plano de ação para a conservação da biodiversidade do sul da Bahia – 2006.....	114
2.13.	Áreas insubstituíveis para a conservação da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais e Bahia – 2008	115
2.14.	Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo – 2008	118
2.15.	Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade no estado do Paraná – 2009.....	121
2.16.	Estratégias para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro – 2009	123
2.17.	Áreas-chaves para a biodiversidade de vertebrados – 2009.....	128
2.18.	Áreas-chaves para espécies raras e fanerógamas – 2009	129
2.19.	Visão de biodiversidade da ecorregião Serra do Mar – 2011	130
3.	Considerações finais	133
	Referências	134

4 Estratégias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica incorporando múltiplas iniciativas e escalas

Milton Cezar Ribeiro, Adriano P. Paglia, Alexandre C. Martensen, André A. Cunha, Bruno D. Borges, Fátima B. Guedes, Ingrid Prem, Jean Paul Metzger, John Wesley Ribeiro, Mauro Galetti, Rodrigo Bernardo e Yuri B. Salmona

1.	Contextualização.....	137
2.	Experiências anteriores de priorização de áreas.....	138
3.	Camadas de informações de múltiplas iniciativas e para várias extensões e escalas espaciais	139
3.1.	Grupo 1 – Estratégias focadas em espécies ameaçadas.....	139
3.2.	Grupo 2 – Estratégias com dados biológicos em ampla escala	139
3.3.	Grupo 3 – Paisagem para conservação e unidades de conservação	139
3.4.	Classificação das camadas em notas de prioridade.....	141
4.	Integração das múltiplas iniciativas e escalas	150
4.1.	Reclassificação final e estatísticas.....	152
5.	Resultados dos remanescentes prioritários para conservação da biodiversidade, considerando as múltiplas iniciativas e escalas	152

6.	Discussão dos resultados com vistas a subsidiar o planejamento e a aplicação de instrumentos legais para a proteção na Mata Atlântica	162
7.	Considerações finais	163
	Referências.....	164
5	Métodos <i>in situ</i> para o monitoramento dos estoques de carbono da Mata Atlântica	
	Thiago Metzker, Tereza C. Spósito, Britaldo S. Filho, Jorge A. Ahumada, Queila S. Garcia, Christiane G. Dall’Aglio-Holvorcem e Natalie Unterstell	
1.	Introdução.....	167
2.	Medição, comunicação e verificação.....	169
3.	Um protocolo para monitoramento de carbono florestal utilizando parcelas de monitoramento permanente	170
3.1.	Técnicas de geoprocessamento para a seleção de áreas-alvos.....	170
3.2.	Seleção de áreas-alvos	171
3.3.	Implantação das PMPs em campo	172
3.4.	Marcação de árvores.....	172
3.5.	Censo e recenseamento.....	174
3.6.	Estimativas de biomassa e estoques de carbono	174
4.	Iniciativas de carbono florestal na Mata Atlântica.....	178
	Referências.....	179
6	Uso de sensoriamento remoto para a identificação de áreas elegíveis para projetos de carbono na Mata Atlântica	
	Luiz Paulo Pinto, Marilia Borgo, Milena Ribeiro, Pedro Castro e Regiane Kock	
1.	Introdução.....	183
2.	Identificação de áreas elegíveis para projetos de carbono – mercado voluntário	184
3.	Procedimentos de sensoriamento remoto para definição de áreas elegíveis	186
3.1.	Análise multitemporal e processamento dos dados	187
3.2.	Avaliação.....	189
4.	Áreas elegíveis para projetos florestais de carbono no âmbito da Floresta Atlântica.....	190
5.	Áreas elegíveis x áreas potenciais para projetos de carbono	193
6.	O monitoramento da restauração e o PACTO	194
	Referências.....	197
7	Perspectivas para a integração de dados e uso de sistemas de informação geográfica e da ecologia de paisagens para a tomada de decisão sobre a conservação e recuperação da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira	
	André A. Cunha, Fátima B. Guedes, Ingrid Prem, Adriana P. Bayma, Natalie Unterstell e Roberto B. Cavalcanti	
1.	Introdução.....	201
2.	Integração com dados da biodiversidade <i>in situ</i>	202
3.	Integração com iniciativas de ordenamento territorial	205
4.	Integração com iniciativas de pagamento por serviços ambientais	209
5.	Contribuições à tomada de decisão e cumprimento de metas nacionais e internacionais de conservação, recuperação e monitoramento da biodiversidade brasileira.....	210
	Referências.....	212
	Lista de Autores.....	214



Os muriquis (*Brachyteles* spp) são endêmicos da Mata Atlântica, e os maiores macacos das Américas. Antes abundantes, as duas espécies (*B. hypoxanthus* e *B. arachnoides*) encontram-se Criticamente Em Perigo de extinção nos estados onde ocorrem, contando com pouco mais de 1.000 indivíduos na natureza. Além da proteção contra a caça, a viabilidade dessas espécies depende do aumento da conectividade entre os fragmentos florestais, permitindo o fluxo genético. (Foto: José Caldas)

Prefácio

O livro **“Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas”** traz inovação extremamente interessante ao desafio de identificar áreas prioritárias para conservar e restaurar a cobertura vegetal da Mata Atlântica, orientando a realização de medidas de mitigação e adaptação às mudanças climáticas, especialmente aquelas que seguem uma abordagem ecossistêmica.

A Mata Atlântica é reconhecida como uma das regiões de maior diversidade biológica do planeta, detentora de elevada taxa de endemismos, constituindo, por isso, uma das prioridades para a conservação em todo o mundo. No entanto, suas diversas paisagens se encontram drasticamente degradadas e fragmentadas em decorrência do processo de ocupação do território nacional ocorrido ao longo dos últimos cinco séculos. Segundo estudos do Ibama, dos 1,3 milhão de quilômetros quadrados originais, restam cerca de 26% de sua cobertura vegetal nativa, dispersos sob a forma de pequenos fragmentos, isolados e cercados por áreas antropizadas, com algumas manchas extensas de mata contínua situadas particularmente na Região Sudeste.

Os levantamentos existentes apontam que a maior parte desses remanescentes se encontra em propriedades privadas, principalmente em reservas legais e áreas de preservação permanente. Ao mesmo tempo, de acordo com Cunha *et al*, apesar de a cobertura por unidades de conservação abranger cerca de 9,4 milhões de hectares, ou 9% da área da Mata Atlântica, essa superfície não corresponde de fato a remanescentes de vegetação, já que quase dois terços desse total estão em unidades de uso sustentável, majoritariamente em categorias que admitem outros usos do solo, como pastagens, agricultura e inclusive zonas urbanas. Porém, embora extremamente degradados e fragmentados, esses habitats ainda sustentam elevada riqueza de espécies.

Nas últimas décadas, avanços expressivos foram obtidos visando a conservação e o uso sustentável da Mata Atlântica, como a ampliação da cobertura de áreas protegidas e a promulgação da Lei 11.428/2006, conhecida como Lei da Mata Atlântica. Centenas de novas espécies foram descritas e estudos inéditos sobre os efeitos adversos da fragmentação sobre as comunidades biológicas foram realizados. Ao mesmo tempo, ocorreram diversos esforços para identificar áreas importantes para a conservação e recuperação da biodiversidade na região, visando apontar prioridades e otimizar os escassos recursos destinados a esse fim. Esse conjunto constitui uma base essencial para apoiar os tomadores de decisão já que, diante do atual cenário que caracteriza a Mata Atlântica, não basta identificar e proteger os remanescentes estratégicos para a sobrevivência das espécies e a manutenção dos ecossistemas, dado que o tamanho reduzido e o grau de isolamento dos fragmentos existentes não asseguram a conser-

vação de sua biodiversidade. Para viabilizar a persistência das populações de plantas e animais silvestres e dos serviços ecossistêmicos é fundamental promover ações de restauração florestal visando o aumento da conectividade dos remanescentes, manejando a paisagem de forma a incrementar o fluxo biológico. Ou seja, é igualmente importante identificar áreas estratégicas para a recuperação e restauração da vegetação nativa da Mata Atlântica, incorporando medidas de enfrentamento às mudanças climáticas e compatibilizando essas ações com os planos de desenvolvimento social e econômico do país.

A série de estudos e mapeamentos reunidos nesta publicação busca contemplar esta abordagem. Valendo-se de avanços recentes nas áreas de ecologia de paisagens, sistemas de informação geográfica e sensoriamento remoto, pretendem subsidiar ações de proteção da biodiversidade por meio de abordagens espaciais integradas, que levam em consideração não apenas os dados sobre as espécies, mas também informações sobre as manchas de remanescentes florestais, os diferentes tipos de uso do solo, as áreas protegidas e os diversos tipos de pressões incidentes sobre a biota nativa. Sua finalidade é contribuir para a formulação de estratégias que abordem a conservação ao nível da paisagem, de forma que o planejamento do manejo do território integre os objetivos de conservação da biodiversidade aos diferentes tipos de uso do solo.

O primeiro dos estudos aqui publicados buscou identificar quais as melhores áreas da Mata Atlântica para receber investimentos destinados à sua recuperação para incrementar a conectividade entre os fragmentos e as unidades de conservação. Utilizando a teoria dos grafos, sistemas de informação geográfica e se valendo de trabalhos anteriores sobre a situação da cobertura vegetal e áreas da Mata Atlântica indicadas para ações de recuperação, Tambosi *et al* apontam aquelas áreas com maior potencial de recuperação da conectividade, visando o incremento do fluxo biológico.

A compilação do histórico das iniciativas de priorização de áreas para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica realizadas no Brasil, tanto governamentais quanto não-governamentais, é o objeto de um dos estudos presentes neste volume. Desenvolvido por Paglia a partir de demanda do Projeto Proteção da Mata Atlântica II, do Ministério do Meio Ambiente, apoiado pela agência de cooperação alemã (GIZ), esse estudo traz uma análise crítica dos processos e resultados de 20 exercícios de priorização de áreas para conservação da biodiversidade na Mata Atlântica, realizados entre 1993 e 2011. Essas iniciativas foram utilizadas em outro trabalho aqui publicado e, integrando seus resultados, Ribeiro *et al* identificaram o que definem como áreas estratégicas para a conservação da biodiversidade. O mapa final desse esforço constitui um importante subsídio para o planejamento de políticas públicas e para incentivos a projetos de conservação, recuperação e uso sustentável da biodiversidade da Mata Atlântica.

Atento ao potencial e à demanda por recuperação florestal incidente sobre a Mata Atlântica, um dos trabalhos aqui presentes, realizado por Metzker *et al*, detalha uma metodologia para estimativas de biomassa e estoques de carbono *in situ*, baseada em partes de um protocolo que monitora sítios de projetos de carbono florestal em diversos países tropicais. Projetos de carbono florestal na Mata Atlântica são também o objeto de outro estudo presente neste volume, desenvolvido por Pinto *et al*. Com base em análises espaciais e no uso de sensoriamento remoto, tal estudo buscou estabelecer um método capaz de identificar e priorizar áreas com potencial para o sequestro de carbono, seja por meio de iniciativas de restauração florestal seja por meio de projetos de pagamento por serviços ambientais relacionados à mitigação da mudança climática.

Diante dos desafios trazidos pela mudança climática e da necessidade de recuperar milhões de hectares de matas e regularizar a situação ambiental de milhares de propriedades rurais, conforme estabelece o Código Florestal, as metodologias e conhecimentos aqui apresentados constituem uma referência fundamental para subsidiar uma estratégia espacial que promova ações integradas de conservação e recuperação da biodiversidade, considerando a complexidade das paisagens atuais que compõem a Mata Atlântica. Desta forma, esta publicação se destina especialmente aos formuladores de políticas e projetos, tomadores de decisão e gestores ambientais, cujas atividades se relacionam com a conservação, restauração, o uso ou manejo de paisagens da Mata Atlântica.

O esforço para a realização desta publicação mobilizou alguns dos mais importantes pesquisadores da conservação, brasileiros e de outras nacionalidades, além de técnicos do Ministério do Meio Ambiente e de organizações conservacionistas, aos quais devemos nossa gratidão. Agradecimento especial deve ser dado ao Governo da Alemanha, que por meio do Ministério da Cooperação e Desenvolvimento Econômico (BMZ) e do Ministério do Meio Ambiente, da Proteção da Natureza e da Segurança Nuclear (BMU) vem há mais de duas décadas juntando esforços às iniciativas do Governo Brasileiro em prol da conservação, recuperação e uso sustentável da Mata Atlântica.

Izabella Mônica Vieira Teixeira
Ministra do Meio Ambiente



A região da Serra dos Órgãos, RJ, é um dos locais mais importantes do mundo para a conservação da biodiversidade, particularmente das aves. É ameaçada por diversos tipos de degradação, incluindo a expansão urbana e industrial. Através da ação integrada pelo Mosaico Central Fluminense os gestores das UCs dessa região vem conseguindo resultados importantes para enfrentar as ameaças à biodiversidade, mesmo com recursos humanos e financeiros escassos. (Foto: André A. Cunha).

Capítulo 1

Espécies, ecossistemas, paisagens e serviços ambientais: uma estratégia espacial integradora para orientar os esforços de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica

Autores: André A. Cunha, Fátima B. Guedes, Ingrid Prem, Fernando Tatagiba e Roberto B. Cavalcanti

1. Introdução

A Mata Atlântica é uma das regiões mais importantes para a conservação da biodiversidade no mundo. A combinação de alta riqueza de espécies e elevado número de espécies endêmicas, junto ao avançado estágio de degradação, fazem com que esta região seja classificada como um das áreas mais urgentes para a conservação da biodiversidade em todo o planeta. A Mata Atlântica é um complexo mosaico de diferentes formações florestais e ecossistemas associados, como as restingas, manguezais e campos de altitude, que se estende por quase 30 graus de latitude, e com relevos diversos, desde as planícies, planaltos e cânions do sul do Brasil passando pelos mares de morros e escarpas do sudeste, chegando aos brejos de altitude e as hoje raras florestas de terras baixas do nordeste. O relevo da Mata Atlântica é em grande parte responsável por sua biodiversidade única, com altitudes variando desde o nível do mar até mais de 2.700 metros de altitude.

Esse complexo abriga comunidades biológicas altamente ricas e diversificadas. Nela são encontradas cerca de 20.000 espécies de plantas, além de 934 espécies de aves, 456 espécies de anfíbios, 311 espécies de répteis, cerca de 350 espécies de peixes de água doce (www.conservation.org, acessado em 04 de abril de 2013), e 270 de mamíferos (Paglia et al, 2012). Além dessas espécies já descritas, sabe-se que existem inúmeras outras ain-

da não catalogadas pela ciência. Novas espécies continuam a ser descobertas, inclusive em grupos muito bem conhecidos e estudados; somente na década de 1990, 13 novas espécies de aves foram descritas para a região (Brooks e Rylands, 2003). Além disso, ainda desconhecemos boa parte da biodiversidade da Mata Atlântica; por exemplo, um estudo recente estimou que podem existir até 13 milhões de espécies de bactérias associadas às folhas das árvores da Mata Atlântica (Lambais et al., 2006).

Historicamente, a área ocupada pela Mata Atlântica se estendia por aproximadamente 1,3 milhões de quilômetros quadrados, em 17 estados do território brasileiro, aproximadamente 15% do território nacional, além de avançar em porções da Argentina e Paraguai. Hoje está reduzida a aproximadamente 26% desta cobertura original, mas a maioria em pequenos fragmentos, em níveis avançados de degradação, pulverizados e isolados em paisagens antropizadas (CSR/Ibama, 2010). Estima-se, ainda, que apenas cerca de 8% da área histórica esteja contida em fragmentos florestais bem preservados, acima de 100 hectares¹. Apesar de intensamente degradada, a região ainda abriga uma das maiores concentrações de espécies por metro quadrado do planeta. Como exemplo disso, um estudo realizado na Serra do Conduru, na Bahia, identificou mais de 450 espécies de árvores

¹ Informação extraída de <http://www.sosma.org.br/5697/sos-mata-atlantica-e-inpe-divulgam-dados-do-atlas-dos-remanescentes-florestais-da-mata-atlantica-no-periodo-de-2010-a-2011/>.

por hectare – o que representa a maior riqueza de árvores já registrada, quando comparado a qualquer floresta do Brasil, e provavelmente do mundo (Thomas et al., 1998). Além disso, os remanescentes de Mata Atlântica, proporcionam serviços ambientais fundamentais para a sobrevivência de cerca de 120 milhões de pessoas que vivem nessa região. Entre tais serviços está a regulação do fluxo e qualidade dos mananciais hídricos, a manutenção da fertilidade do solo, as belezas cênicas, a contribuição ao equilíbrio climático e proteção de escarpas e encostas das serras, oferta de produtos da sociobiodiversidade, além da biodiversidade por si só e por abrigar um patrimônio histórico e cultural também riquíssimo (Guedes e Seehusan, 2011).

Neste cenário, as áreas protegidas, como as unidades de conservação e as terras indígenas, são instrumentos importantes para a manutenção de amostras representativas da diversidade biológica e cultural da Mata Atlântica. Atualmente, cerca de 3,3 milhões de hectares, ou 2,5% da área da Mata Atlântica está protegida em unidades de conservação de proteção integral, principalmente em parques nacionais e estaduais, e outros 6,1 milhões de hectares em categorias de unidades de conservação de uso sustentável, o que representa 6,1% da área historicamente ocupada pelas florestas e ecossistemas associados, majoritariamente em Áreas de Proteção Ambiental (MMA, Funai, TNC e GIZ, 2011). Apesar de a cobertura total de unidades de conservação atingir quase 9% da área da Mata Atlântica, este valor não corresponde apenas a áreas com remanescentes da vegetação, já que algumas UC, particularmente as de uso sustentável, incluem áreas com tipos antrópicos de cobertura do solo, como pastagens, cultivos, e até zonas urbanas. Considerando a cobertura limitada dessas áreas protegidas, embora fundamentais para a persistência das espécies e a manutenção dos serviços ecossistêmicos, é consenso que esses territórios por si só não são suficientes para atender a estratégias robustas para conservação e restauração da biodiversidade a longo prazo e a manutenção dos serviços que prestam.

Na Mata Atlântica, a maior parte dos remanescentes está em propriedades privadas e grande parte destes, em reservas legais e áreas de pre-

servação permanentes, nas quais a manutenção da cobertura vegetal nativa e a efetiva contribuição para conservação da biodiversidade depende em grande parte da sensibilização dos proprietários sobre um manejo que concilie a sustentabilidade financeira à ambiental e social. Além disso, a matriz de uso do solo no entorno influencia de forma determinante a manutenção e a viabilidade das espécies e o funcionamento dos ecossistemas dentro das áreas protegidas, particularmente na Mata Atlântica. Assim, é fundamental que as estratégias de conservação incluam uma abordagem de paisagem, permitindo planejar e manejar o território integrando os diferentes tipos de uso do solo de forma a coordenar as paisagens antrópicas com os objetivos de conservação da biodiversidade, incluindo nesse processo ações de restauração florestal visando o aumento da conectividade dos remanescentes, vital para a manutenção da biodiversidade que ainda persiste na Mata Atlântica. Um planejamento estratégico e o uso de ferramentas adequadas, como os sistemas de informação geográfica, permite otimizar os recursos investidos, alcançando maior sucesso nas ações de conservação e restauração.

Na segunda metade do século passado, surgiu o movimento conservacionista do Brasil, em grande parte resultado da mobilização da sociedade a partir do avançado estágio de degradação dos recursos naturais e as tendências de destruição na Mata Atlântica. Essa mobilização social e o desenvolvimento científico culminou na elaboração de uma lei (Lei no 11.428/2006) e um decreto (Decreto no 6.660/2008), além de outras regulamentações específicas para a Mata Atlântica, que protegem e regulam o uso de todos os remanescentes de vegetação nativa, considerando sua importância e seu estado de degradação. No entanto, ainda é necessário avançar mais para garantir resultados efetivos de conservação, não apenas em termos de legislação, mas principalmente na implementação de ações práticas de conservação e restauração *in situ*.

A partir da década de 1990, foram desenvolvidas diversas iniciativas para a identificação de áreas importantes para a conservação e recuperação da biodiversidade na região, buscando apontar áreas mais urgentes e otimizar os investimen-

tos, rotineiramente escassos para as ações de conservação. Mais de uma dezena de mapas foram propostos para diferentes regiões ou para a Mata Atlântica como um todo, apontando áreas urgentes para salvaguardar áreas com biodiversidade e espécies únicas, muitas no limiar da extinção (Brooks e Rylands, 2003, Paglia e Fonseca, 2009). Todas essas iniciativas são relevantes e têm um objetivo, em geral similar, de identificar áreas extraordinariamente importantes para a conservação da biodiversidade, com uma concentração única de riqueza de espécies, espécies ameaçadas, endêmicas e, em alguns casos, com indicadores sociais. Logo, o maior desafio no momento é pensar como integrar os resultados existentes, assim como associar abordagens inovadoras e complementares para subsidiar a tomada de decisão em ações práticas de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica. Para essa integração, é igualmente importante atentar para a descrição de métodos e dados de forma detalhada, visando à disponibilização destes, permitindo a replicação em outros contextos espaciais, no Brasil e no mundo.

Atualmente, as estratégias de planejamento e zoneamento territorial devem ser construídas de forma participativa integrando diferentes setores da sociedade e atendendo a demandas distintas, desde a delimitação de áreas para crescimento urbano, cultivos e outros usos antrópicos até a conservação da biodiversidade, incluindo as espécies, ecossistemas e seus serviços. O desenvolvimento de ferramentas de análises espaciais permite a integração de informações de diferentes áreas do conhecimento, assim como a atualização constante dos dados e das abordagens metodológicas. A partir da espacialização dos elementos da biodiversidade é possível não só identificar os padrões e a dinâmica de distribui-

ção das espécies e processos ecossistêmicos, mas também compreender os processos relacionados aos padrões espaciais. O uso de ferramentas espaciais permite não só compreender a biodiversidade e os fatores que a promovem e a degradam, mas principalmente traçar estratégias que busquem atender aos objetivos de conservação da biodiversidade e do desenvolvimento socioeconômico, respeitando as distintas prioridades. As abordagens espaciais permitem inclusive a projeção, para o futuro ou passado, de cenários específicos, facilitando o planejamento a médio e longo prazo, levando em conta a influência de outros processos na biodiversidade, como as mudanças climáticas globais.

Este capítulo introdutório visa apresentar brevemente a riqueza e a heterogeneidade da Mata Atlântica, destacar a importância do uso de sistemas de informação geográfica para o planejamento em conservação e restauração desta região e as novas abordagens da ecologia espacial para auxiliar a tomada de decisão nesse tema. Além disso, apresentamos o escopo geral da iniciativa denominada “Estratégia Espacial para a Conservação e Recuperação da Mata Atlântica Brasileira”, coordenada pelo Ministério do Meio Ambiente, através da Secretaria de Biodiversidade e Florestas, com a contribuição de parceiros da Cooperação Alemã Sustentável, por meio da Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GIZ), e de pesquisadores de universidades brasileiras, cujo objetivo principal é congrega, coordenar e disponibilizar soluções espaciais, ou mapeamentos, de áreas estratégicas para a conservação e restauração da biodiversidade em nível regional na Mata Atlântica. Desta forma, pretende-se também possibilitar a replicação, com os ajustes necessários, dessa abordagem outras regiões no Brasil e no exterior.

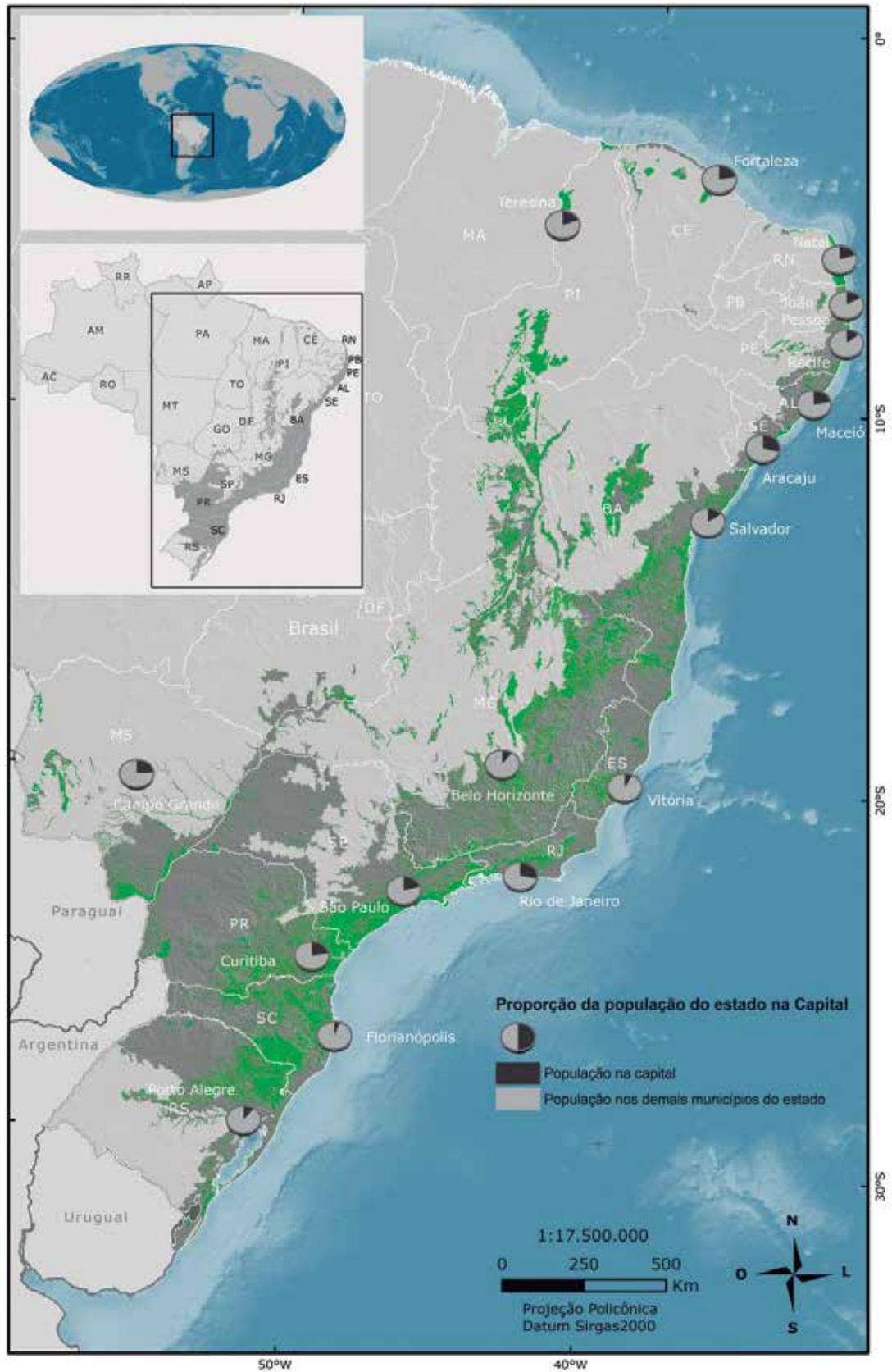


Figura 1 – Localização da Mata Atlântica no Brasil e no mundo. Limite de acordo com o Mapa da Área de Aplicação da Lei 11.428/06 – Lei da Mata Atlântica (IBGE, 2012). Em verde, aparecem os remanescentes de habitat, de acordo com os dados do Centro de Sensoriamento Remoto do Ibama, de 2009. Dados da população humana a partir do censo do IBGE de 2000.

2. A distribuição da biodiversidade na Mata Atlântica

A Mata Atlântica é uma região mundialmente conhecida pela elevada riqueza e endemismos de espécies, assim como pela intensa destruição, fragmentação e degradação do habitat, resultando em um elevado número de espécies em risco de extinção (Mittermeier et al., 2004; Tabarelli et al., 2003, Paglia et al, 2012). No entanto, a biodiversidade não está uniformemente distribuída ao longo de toda esta região. A diversidade da Mata Atlântica é extremamente elevada e está relacionada à heterogeneidade ambiental atual e histórica. Esta região engloba tipos vegetacionais muito díspares (Rizzini, 1979), com uma complexa história biogeográfica ao longo do período Quaternário (Ab'Saber, 2003). A evolução da rica biota atual da Mata Atlântica é atribuída majoritariamente às oscilações climáticas do final do Terciário e Pleistoceno, nos últimos dois milhões de anos, que causaram intensas flutuações ambientais, mudanças na distribuição das grandes formações da vegetação e das espécies e isolamento de refúgios de habitat, particularmente importantes para a diversificação da biodiversidade nessa região (Prance, 1982). A teoria dos refúgios (Haffer, 1969; Vanzolini, 1970) explica em grande parte a composição da biota moderna da Mata Atlântica, a partir da expansão e retração alternada das vegetações florestais e campestres ao longo do quaternário (Bigarella e Andrade-Lima, 1982; Kinzey, 1982; Brown, 1987; Haffer, 1987; Prance, 1987; Pires et al., 2000; Silva et al., 2004; Carnaval et al., 2009).

No entanto, a resposta de cada táxon frente às mesmas oscilações climáticas é diferente (Prance, 1982) e a biota atual de uma região, e especificamente da região neotropical, em particular a da Mata Atlântica, é o resultado da sobreposição da distribuição de espécies com distintas histórias evolutivas. Táxons vivendo em um mesmo local dificilmente compartilham a mesma história biogeográfica (Brown, 2004). Ou seja, as espécies que hoje habitam a Mata Atlântica evoluíram em diferentes tempos geológicos e se formaram a partir de diferentes processos evolutivos. A compreensão desta complexa história da formação da biota neotropical, e em particular da Mata Atlântica, é prejudicada devido à intensa destruição e frag-

mentação das florestas neotropicais nos últimos séculos, particularmente em locais onde a composição e distribuição da biota são pouco conhecidas, como as florestas do nordeste do Brasil (Coimbra-Filho e Câmara, 1996), levando a diminuição dos limites da cobertura histórica (pré-colonização europeia) das fitofisionomias e da distribuição das espécies. Nesse contexto histórico, o mapeamento da distribuição da diversidade biológica é fundamental para traçar estratégias acuradas, identificando os alvos mais estratégicos para as ações de conservação e restauração da biodiversidade.

Historicamente, os padrões de distribuição e os processos que geram, mantêm e extinguem a diversidade biológica sempre foram mais bem compreendidos quando relacionados aos fatores geográficos. Desde os estudos iniciais sobre a diversidade biológica, os historiadores naturais destacam a importância da relação entre os organismos e os ambientes onde vivem para compreender os padrões e os processos que explicam a variação da diversidade biológica, bem como a formação de novas espécies. A compreensão da distribuição geográfica da diversidade biológica permitiu grandes avanços no conhecimento sobre como a biodiversidade se organiza e é mantida. O mapeamento da distribuição de grupos biológicos possibilitou, por exemplo, identificar áreas com elevada riqueza de espécies ou com concentração de espécies endêmicas, como os centros de endemismo formados a partir dos refúgios do Pleistoceno (Brown, 1982) na Mata Atlântica, e assim, inferir processos geradores e mantenedores da diversidade biológica nos neotrópicos. Empiricamente, desde a década de 1970, as diretrizes e as políticas públicas para a conservação da natureza consideram a espacialização dos organismos, as características geomorfoclimáticas do ambiente e a influência antrópica nos ecossistemas e espécies, para o planejamento da conservação. O uso de informações georeferenciadas tem sido uma ferramenta-chave para o planejamento e zoneamento, seja de regiões naturais específicas, como as áreas protegidas, ou de paisagens e regiões mais amplas, como municípios, regiões, estados ou outros tipos de delimitação geopolítica ou administrativa como, por exemplo, os corredores ecológicos (Ayres et al., 2005). Assim, o uso de abordagens e ferramentas da geografia para a compreensão e

gestão da biodiversidade é uma prática antiga e que cada vez mais ganha força, entre outros motivos, devido a sua eficácia para responder tanto às questões acadêmicas quanto às questões práticas da conservação, e ainda devido à alta capacidade de comunicabilidade dos mapas resultantes.

Estratégias para a conservação da biodiversidade devem levar em conta a heterogeneidade ambiental, a elevada diversidade biológica e também a história, tendência e forma da ocupação humana, de conversão e uso do solo, e os contextos socioambientais, incluindo aspectos culturais e econômicos que são muito díspares entre os estados e regiões geopolíticas da Mata Atlântica. Desta forma, a Mata Atlântica não deve ser considerada como um alvo homogêneo nas estratégias de conservação. É necessário monitorar os avanços, planejar e executar as políticas para a conservação da biodiversidade de acordo com os atributos ambientais e contextos socioeconômicos de cada região.

A condição de uma das áreas com maior diversidade biológica do planeta só foi possível devido à evolução de milhões de espécies com diferentes atributos ecológicos ao longo de centenas de milhares a milhões de anos em um ambiente em constante mudança, no tempo e no espaço. A elevada heterogeneidade da Mata Atlântica pode ser

percebida desde os diferentes microclimas do solo ao dossel de uma floresta até os diferentes ambientes em uma mesma fitofisionomia, em uma paisagem, ou entre os grandes ecossistemas e tipos de vegetação. Desde as hoje raras florestas de baixa- da do nordeste e os Brejos de Altitude e Florestas Secas do São Francisco, passando pelas Florestas Ombrófilas Densas, os pulverizados fragmentos das Florestas Semidecíduas, mangues, restingas e campos rupestres do sudeste, além dos canyons, campos e estepes do sul do Brasil e a hoje escassa e pouco protegida Mata de Araucária, a Mata Atlântica é um complexo de heterogeneidade singular em condições abióticas e bióticas.

Na Mata Atlântica, a abordagem de ecorregiões (Olson et al., 2001), que, nesse caso, foi construída em grande parte com base no Mapa de Vegetação do Brasil (Brasil, 1993, 2004, figura 2), propõe em escala mais fina unidades biogeográficas para o mapeamento da biodiversidade global. A área ocupada pela Mata Atlântica, segundo Olson e colaboradores (2001), poderia ser dividida em 12 ecorregiões, além de porções da Caatinga, Cerrado e Savanas Uruguaias. Posteriormente, com base em endemismos de vertebrados, foi proposto o agrupamento e a subdivisão dessas 12 ecorregiões em oito biorregiões (Silva e Casteleti, 2003).

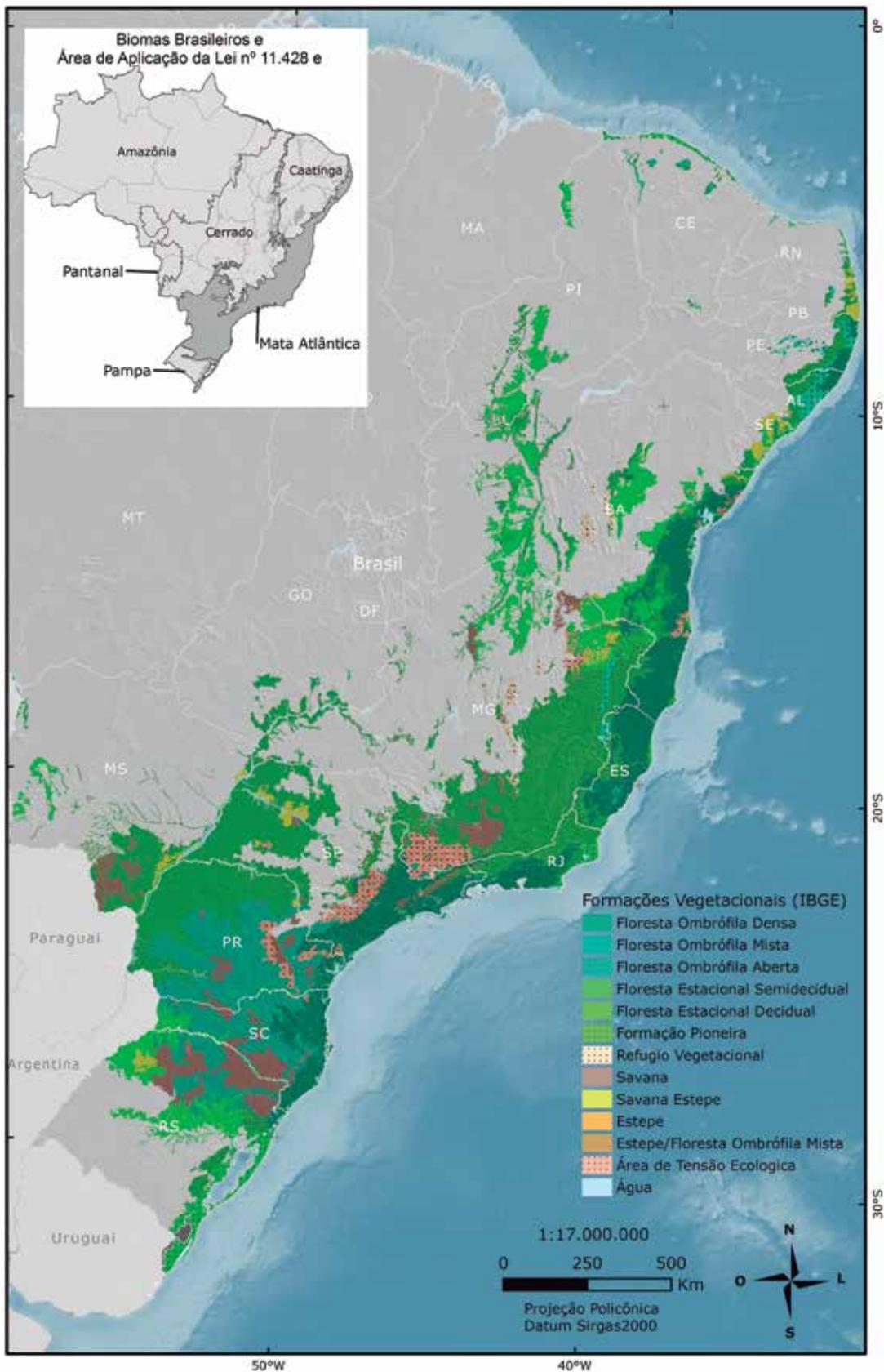


Figura 2 - As fisionomias vegetacionais ou tipos de vegetação de acordo com o IBGE (2004) na Mata Atlântica brasileira. Note no mapa menor o limite dos biomas brasileiros delimitados pela linha sólida e a área de aplicação da Lei 11.428/06, ou Lei da Mata Atlântica, que abrange as manchas de florestas e ecossistemas associados característicos da Mata Atlântica também em outros biomas.

Ribeiro et al (2009), com base em dados do mapeamento da Fundação SOS Mata Atlântica, estima que exista entre 12% e 16% do território total da Mata Atlântica ocupado por remanescentes da vegetação nativa, incluindo fragmentos menores que três hectares e considerando os ecossistemas que compõe a Mata Atlântica em toda a sua abrangência, ou de 22% a 26%, considerando outro levantamento com base no limite do bioma Mata Atlântica (Cruz e Vicens, 2007). A área restante foi convertida em paisagens antrópicas, principalmente em pastagens e agricultura. O habitat remanescente está extremamente fragmentado e degradado (Ribeiro et al., 2009), mas ainda suporta elevada riqueza de espécies (Fonseca et al., 2009, Pardini et al., 2009, Vieira et al., 2009). No entanto, as populações de muitas espécies, particularmente aquelas exigentes, como grandes vertebrados, onças, antas, porcos do mato, aves de rapina, já não são viáveis na maioria das paisagens (Galetti et al., 2009). Além disso, considerando o avanço da perda, fragmentação e a degradação dos remanescentes da Mata Atlântica, muitas espécies encontram-se no limiar da extinção e, caso medidas urgentes de conservação e manejo dos habitats e das espécies não sejam tomadas pelos diversos setores da sociedade, a extinção será inevitável. Estima-se que exista um lapso de tempo entre a perda de hábitat e a consequente perda de espécies e, na Mata Atlântica, ainda estaríamos nesse intervalo de tempo. Ou seja, podemos ativamente estimular ações de conservação e recuperação para reverter esta tendência de extinção ou, caso não consigamos avançar satisfatoriamente,

a perda de espécies seria avassaladora e obviamente irreversível (Brooks e Balmford, 1996). Nas últimas décadas, muito se avançou como, por exemplo, na definição de planos de ação para a conservação de espécies ameaçadas, conduzidos pelo ICMBio (<http://www.icmbio.gov.br>, acessado em 04 de abril de 2013); mas o risco de extinções e a perda de habitat ainda são um grande desafio. Logo, as estratégias para conservação e restauração da Mata Atlântica devem considerar a singularidade ecológica e biogeográfica de cada parte deste vasto território, pesando a contribuição potencial e efetiva para a conservação de populações, espécies, serviços ecossistêmicos e para o bem-estar das populações humanas locais.

3. Mapeamentos para a conservação e recuperação da Mata Atlântica

Tendo em vista a necessidade de otimizar os esforços para a conservação e restauração da biodiversidade, frente aos recursos financeiros e humanos sempre escassos para este fim, os governos, organismos não-governamentais, comitês e agências globais e internacionais concordam sobre a importância de se identificar áreas e temas focais ou estratégicos para priorizar as ações e, conseqüentemente, o investimento de recursos, buscando a melhor relação entre o custo das táticas e atuação e o benefício gerado para a conservação das espécies e serviços ecossistêmicos.

Conceitos em recuperação e restauração de áreas degradadas

Por Fernando Tatagiba

A base teórica para as ações necessárias ao estabelecimento de conectividade entre remanescentes da Mata Atlântica estão fundamentadas na ecologia da restauração. Ao longo desta publicação, assim como em diversos textos acadêmicos, científicos e instrumentos legais, são utilizados termos que, apesar de apoiados pela ecologia da restauração, traduzem práticas distintas.

Com vistas a orientar a leitura e aplicação desta publicação de instrumentos legais afetos ao tema, re-produzimos abaixo alguns dos termos mais recorrentes, com os respectivos significados. Os conceitos foram extraídos da Lei do SNUC (9.985/2000), do Decreto 7.830/2012, além do glossário desenvolvido por Aronson e colaboradores (2011). Devemos considerar também que alguns autores utilizam o termo “restauração” visando o objetivo final do processo, mesmo que através de ações iniciais que incluam a recuperação da vegetação.

Recomposição: restituição de ecossistema ou de comunidade biológica nativa degradada ou alterada à condição não-degradada, que pode ser diferente de sua condição original (Decreto 7830/2012);

Recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não-degradada, que pode ser diferente de sua condição original (Lei9.985/2000);

Restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original (Lei9.985/2000);

Recuperação de áreas degradadas, ou RAD (*recuperation of degraded areas*): da mesma forma que recuperação ambiental, este termo tem sido amplamente utilizado no Brasil para referir-se indistintamente a diferentes técnicas aplicáveis visando reverter a situação de um ecossistema degradado para um estado desejável, independentemente do nível de degradação. Não deveria, portanto, ser utilizado quando a discriminação da técnica se faz necessária.

Regeneração natural (*natural regeneration*): conjunto de processos pelos quais plantas se estabelecem em área a ser restaurada ou em restauração, sem que tenham sido introduzidas deliberadamente por ação humana.

Regeneração natural assistida (*assisted natural regeneration*): conjunto de intervenções planejadas que visa potencializar a regeneração natural da vegetação em uma determinada área em processo de restauração, tais como introdução de elementos atrativos da fauna dispersora de sementes, controle da herbivoria causada por formigas, controle de espécies exóticas competidoras e criação de microssítios favoráveis ao estabelecimento de espécies nativas (Cf. Restauração passiva).

Restauração ecológica (*ecological restoration*): processo e prática de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Não deve ser confundida com várias outras atividades que visam à melhoria ambiental, como reabilitação ecológica, restauração florestal, restauração de habitat, recuperação ambiental e revegetação (Cf. ecologia da restauração, restauração do capital natural).

Restauração florestal (*forest restoration*): restauração ecológica aplicada a ecossistemas florestais.

Restauração de habitat (*habitat restoration*): restauração ecológica com respeito às condições de vida de uma espécie em particular.

Restauração passiva (*passive restoration*): termo frequentemente utilizado com o significado de retorno espontâneo de um ecossistema degradado rumo a um estado ou trajetória desejável pré-existente, por meio de resiliência, sucessão ou regeneração natural, sem intervenção humana deliberada.

Revegetação (*revegetation; revegetalization*): restabelecimento de cobertura vegetal de qualquer natureza (independente de origem, forma de vida ou número de espécies) em terreno exposto.

A partir da década de 1990, houve um grande avanço em iniciativas práticas para a conservação da biodiversidade e, particularmente, na evolução de análises espaciais para subsidiar ações de conservação e restauração da biodiversidade da Mata Atlântica. Esta região é uma das áreas tropicais mais estudadas em termos dos efeitos da fragmentação florestal nas espécies e ecossistemas, além de outros temas recorrentes na teoria da biologia da conservação. Adicionalmente, é palco de intenso movimento conservacionista, iniciado ainda na década de 1970, com a acelerada degradação ambiental e por outro lado a crescente mobilização da sociedade e resposta dos governos. Recentemente, as abordagens espaciais com base em sistemas de informação geográfica (SIG) têm proporcionado à identificação de áreas estratégicas para a conservação e para a recuperação da biodiversidade (Rodrigues et al, 2004; MMA 2007a; Ribeiro et al, 2009; Joly et al, 2010).

Além de uma ferramenta cada vez mais frequente em abordagens acadêmicas, a utilização do SIG e da ecologia de paisagens para a conservação da natureza vem ganhando muito espaço nos órgãos e agências governamentais, assim como nas organizações da sociedade civil e do setor privado que lidam com os desafios da conservação e uso sustentável da biodiversidade na prática (Paese et al, 2012). Assim, diversas abordagens para a identificação de áreas importantes para a conservação, com enfoque em diferentes grupos biológicos e utilizando metodologias distintas, já foram conduzidas em diferentes escalas espaciais e regiões geográficas da Mata Atlântica.

Nas últimas duas décadas diversos esforços, com diferentes abordagens, buscaram identificar áreas importantes para a conservação da biodiversida-

de, em geral com enfoque em espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Nos últimos anos surgiram iniciativas para a identificação de áreas importantes para a recuperação e restauração florestal e áreas para restauração com vistas ao estabelecimento de corredores de habitat, principalmente em escala local. Hoje em dia, temos ainda o desafio de identificar áreas para a preservação dos serviços ecossistêmicos e incorporar medidas de enfrentamento, por mitigação e adaptação, às mudanças climáticas globais. É necessário também, ampliar as escalas de análise para ações de recuperação da vegetação nativa, permitindo um melhor planejamento da implementação de ações em escala das regiões biogeográficas ou até para toda a Mata Atlântica. As estratégias de conservação devem buscar abordagens integradoras, visando incorporar essas diversas demandas às ações de conservação, recuperação e uso sustentável da biodiversidade. Isso deve partir da integração das iniciativas já existentes, assim como do desenvolvimento de novas soluções para o mapeamento de áreas estratégicas para a conservação e para o aumento da conectividade entre os remanescentes, que devem ser estimuladas. No contexto da Mata Atlântica, a legislação específica que protege seus remanescentes, em sua maioria pequenos e isolados, não significa uma condição confortável para salvaguardar sua biodiversidade única, que persiste de maneira frágil. É necessário ir além, formulando estratégias mistas, unindo alvos para a conservação bem como alvos para recuperação do habitat. Apenas desta forma será possível proporcionar uma sobrevivência e quiçá uma chance de real conciliação entre a conservação das espécies, habitats e serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento econômico e social, numa das regiões mais ricas e diversas do mundo, em termos biológicos culturais e econômicos.

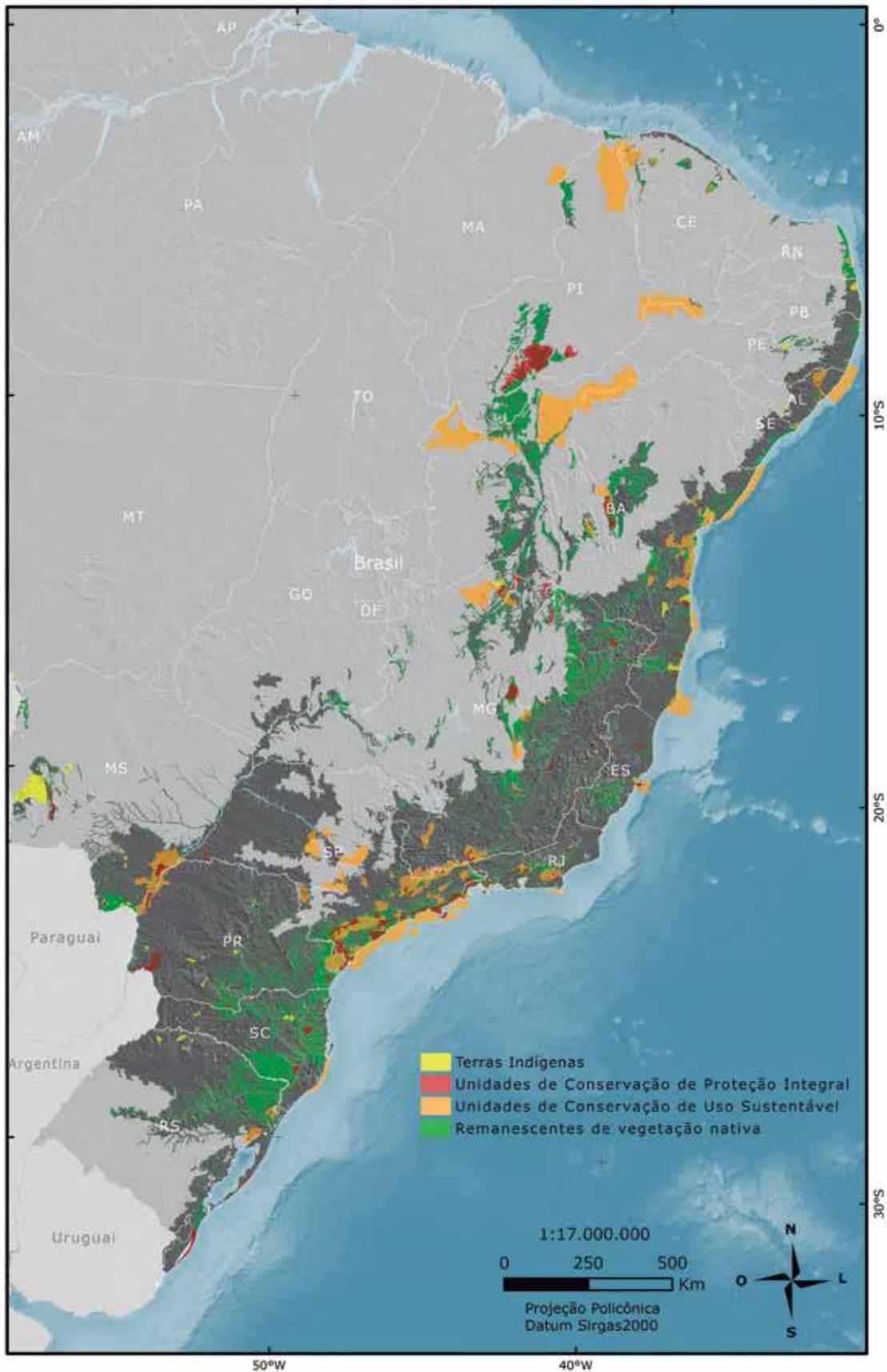


Figura 3 - Áreas protegidas na Mata Atlântica brasileira, incluindo as unidades de conservação de proteção integral e as de uso sustentável, além das terras indígenas. Fontes: MMA, Funai, TNC e GIZ (2011).

4. Novas abordagens para orientar ações de conservação e recuperação da biodiversidade

A busca por soluções para diagnosticar e manejar a biodiversidade frente à relativa escassez de dados de espécies e processos ecossistêmicos vai ao encontro do desenvolvimento de ferramentas cada vez mais diversas em sistemas de informação geográficas aplicadas à solução dos problemas ambientais (Paese et al., 2012). Os SIG vêm contribuindo para solucionar problemas diversos relacionados à conservação e ao uso sustentável da biodiversidade, como a identificação e priorização de áreas críticas para a conservação (Brooks et al, 2007), a avaliação da eficácia das áreas protegidas para a proteção de espécies (Rodrigues et al, 2004), o zoneamento de macro ou microrregiões visando estabelecer áreas para usos diversos, tanto para o desenvolvimento de atividades econômicas quanto para a delimitação de áreas de conservação da natureza como, por exemplo, por meio de zoneamentos ecológicos-econômicos (ZEE).

Os SIG têm proporcionado maior eficácia no planejamento e gestão de paisagens, tanto em ambientes marinhos quanto terrestres, incluindo também projeções em cenários de mudanças climáticas globais. Ao mesmo tempo, têm instrumentalizado ações de monitoramento da biodiversidade, particularmente através do sensoriamento remoto e cada vez mais buscado integrar também dados do monitoramento *in situ* de comunidades, populações, espécies e parâmetros abióticos. Atividades de uso sustentável da biodiversidade, como o extrativismo de produtos madeireiros e não-madeireiros, a recreação e turismo e o pagamento por serviços ambientais, têm igualmente se apoiado nos SIG para implementar suas práticas. As instituições de ensino e pesquisa em biodiversidade vêm fortalecendo suas capacidades e bancos de dados em SIG e é cada vez maior a oferta de disciplinas relacionadas ao tema e, conseqüentemente, maior o número de pessoas capacitadas para trabalhar com essas ferramentas. Atualmente, no Brasil, existe uma oferta razoável de instituições de pesquisa trabalhando na interface biodiversidade e SIG. Também é grande o número de iniciativas governamentais que usam o SIG para apoiar a formulação de políticas públicas para a conservação e

recuperação da biodiversidade e é crescente o número de iniciativas não-governamentais e governamentais que utilizam o SIG para buscar maior envolvimento e empoderamento dos povos tradicionais no processo de tomada de decisão acerca do uso dos recursos naturais (Paese et al, 2012). A seguir, citaremos algumas experiências relevantes e representativas, além de esboçar perspectivas de aplicação do SIG para a conservação e recuperação da biodiversidade no Brasil e, particularmente, na Mata Atlântica.

A partir da década de 1980, e principalmente nas últimas duas décadas, o avanço dos sistemas computacionais, a facilidade de acesso e o custo cada vez mais reduzido dos hardwares e softwares proporcionou uma ampla difusão dos sistemas de informação geográfica para a conservação e restauração da biodiversidade. Em vários países, diversas agências governamentais e não governamentais desenvolveram SIG para a gestão da biodiversidade. Com o passar do tempo, as ferramentas e soluções foram testadas e ajustadas em diferentes contextos, de forma que é cada vez maior a troca de experiência e dados em SIG entre os pesquisadores, gestores e setores interessados em conhecer, conservar e recuperar ou usufruir de forma sustentável da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. As iniciativas englobam desde repositórios de dados georreferenciados de estudos de campo e coleções biológicas até exercícios para a seleção de áreas para criação de novas áreas protegidas em cenários de mudanças climáticas globais. O fato é que a difusão dos SIG nas últimas duas décadas permitiu trocar e otimizar o uso das escassas informações sobre a biodiversidade, levando a sua pronta aplicação na tomada de decisão e proporcionando avanços concretos para a gestão e conservação da biodiversidade.

Atualmente, os SIG permitem analisar e relacionar dados biológicos, seja de espécies, genes ou ecossistemas, a dados de diferentes campos do conhecimento, como economia, geologia, antropologia, e qualquer outro dado que você possa imaginar, desde que georreferenciado. Com isso, é possível não só compreender melhor os padrões de distribuição e variação da biodiversidade em seus diversos níveis, mas principalmente fornecer subsídios para melhor responder às questões

relacionadas à conservação, recuperação e uso sustentável da biodiversidade, relacionando-as a outras questões econômicas e sociais, proporcionando maior diálogo com os diferentes setores da sociedade e fornecendo subsídios eficazes para os tomadores de decisão.

No Brasil, a gestão voltada à conservação e uso sustentável da biodiversidade é amplamente amparada por instrumentos legais embasados em sólidas análises espaciais conduzidas por órgãos do Estado com a colaboração da academia, de organismos não-governamentais e agências globais e internacionais (Ayres et al, 2005; Brasil, 2007a; Brasil, 2007b; IBGE, 2004). Atualmente, as estratégias e alvos para conservação e recuperação da biodiversidade identificados pelos atores que querem, de alguma forma, influenciar o cenário do tabuleiro da conservação, na Mata Atlântica e no mundo, são cada vez mais diversos e específicos, resultando em uma ampla gama de soluções propostas. No entanto, embora haja diferenças entre as iniciativas - nesses casos, mapeamentos, diferindo levemente em procedimentos metodológicos e táxons-alvos -, em linhas gerais elas têm objetivos muito semelhantes quando se trata de conservação da biodiversidade (Redford et al., 2003). Sendo assim, todas precisam ser considerados na tomada de decisão, para que as peças desse jogo se encaixem da melhor forma possível. O planejamento através de técnicas de mapeamento e análises espaciais permite a comunicação e integração de diferentes atores, inclusive das populações tradicionais e dos locais que habitam, seja no entorno ou dentro dos remanescentes, nos quais usufruem diretamente dos produtos e serviços da biodiversidade. A comunicação visual, através de mapas, é mais eficaz e possibilita o aporte de informações espacializadas valiosas para o planejamento, independente do grau de escolaridade do informante. Este tipo de abordagem possibilita a integração de planejamentos e ações em diferentes escalas espaciais, desde a escala local até a regional e global, e a retroalimentação de dados oriundos destas distintas escalas e respectivas resoluções.

Os mapas são importantes ferramentas de comunicação, com forte apelo visual, permitem destacar as informações mais relevantes em cada contexto

e atrair a atenção e concentração dos leitores de forma dinâmica e lúdica. Assim, o uso de mapas no planejamento e zoneamento espacial deve ser incentivado desde o nível técnico e de tomadores de decisão até o cidadão comum. Mapas são ferramentas importantes para a interpretação e educação ambiental visando sensibilizar a população para a conservação da natureza - por exemplo, através do mapa de distribuição de uma espécie carismática, endêmica ou ameaçada ou mapas de trilhas e atrativos naturais para visitantes em áreas naturais, entre vários outros temas que ganham visibilidade ao serem dispostos em mapas de fácil interpretação.

5. Estratégia Espacial para a Conservação e Recuperação da Biodiversidade na Mata Atlântica

Historicamente, as estratégias de conservação da biodiversidade tiveram como principal alvo as espécies (Redford et al, 2003), que são de fato os elementos fundamentais da biodiversidade. Nesse contexto, foram desenvolvidas diversas abordagens para o planejamento regional visando a conservação com base em espécies-focais, como as espécies guarda-chuva, espécies-bandeiras, as espécies-chaves, além de outras abordagens similares. O argumento básico de tais abordagens é que a conservação de uma população (viável) de uma espécie-focal possibilitaria a conservação de habitats e recursos que poderiam garantir a conservação de outras espécies e, por conseguinte, o conjunto da biodiversidade em uma dada região. No entanto, com o passar do tempo, as críticas a essas abordagens aumentaram e floresceram propostas com base em múltiplas espécies, como as espécies-paisagens (Sanderson et al, 2002, Cunha e Grelle, 2008) e as múltiplas espécies guarda-chuva (Metzger, 2003). Nessa linha, a seleção de um pequeno grupo de espécies, com requerimentos ecológicos distintos, poderia manter a estrutura e dinâmica da paisagem e, consequentemente, dos ecossistemas e, aí, sim, garantir a manutenção das condições necessárias para a manutenção dos processos ecológicos e das demais espécies. Logo, as abordagens de múltiplas espécies seriam um primeiro passo na análise integrada dos alvos de conservação e um avanço

promissor quando comparadas àquelas baseadas em apenas uma espécie-focal como representativa, “substituta” ou um indicador equivalente, de toda a biodiversidade.

Os planos regionais para a conservação foram então construídos em grande parte com enfoque em espécies, seja uma única ou um conjunto. No entanto, a elevada heterogeneidade ambiental, aliada à alta produtividade e ao longo e complexo histórico biogeográfico, provocou uma extraordinária riqueza biológica na região tropical e, particularmente, na neotropical. Dada essa imensurável biodiversidade, ainda desconhecemos grande parte das espécies ao mesmo tempo em que dados sobre aspectos básicos da história natural, demografia, ecologia e status de conservação são praticamente inexistentes para a esmagadora maioria das espécies já descritas. Mesmo em áreas onde levantamentos faunísticos e florísticos vêm sendo conduzidos há séculos, com um volume admirável de conhecimento científico acumulado, ainda descobrimos espécies novas, inclusive de vertebrados, como o macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*), redescoberto após quase quatro séculos de sua descrição original, com exemplar registrado anteriormente somente pelo naturalista Georg Marcgrave em 1648 (Oliveira e Langguth, 2006). Logo, torna-se um pouco mais desafiador construir planos de conservação com base nas espécies, já que, na grande maioria das vezes, ainda não temos dados sobre a abundância ou os aspectos importantes da história natural dessas espécies-focais, necessários para planejar e implementar estes planos de forma acurada. Apesar dessa escassez de dados não impedir tal tipo de abordagem de planejamento para a conservação, pois os resultados obtidos certamente indicariam alvos de fato relevantes, a questão é que poderíamos deixar de analisar certas áreas também importantes. Assim, precisamos investir em duas linhas de ação, no levantamento de dados de campo, relativa à ocorrência e abundância atual das espécies e no conhecimento da história natural das espécies, particularmente aquelas com especial interesse para conservação. Mas, paralelamente, é necessário buscar soluções complementares para o planejamento regional da conservação, que não dependam tanto de dados detalhados sobre as espécies em campo.

Na última década, com o advento e difusão dos SIG, um novo ramo da ecologia - a ecologia de paisagens, uma ciência trans ou ao menos interdisciplinar por definição (Wu e Hobbs, 2007) - cresceu expressivamente, trazendo soluções inovadoras para subsidiar o planejamento regional para a conservação, particularmente na região neotropical. A paisagem pode ser considerada como um mosaico heterogêneo de manchas do objeto de interesse de determinado estudo para a biologia da conservação - fundamentalmente, as manchas de habitat. Através da configuração e composição das manchas de habitat e não-habitat na paisagem é possível avaliar parâmetros que estão diretamente relacionados à persistência das populações e à manutenção dos processos ecossistêmicos, sem a necessidade de possuir dados detalhados desses processos em campo. Embora esses dados de campo sobre as espécies, quando disponíveis, incrementem a acurácia desse tipo de abordagem, não são vitais para o planejamento adequado e o sucesso das táticas e ações de manejo das paisagens, como as iniciativas de planejamento para a conservação baseadas unicamente em espécies. A análise de paisagem permite ainda integrar dados de diferentes fontes e temas, trazendo soluções mais realistas para a conservação e recuperação da biodiversidade inserida em contextos socioeconômicos complexos. Considerando o avançado grau de perda, fragmentação e degradação dos remanescentes de habitat nas paisagens da Mata Atlântica, manter, recuperar e incrementar a estrutura da paisagem com vistas à conservação das espécies e recursos naturais, particularmente com o aumento da conectividade da paisagem, é a única chance de conservar a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas em longo prazo. A ecologia da paisagem tem contribuído expressivamente para subsidiar estratégias de conservação e, cada vez mais, estratégias de recuperação dos habitats nativos, como detalhado por Tambosi e colaboradores nesta publicação.

Além da conservação de espécies e ecossistemas, os remanescentes da Mata Atlântica fornecem serviços ambientais fundamentais para a sobrevivência da população residente, com cerca de 120 milhões de pessoas, além de outros milhões de visitantes anuais. A partir da última década, aumentou a atenção da sociedade para os processos

ecossistêmicos, através da abordagem de serviços ecossistêmicos, no qual são valorizados os serviços que a natureza presta para a humanidade, como o sequestro de carbono, a regulação climática e manutenção dos mananciais hídricos, os serviços de polinização, de beleza cênica para o lazer e turismo, além dos inúmeros produtos madeireiros e não-madeireiros entre outros bens e serviços ofertados pelos ecossistemas naturais (Guedes e Seehusen, 2011). Portanto, além de priorizar a conservação das espécies que, de maneira ampla, está relacionada à manutenção da oferta de vários serviços ambientais, é necessário pensar também na restauração das paisagens e na manutenção e incremento de serviços ambientais de maneira específica, também comprometidos pelo estado de degradação da Mata Atlântica - como por exemplo, incrementando a qualidade e quantidade de água de mananciais degradados, investindo na recuperação de áreas para recreação, lazer e contemplação da natureza próximo a centros urbanos, entre outros. Integrar e conciliar essas diferentes demandas é o desafio atual dos governos em diferentes esferas administrativas, assim como de organizações não-governamentais, do setor privado e da sociedade em geral para traçar estratégias eficazes de conservação da natureza e de desenvolvimento sustentável a longo prazo.

O Ministério do Meio Ambiente vem trabalhando com universidades, ONGs e com a Cooperação Alemã Sustentável, por meio da Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, para desenvolver uma estratégia espacial centrada na identificação de remanescentes e paisagens onde as ações de conservação e recuperação são mais urgentes, aumentando as chances de persistência das espécies, da conectividade da paisagem e a manutenção dos processos ecológicos na Mata Atlântica. Assim, pretende-se destacar locais estratégicos para: (i) a conservação das espécies, integrando iniciativas anteriores baseadas principalmente em espécies ameaçadas e endêmicas; (ii) a conectividade da paisagem, identificando áreas cuja recuperação de habitat contribuirá de maneira significativa para aumentar a conectividade das paisagens; (iii) a manutenção e o incremento da biomassa dos remanescentes de Mata Atlântica; (iv) a promoção de projetos de recuperação através de incentivos econômicos, como o

pagamento por serviços ambientais. Essa estratégia visa, inclusive, congregando esforços anteriores e contemporâneos relacionados às temáticas acima, desenvolvidos por diferentes atores, de diversos setores da sociedade. Com isso, pretende-se ofertar diretrizes norteadoras para projetos de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica, integrando e otimizando os esforços desses diferentes atores e setores para, assim, alcançar resultados mais expressivos e promissores em campo. Os resultados serão aplicados no aprimoramento das políticas públicas e em orientações estratégicas a projetos de conservação e recuperação da Mata Atlântica.

Essa iniciativa vem sendo consolidada de forma participativa ao longo de diversas oficinas, tanto no âmbito interno do MMA quanto em eventos para públicos mais amplos. Os trabalhos técnicos foram desenvolvidos em um processo de amplo debate com técnicos do MMA e suas autarquias, organizações não-governamentais, contando ainda com uma contribuição essencial da comunidade acadêmica para a delimitação do escopo desta iniciativa, delineamento e execução das análises e a interpretação dos resultados voltados à subsidiar estratégias locais e regionais. A Estratégia Espacial para a Conservação e Recuperação da Mata Atlântica tem como objetivos:

- **Objetivo geral**

Integrar e gerar informações, com base em análises espaciais, para orientar a tomada de decisão e a implementação de ações para a conservação e recuperação dos remanescentes da Mata Atlântica, bem como a manutenção dos seus serviços ecossistêmicos e medidas de mitigação e adaptação frente às mudanças climáticas globais.

- **Objetivos específicos**

- i.** Identificar áreas estratégicas para a conservação da biodiversidade, através da integração das diferentes iniciativas existentes para definição de áreas extraordinariamente importantes para a conservação da biodiversidade;
- ii.** identificar paisagens estratégicas para promover o aumento da conectividade entre os fragmentos da Mata Atlântica e aquelas com maior resiliência para a recuperação da vegetação nativa;
- iii.** reunir e disponibilizar informações sobre as estimativas de biomassa para as diferentes fitofi-

sionomias da Mata Atlântica, preferencialmente com distinção dos diferentes estágios sucessionais e cotas altitudinais, em cada fitofisionomia;

iv. gerar informações sobre a vulnerabilidade de ecossistemas críticos e de espécies sensíveis às mudanças climáticas globais e apontar medidas de adaptação desses ecossistemas e espécies frente às mudanças climáticas.

5.1. Camadas iniciais da Estratégia Espacial para a Conservação e Recuperação da Biodiversidade na Mata Atlântica

A partir das diferentes demandas a serem consideradas no planejamento regional para a conservação e recuperação da Mata Atlântica, conforme apresentados acima, o MMA e parceiros iniciaram esforços para a elaboração de algumas camadas referentes aos temas tratados. No entanto, além destas camadas já desenvolvidas ou em desenvolvimento, outras podem e devem ser integradas a essa iniciativa, inclusive como já aconteceu com os significativos e relevantes esforços de outros parceiros apresentados nesta edição.

5.2. Camada biodiversidade – áreas para a conservação de espécies endêmicas e ameaçadas

Esta camada busca integrar as diversas iniciativas de priorização de áreas para a conservação da biodiversidade cujo enfoque principal tenha sido as espécies e cujos dados estejam disponibilizados em sistema de informação geográfica com metodologia detalhada, conforme descrito por Paglia nesta publicação. Em geral, essas iniciativas foram conduzidas com o mapeamento das áreas de distribuição de espécies de vertebrados endêmicos e ameaçados, dos remanescentes com ocorrências registradas dessas espécies e, em alguns casos, com análises de lacuna, ou seja, da representatividade das espécies (ou sua falta) na rede de UC com utilização de ferramentas do planejamento sistêmico para a conservação, conforme Margules e Pressey (2000). A integração dessas iniciativas deve ser feita em etapas consecutivas, considerando as diferentes escalas geográficas e resoluções, como analisado por Ribeiro e colaboradores nesta

publicação. As iniciativas consideradas nesta integração foram integradas também aos resultados derivados de uma abordagem de ecologia da paisagem voltada para a conservação da biodiversidade nos remanescentes da Mata Atlântica, com base no trabalho de Ribeiro e colaboradores (2009), compondo assim o resultado final dessa camada.

5.3. Camada conectividade e resiliência - paisagens para recuperação da vegetação nativa

Foram identificadas áreas de “gargalos de conectividade” considerando a cobertura atual de remanescentes e a atual rede de UC. As análises são conduzidas com base na teoria de grafos, que em linhas gerais considera os fragmentos como nós e analisa as ligações que conectam esses nós distintos. Considerando que o sucesso da recuperação de áreas degradadas depende em grande parte da cobertura de remanescentes e da configuração da paisagem na região, esta abordagem também identifica áreas com maior resiliência, ou seja, com maiores chances de aporte de propágulos e de sucesso da recuperação. A seleção de regiões, ou paisagens, com maior potencial para o incremento da conectividade e para recuperação (média e alta resiliência) é feita com o uso de dois índices, o varIICflux e varIICconnector. O varIICflux representa a importância de cada paisagem no fluxo de organismos entre paisagens de uma determinada região, enquanto o varIICconnector mede a quebra do subgrafo (subconjunto de fragmentos). Desta forma, é possível identificar e classificar as paisagens em relação à sua importância para promover a conectividade de fragmentos, sendo ordenadas conforme os maiores valores da somatória dos índices varIICflux e varIICconnector (após a normalização dos valores) em cada biorregião. Adicionalmente, como foram estabelecidos critérios de cobertura de vegetação nativa mínima nas análises, os resultados apresentam também aquelas áreas que têm maior resiliência às ações de recuperação. Por fim, as áreas resultantes desta análise podem ser combinadas com exercícios que levem em consideração o uso e cobertura do solo, ou seja, que identifiquem usos e passivos que indiquem aptidão para a recuperação, como os mapeamentos conduzidos pelo Pac-

to pela Restauração da Mata Atlântica (PACTO, 2011) e, assim, apontar precisamente áreas com potencial extraordinário para restauração, com maior ganho efetivo para a conservação da biodiversidade e com os mais baixos custos.

5.4. Camada biomassa, áreas para a manutenção e aumento dos estoques de carbono na vegetação nativa

Para essa camada serão reunidas as informações (publicadas ou não) sobre estimativas de campo ou derivadas de modelagem relativas à biomassa e ao estoque de carbono florestal nas diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica. Os dados de biomassa e carbono serão sistematizados em uma base de dados geográfica, assim como serão considerados os avanços e desafios metodológicos para permitir estimativas acuradas e em resoluções detalhadas o suficiente para subsidiar a implementação e, quiçá, o monitoramento de projetos em campo (veja Metzker e colaboradores, neste volume). O objetivo é identificar as áreas com maior biomassa atual e potencial, que devem ser alvos prioritários para ações de combate ao desmatamento e medidas de restauração e mitigação às emissões de gases do efeito estufa. Esse resultado poderá ser integrado a outros, como o mapa de áreas potenciais para projetos de carbono, produzido pelo Pacto pela a Restauração da Mata Atlântica, conforme descrito no capítulo 6 desta publicação, assim como às outras camadas já desenvolvidas na estratégia espacial e outras a serem incorporadas. A escassez de dados adequados sobre biomassa nas formações de vegetação da Mata Atlântica e, particularmente, de dados oriundos do campo, além de desafios metodológicos, são obstáculos expressivos a serem contornados para o desenvolvimento dessa camada, conforme discutido por Metzker e colaboradores nesta publicação.

5.5. Camada vulnerabilidade de ecossistemas e espécies às mudanças climáticas

Para essa camada, serão identificadas áreas com ecossistemas e paisagens altamente vulneráveis e

espécies-alvos particularmente sensíveis aos impactos das mudanças climáticas, visando orientar ações práticas de mitigação e principalmente de adaptação para a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos frente às mudanças climáticas. Deverá ser construída uma abordagem mista de *ecosystem based approach* e modelagem de envelopes climáticos para espécies, considerando diferentes cenários. Esta abordagem resultará na identificação de áreas-chaves para ações de mitigação e adaptação. Devido à complexidade, à relativa escassez de estudos e os desafios metodológicos, essa camada deverá ser desenvolvida posteriormente e depois integrada às outras.

6. Aplicação dos resultados da Estratégia Espacial para a Conservação e Recuperação da Mata Atlântica

Os produtos planejados e suas partes, apresentados nesta publicação, visam servir de ferramentas orientadoras para a tomada de decisão em processos de planejamento territorial para todos os setores da sociedade e, particularmente, para as ações de conservação da biodiversidade; de recuperação da vegetação nativa; de incentivo ao uso sustentável da biodiversidade, como o pagamento por serviços ambientais; e de medidas de adaptação frente às mudanças climáticas. Adicionalmente, objetiva-se fornecer dados espaciais sobre a biodiversidade para o planejamento da paisagem visando o desenvolvimento econômico e social sustentável. Além disso, serão produzidos roteiros de análise e documentos detalhados sobre as metodologias empregadas, a começar pela presente obra, bem como compiladas e disponibilizadas as bases de dados necessárias, como aquelas no DVD apresentado em anexo, para que seja possível a replicação e atualização futura deste estudo, além da difusão dessa abordagem para outros contextos, regiões e países.

Referências

- Ab'Saber, A.N., 2003. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo. 160p.
- Ayres, M.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Queiroz, H. L.; Pinto, L.P.S.; Masterson, D.; Cavalcanti, R. B., 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Sociedade Civil Mirauá, Belém, Brasil.
- Bigarella, J.J.; Andrade-Lima, D., 1982. Paleoenviromental changes in Brazil. In: T.G. Prance (ed). Biological diversification in the tropics, pp. 27-40. New York, Columbia University Press. 714p.
- Brooks, T.; Balmford, A., 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature*, v. 380, p. 115.
- Brooks, T.; Rylands, A.B.; 2003. Species on the brink: critically endangered terrestrial vertebrates. In: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I., editors. The Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Washington DC: Island Pr. p 360-71.
- Brown, J.H., 2004. Concluding remarks. In: Frontiers of biogeography: New directions in the geography of nature. Lomolino M.V. & Heaney L.R. (eds), pp. 361-368 Sinauer Associates/ International Biogeography Society, Sunderland, USA, 428p.
- Brown, K. S., 1987. Biogeography and evolution of neotropical butterflies. In: Biogeography and quaternary history in tropical America. Whitmore T.C. & Prance G.T. (eds.), p. 66-104. Oxford University Press. Oxford, USA.
- Brown, K.S., 1982. Paleocological and regional patterns of evolution in Neotropical forest butterflies. In: Biological diversification in the tropics. T.G. Prance (ed), p. 255-308. New York, Columbia University Press. 714p.
- Carnaval, A.C.; Hickerson, M.J.; Haddad, C.F.B.; Rodrigues, M.T.; Moritz., C., 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science*, 323:785-789.
- Coimbra-Filho, A.F.; Câmara, I.G., 1996. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para Conservação da Natureza (FBCN), Rio de Janeiro.
- Cruz, C.B.M.; Vicens, R.S., 2007. Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica. Relatório Final. PROBIO - Ministério do Meio Ambiente, Brasil. IESB/UFRJ/UFF.
- Cunha, A.A.; Grelle, C.E.V., 2008. Landscape-species for conservation planning: are muriquis good candidates for the Brazilian Atlantic Forest? *Brazilian Journal for Nature conservation*, 6: 125-132.
- Fonseca, C.R.; Ganade, G.; Baldissera, R.; Becker, C.G.; Boelter, C.R.; Brescovit, A.D.; Campos, L.M.; Fleck, T.; Vanda, S.; Fonseca, S.M.; Hartz, F.; Jones, M.I.; Kaffer, A.M.; Leal-Zanchet, M.P.; Marcelli, A.S.; Mesquita, C.A.; Mondin, C.P.; Paz, Maria V.; Petry, F.N.; Piovesan, J.; Putzke, A.; Stranz, M.; Vergara & E. Vieira, 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142: 1209-1219.
- Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S.; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C.E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K.; Donatti, C.I.; Begotti, R.A.; Meirelles, F.; Nobre, R. A.; Chiarello, A.G.; Peres, C. A., 2009. Priority Areas for the conservation of Atlantic forest mammals. *Biological Conservation*, 142: 1229-1241.
- Guedes, F. B. e Seehusen, S. E., 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Ministério do Meio Ambiente. Brasília. 276p.
- Haffer J., 1969. Speciation in Amazon Forest birds. *Science*, 165:131-137.
- Haffer J., 1987. Biogeography of neotropical birds. Whitmore TC & Prance GT (Eds.), In: Biogeography and quaternary history in tropical America, Oxford University Press. Oxford, USA, p. 105-145.

- IBGE, 1993. Mapa da Vegetação do Brasil. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).
- IBGE, 2012. Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428 de 2006. 2ª edição. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)
- Kinzey, W.G., 1982. Distribution of primates and forest refuges. In: Biological diversification in the tropics. T.G. Prance (ed), pp 455-482. New York, Columbia University Press. 714p.
- Lambais, M.R; Crowley, D.E.; Cury, J.C.; Bull, R.C.; Rodrigues, R.R., 2006. Bacterial Diversity in Tree Canopies of the Atlantic Forest. *Science* 312, 1917.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.
- Mittermeier, R.A.; Gil, P.R.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.G.; Lamoreux, J.; Fonseca, G.A.B., 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX S.A. Cidade do Mexico.
- MMA, 2007a. Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repatriação dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA no 9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília: MMA.
- MMA, 2007b. Levantamento da cobertura dos biomas brasileiros. Disponível na internet: www.mma.gov.br.
- MMA, FUNAI, TNC e GIZ, 2011. Mapa de Unidades de Conservação e Terras Indígenas na Área de Aplicação da Lei da Mata Atlântica. 2011.
- Oliveira, M.M. e A. Langguth. 2006. Rediscovery of Marcgrave's capuchin monkey and designation of a neotype for *Simia flavia* Schreber, 1774 (Primates, Cebidae). *Boletim do Museu Nacional. Zoologia*, 523: 1-16.
- Olson D.M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.D.; Burgess, N.E.; Powell, G.V.N.; Underwood, E.C.; D'Amico, J.A.; Itoua, I.; Strand, H.E.; Morrison, J.C.; Loucks, C.J.; Allnutt, T.F.; Ricketts, T.H.; Kura, Y.; Lamoreux, J.F.; Wettengel, W.W.; Hedao, P.; Kassem, K.R., 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience*. 51:933-938.
- Pacto para a Restauração da Mata Atlântica, 2009. Protocolo do pacto para a restauração da Mata Atlântica. <http://www.pactomataatlantica.org.br>. Acessado em 12 de dezembro de 2009.
- Paese, A.; Uezu, A.; Lorini, M.L.; Cunha, A., 2012. Conservação da biodiversidade com SIG. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. v. 1. 240p .
- Paglia, A.; Fonseca, G.A.B., 2009. Assessing changes in the conservation of threatened Brazilian vertebrates. *Biodiversity and Conservation*, 18: 3563-3577.
- Pardini, R.; Faria, D.; Accacio, G.M.; Laps, R.R.; Mariano-Neto, E.; Paciencia, M.L.B.; Dixo, M.; Baumgarten, J., 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142:1178-1190.
- Pires, L.P.; Leite, Y.L.R.; Fonseca, G.A.B.; Fonseca, M.T., 2000. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 872-881.
- Prance, G.T., 1982, editor. Biological diversification in the tropics. Columbia University Press, New York, USA.
- Prance, G.T., 1982. Introduction. pp 3-5. In: T.G. Prance (ed). Biological diversification in the tropics. pp. 245-254. New York, Columbia University Press. 714p.

- Prance, G.T., 1987. Biogeography of neotropical plants. Whitmore TC & Prance GT (Eds.), In: *Biogeography and quaternary history in tropical America*, Oxford University Press. Oxford, USA, p. 46-65.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how much is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.
- Rizzini, C.T., 1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. v.2. Aspectos ecológicos. Hucitec/ Edusp, São Paulo. 375p.
- Rodrigues, A.S.L.; Andelman, S.J.; Bakarr, M.L. et al., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Sanderson, E.W.; Redford, K.H.; Vedder, A.; Coppolillo, P.; Ward, S.E., 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58, 41-56.
- Silva, J.M.C. da; Casteleti, C.H., 2003. Status of biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo Leal, C.; Câmara, I.G. (Ed.). *The Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: Island Press. p. 43-59.
- Silva, J.M.C.; Sousa M.C.; Casteleti, C.H.M., 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*: 13, 85-92.
- Tabarelli, M.; Pinto, L.P.; Silva, J.M.C.; Costa, C.M.R., 2003. Endangered species and conservation planning. In: *Atlantic Forest: biodiversity status, threats, & outlook*. C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds), p. 86-94. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Thomas, W.W., A.M.V. Carvalho, A.M.A. Amorim, J. Garrison & A.L. Arbeláez. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 7: 311-322.
- Vanzolini P.E. 1970. *Zoologia Sistemática, geografia e a origem das espécies*. São Paulo, Universidade de São Paulo, Série Teses e Monografias IG, 3, 56p.
- Vieira, M.V.; Olifiers, N.; Delciellos, A.C.; Antunes, V.Z.; Bernardo, L.R.; Grelle, C.E.; Cerqueira R., 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 142: 1191-2000.
- Wu, J.; Hobbs, R.J., 2007. *Key topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press. 297p.



Pequenos riachos como este se juntam para abastecer a maior parte da população brasileira, que vive na Mata Atlântica. Além do serviço ambiental essencial que prestam, esses ambientes abrigam uma biodiversidade única, muitas vezes com espécies irmãs diferentes a cada pequeno afluente. Apesar dessa importância, os corpos d'água da Mata Atlântica vêm sofrendo continuados impactos. Incentivos econômicos, como o pagamento por serviços ambientais podem contribuir para reverter este cenário. (Foto: André A. Cunha).



A paisagem da Serra de Itamaraju, na Bahia, é típica da Mata Atlântica, com florestas ainda preservadas nas encostas e áreas degradadas no entorno, em áreas mais planas. A persistência das espécies e a manutenção dos serviços ambientais nessas paisagens depende da proteção efetiva dos remanescentes florestais e a gestão adequada do seu entorno, incrementando a conectividade com fragmentos vizinhos. (Foto: Wigold B. Schäffer).

Capítulo 2

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

Autores: Leandro R. Tambosi, Alexandre C. Martensen, Milton Cezar Ribeiro e Jean Paul Metzger.

1. Introdução

Atualmente, as florestas da Mata Atlântica cobrem entre 11,4% e 16,0% de sua extensão original, sendo que 10% da área remanescente estão contidos em apenas um fragmento e 93% dos fragmentos têm menos de 100 hectares, 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 se encontrem (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 de que muitas espécies respondem a configurações pretéritas das paisagens (Metzger et al., 2009), indicando que, caso não sejam adotadas ações para o incremento da área de habitat disponível e para a 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 à 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 da diversidade de angiospermas, podendo diminuir 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, diminuindo 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 recuperação, 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 recuperação para a região como um todo, visando reduzir os efeitos da fragmentação e da perda de

habitat de forma a garantir a conservação de espécies em longo prazo (Rodrigues et al., 2009).

Dados recentemente coletados em três paisagens da Mata Atlântica indicam que a eficiência da recuperação 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 recuperação florestal. Em paisagens acima dessa faixa, já haveria cobertura florestal suficiente para que os processos naturais de recuperação - regeneração florestal e recolonização de fragmentos onde houve extinção - funcionassem de forma eficiente, visto a proximidade entre as manchas de mata. Nesses casos, ações de recuperação 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 recuperação pouco eficientes.

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

2. A teoria dos grafos

As análises para a definição das áreas prioritárias para recuperação serão baseadas na teoria dos grafos (Bunn et al., 2000; Urban e Keitt, 2001). Esta 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. Na representação de 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 subgrafos quando comparadas com a mesma paisagem representada como grafo para uma espécie com maior capacidade de dispersão (figura 1).

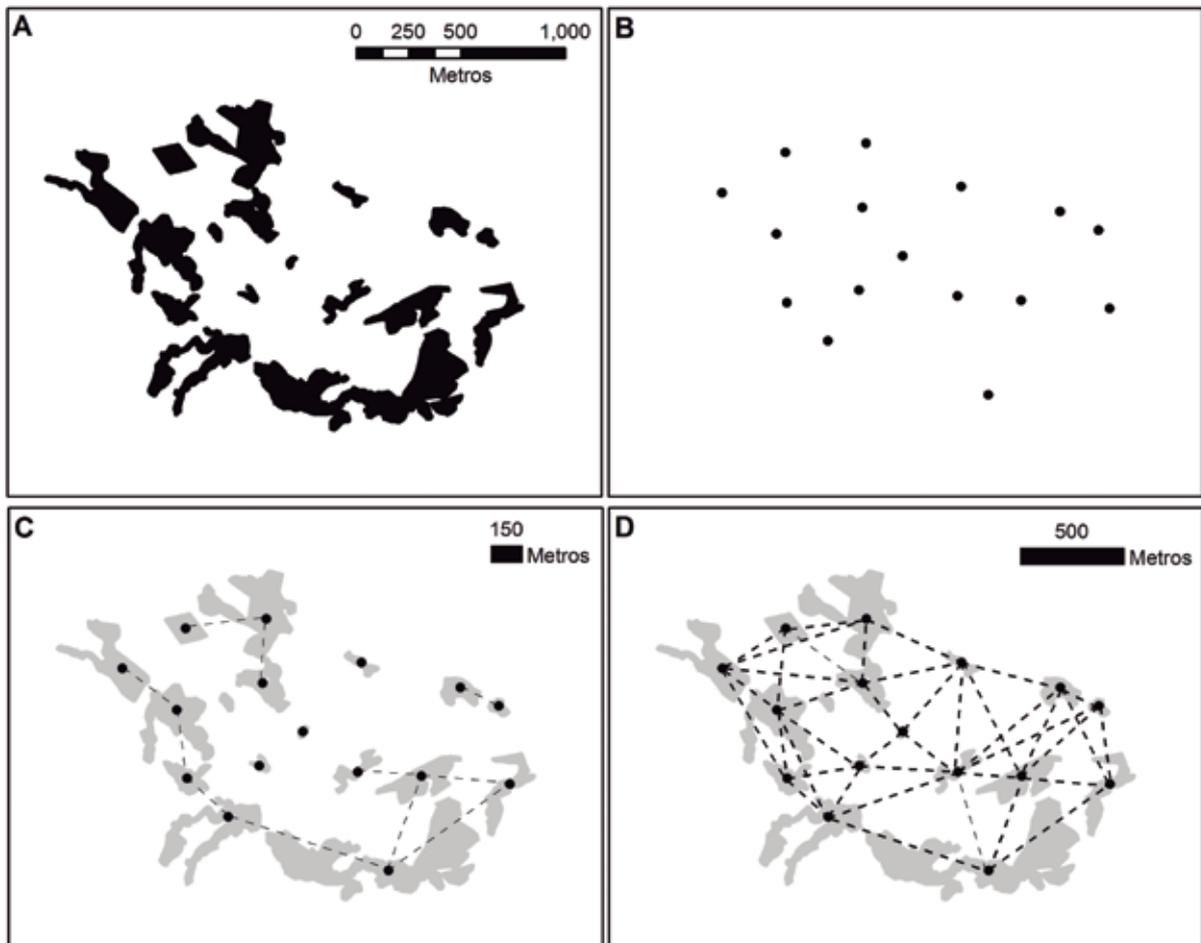


Figura 1: A) Remanescentes de vegetação de uma paisagem fragmentada. B) Paisagem representada como um grafo para organismos que não são capazes de se deslocar por áreas de não-habitat. C) Paisagem representada como um grafo com as ligações existentes entre os nós para uma capacidade de deslocamento de 120 metros. A paisagem apresenta seis subgrafos. 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.

A representação dos fragmentos como nós possibilita que algumas propriedades lhes sejam atribuídas, tais como a área do fragmento, a quantidade de biomassa, o número de indivíduos de uma população no fragmento etc. Esses 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 e Pascual-Hortal (2007), e o *Integral Index of Connectivity (IIC)*, proposto por Pascual-Hortal e Saura (2006), e suas frações *IICflux* e *IICconnector* (Bodin e Saura, 2010). As fórmulas e a descrição dos índices são apresentadas no anexo 1.

O índice *PC* é um índice probabilístico 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 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 va-

lor 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 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.

3. Metodologia

3.1. 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 por essa fundação pois, ao ser comparado a mapeamentos realizados em escala mais detalhada e com grande esforço de validação de campo, apresentou maior acurácia (entre 76 e 97%) que outros mapeamentos disponíveis para toda a Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2009).

Pelo fato de a 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, elaborado por Silva e Casteleti (2005) para a realização das análises. Esses limites dividem a Mata Atlântica em regiões que apresentam maior similaridade em função da distribuição de diversos grupos biológicos, permitindo analisar separadamente cada região segundo suas distintas características biogeográficas.

Por fim, foram utilizados os dados do mapeamento de áreas potenciais para recuperação elaborados pelo Pacto pela 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).

3.2. 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 apresenta-

se 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.

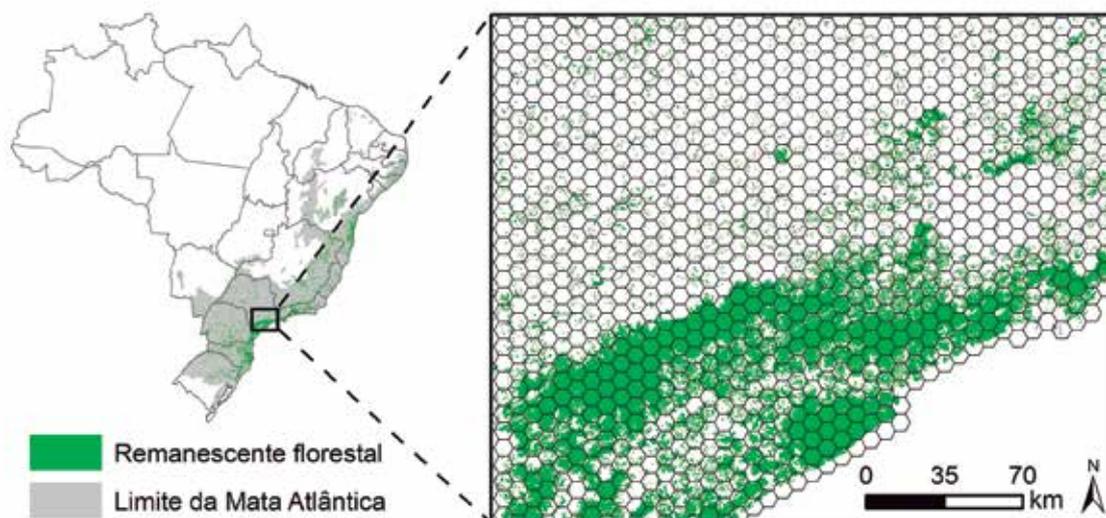


Figura 2: Divisão de um trecho da Mata Atlântica em paisagens hexagonais.

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

O cálculo do índice *PC* foi feito com o *software Conefor Sensinode 2.2*, versão linha de comando (Saura e 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 da-

dos 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 e Metzger, 2008; Boscolo et al., 2008; Hansbauer et al., 2008 e 2010; Crouzeilles et al., 2010). A partir desses valores, o *software* gera uma curva exponencial negativa para determinar as probabilidades de conexão para diferentes distâncias entre fragmentos (figura 3).

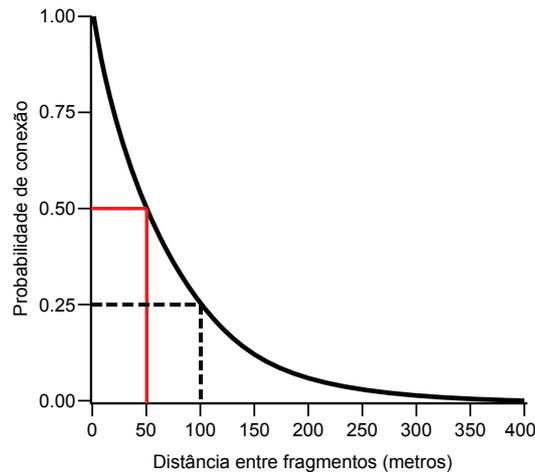


Figura 3: Curva exponencial negativa para a determinação dos valores de probabilidade de cruzar diferentes distâncias entre fragmentos. O parâmetro usado para gerar a curva (probabilidade de 0.5 para uma distância de 50 metros) está apresentado em vermelho. A probabilidade de cruzar uma distância de 100 metros determinada pela função é de 0.25, linha tracejada.

3.3. 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 fontes 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 a manutenção da biodiversidade (Martensen, 2008; Banks-Leite, 2009), sendo consideradas de baixa resiliência e, desta maneira, não prioritárias para ações de recuperação (Pardini et al., 2010).

Paisagens que apresentaram valores de *PFOREST* ≥ 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 fontes de biodiversidade** são aquelas que não necessitam de ações de recuperação 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 e Décamps, 1997); conseqüentemente, apresentam alto potencial de manutenção de biodiversidade nos fragmentos (Pardini et al. 2010). Foram utilizados dois critérios para identificar as paisagens fontes de biodiversidade. Primeiro, foram consideradas aquelas que apresentaram valores de *PFOREST* ≥ 60%. Em um segundo passo, foram consideradas 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 fontes 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 fontes, em função das condições de cada biorregião. Desta forma, as biorregiões com alto grau de fragmentação e isolamento dos fragmentos, como são os casos das biorregiões do São Francisco e das Florestas de Interior (Ribeiro et al. 2009), também apre-

sentaram paisagens consideradas fontes na faixa de *PFOREST* entre 40 e 60%.

As paisagens fontes adjacentes a outras paisagens fontes 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.

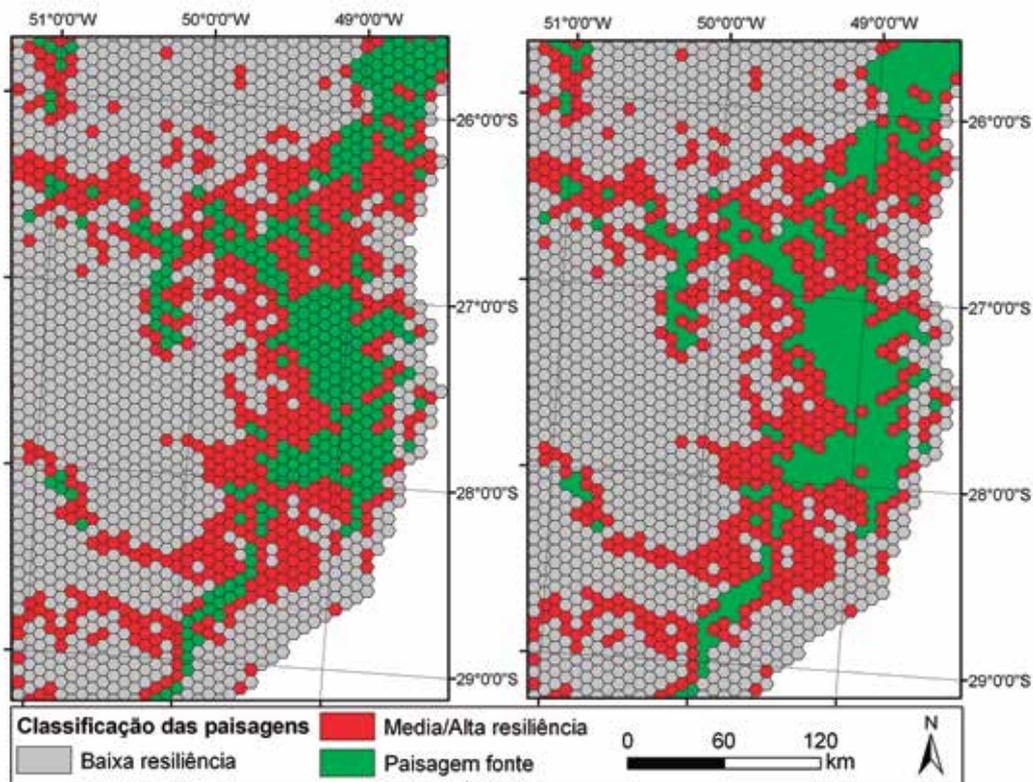


Figura 4: Detalhe de um trecho da Mata Atlântica apresentando paisagens com as três classes de resiliência (A) e paisagens fontes de biodiversidade vizinhas unidas para formar áreas fonte contínuas (B).

3.4. Identificação dos gargalos de conectividade

Após a determinação das paisagens fontes e das paisagens com média/alta resiliência, toda a Mata Atlântica foi dividida de acordo com os limites das biorregiões, sendo que cada uma destas foi considerada um grafo ao mesmo tempo que cada paisagem de 5.000 hectares de cada uma das biorregiões foi considerada um nó. Os valores de *PC*

de cada uma das paisagens foram considerados como atributo dos nós do grafo, 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 17km 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).

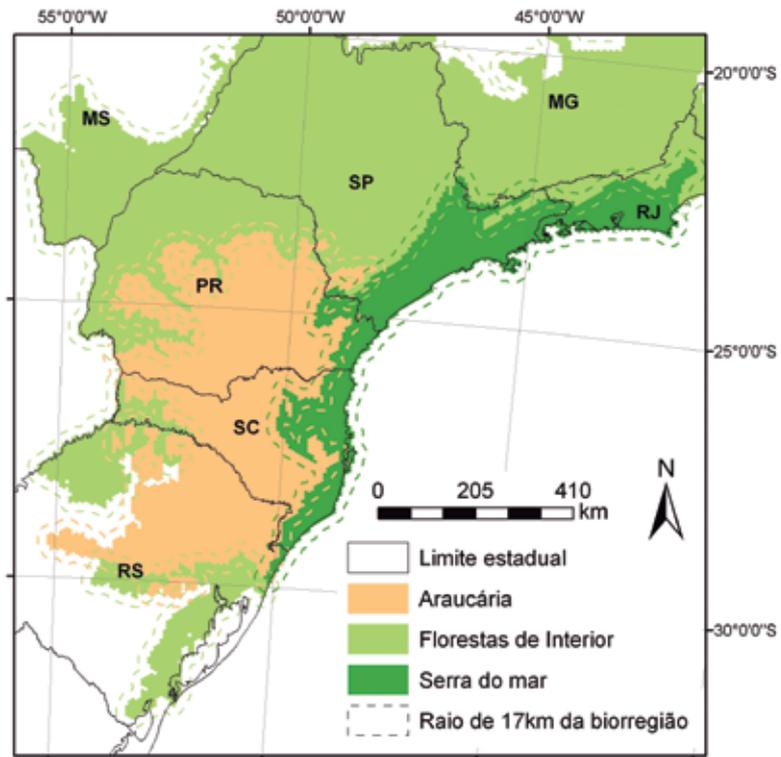


Figura 5: Exemplo do raio de 17 km (linhas tracejadas) usado para incorporar as paisagens das biorregiões vizinhas para identificação dos gargalos de conectividade. As cores das linhas tracejadas representam o limite da biorregião que foi expandida.

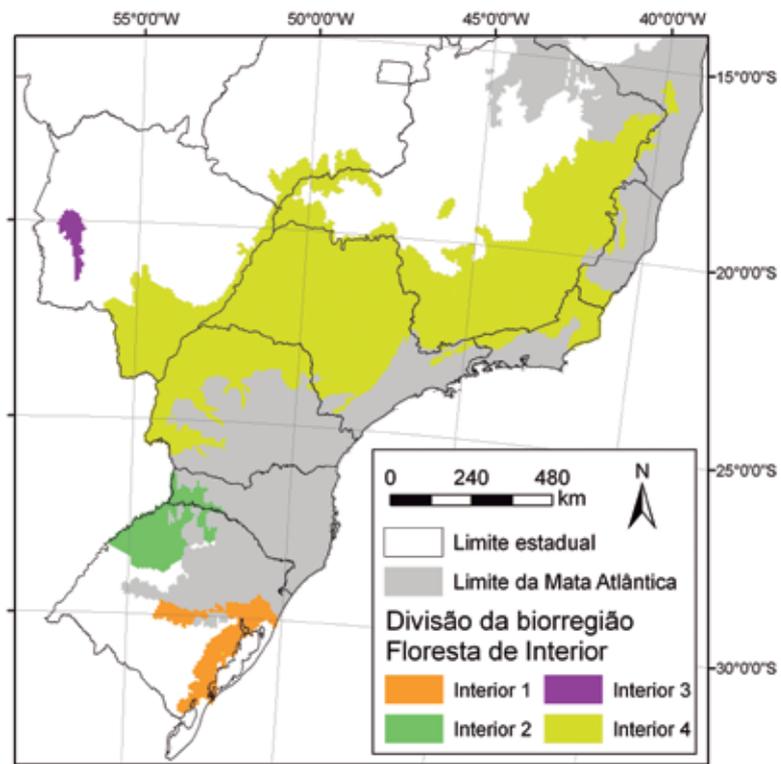


Figura 6: Subdivisões da biorregião Florestas de Interior utilizadas para a identificação dos gargalos de conectividade.

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

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, aquelas paisagens que apresentam menor potencial de fluxo de organismos em seu interior, afetando, por isso, pouco o resultado final.

O índice *varIICflux* foi calculado para três distâncias de conexão entre as paisagens - 3km, 9km e 17km -, correspondendo, respectivamente, à contribuição apenas dos vizinhos justo-adjacentes e à 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 variassem de zero a um dentro de cada biorregião e de cada escala de influência analisada, sendo um 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* multiescalar (*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 17km das biorregiões vizinhas (figura 7). O índice *varIICconnector* foi calculado considerando apenas uma distância de conexão, correspondente apenas às paisagens vizinhas justo-adjacentes.

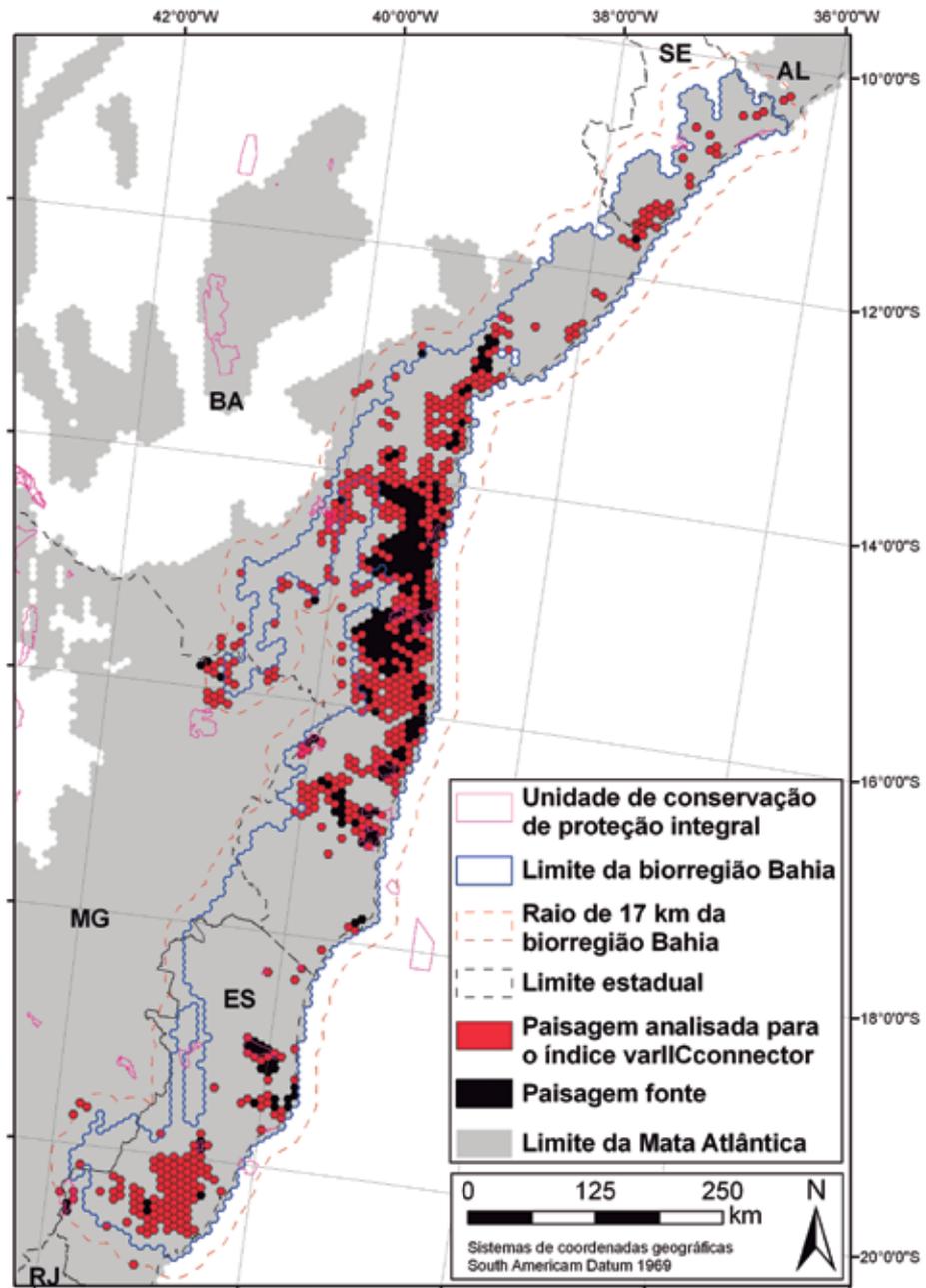


Figura 7: Paisagens utilizadas para o cálculo do índice *varIICconnector* na biorregião Bahia.

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.

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

Dessa forma, foi possível classificar as paisagens em relação ao grau de prioridade para recuperação 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, ao mesmo tempo, não foram classificadas como paisagens fonte, pois são estas as paisagens onde investimentos em recuperação têm a princípio maior potencial de retorno (Pardini et al., 2010).

3.5. Áreas potenciais para recuperação indicadas pelo PACTO

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

3.5.1. Paisagens prioritárias para a recuperação da Mata Atlântica

Para a determinação das paisagens prioritárias visando a recuperação da Mata Atlântica, foram

adotados dois critérios de priorização, uma vez que as áreas potenciais para recuperação mapeadas pelo PACTO não abrangem todas as paisagens analisadas.

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

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 recuperação, apresentam grande potencial de sucesso das ações de recuperação 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 recuperação (figura 8), pois são paisagens que apresentam grande quantidade de áreas inadequadas para atividades agrícolas, devendo também ser focos de ações de recuperação para a manutenção de diversos serviços ecossistêmicos.

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

Para as paisagens em que não havia estimativa de porcentagem de áreas potenciais para recuperação, segundo o PACTO, a prioridade para recuperação 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** a fim de que seja diferenciada do primeiro critério. As paisagens com valor de *Gcon* abaixo da mediana foram consideradas de **média-alta2** prioridade e serão apresentadas como **média-alta2**.

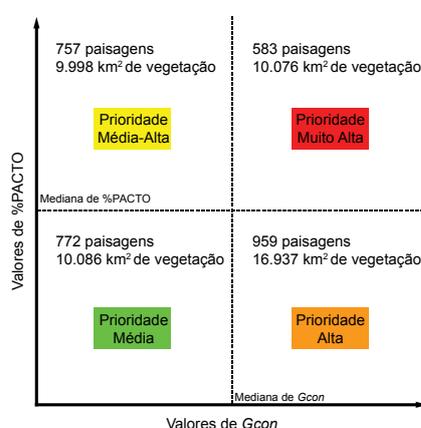


Figura 8: Critérios aplicados por biorregião para definição da prioridade de recuperação a partir dos valores dos índices *Gcon* e %PACTO. Os valores dentro de cada quadrante representam o número de paisagens da Mata Atlântica e o total de vegetação no interior dessas paisagens (em km²) para cada uma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

3.6. Resultados

A partição da Mata Atlântica em paisagens hexagonais de 5.000 hectares 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 oito 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).

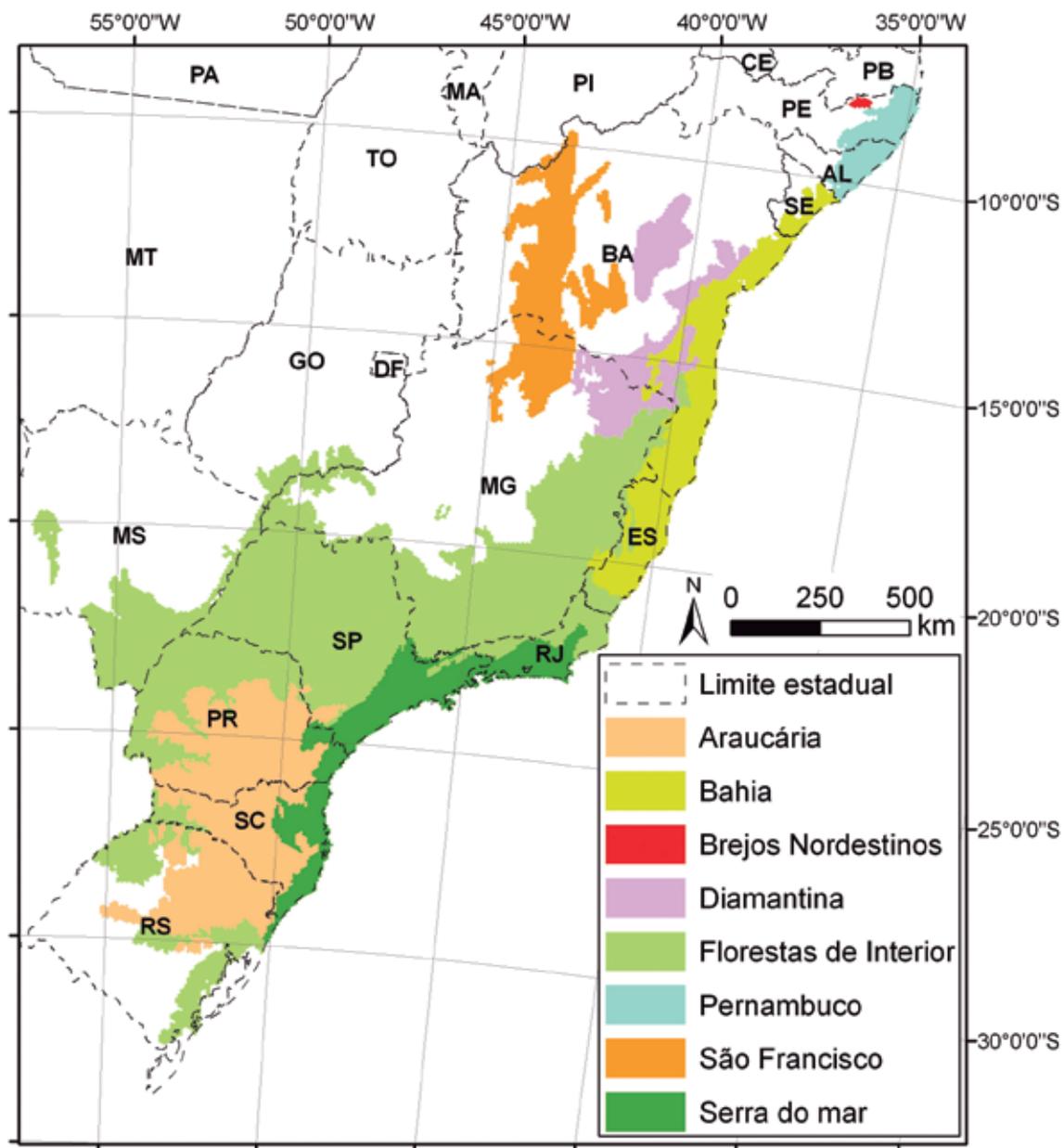


Figura 9: Limite das biorregiões da Mata Atlântica utilizado para a divisão das paisagens de 5.000 hectares (modificado a partir de Silva e Casteleti, 2005, e Ribeiro et al., 2009).

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 Fontes	
Araucária	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 (3.071) foram classificadas como paisagens de média/alta resiliência e os outros 5% das paisagens (1.378) foram classificadas como paisagens fonte de biodiversidade (tabela 1).

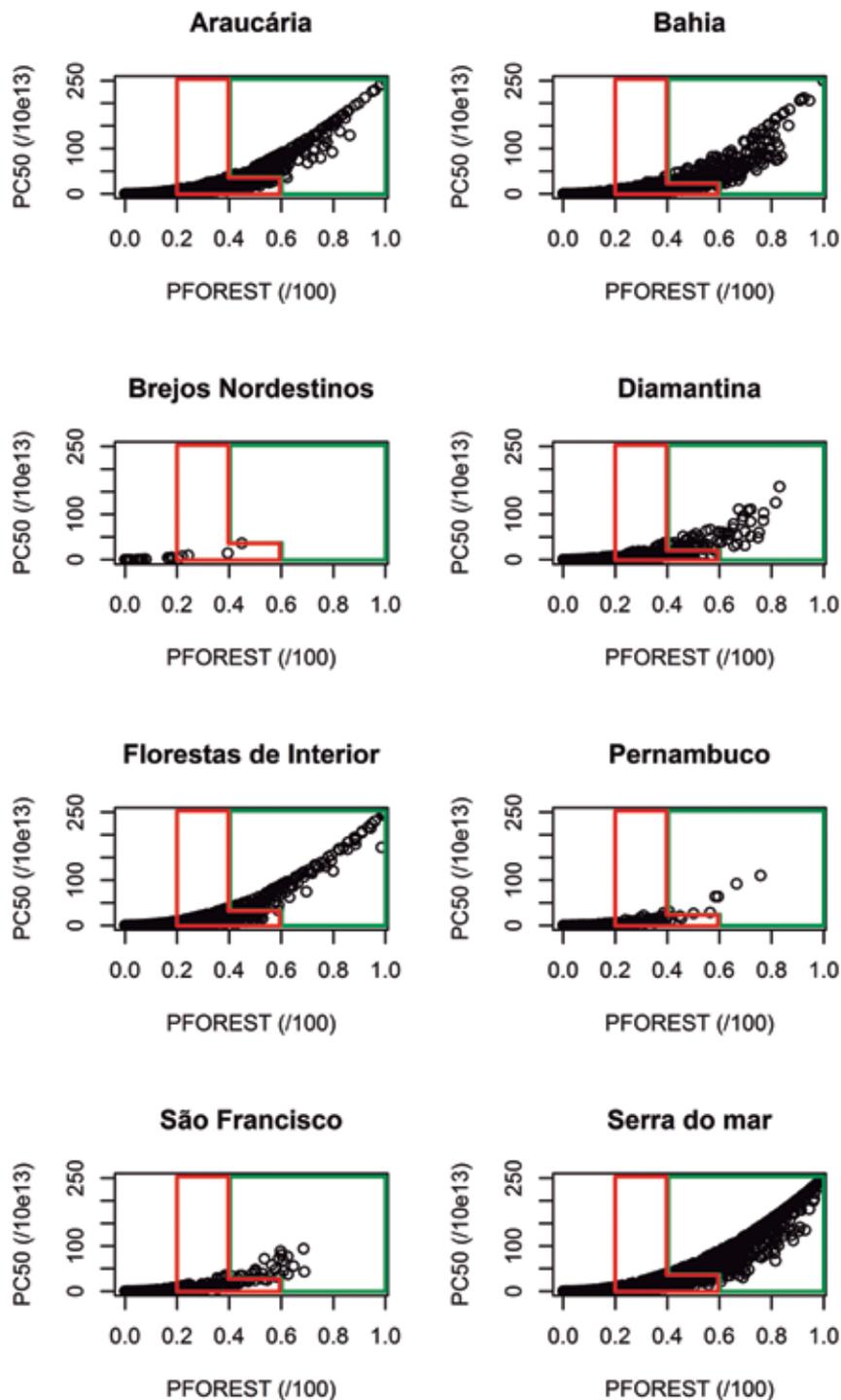


Figura 10: Classificação das paisagens das diferentes biorregiões da Mata Atlântica em função dos valores de porcentagem de cobertura florestal (*PFOREST*) e do índice de conectividade *Probability of connectivity* (*PC*). Linhas verdes representam os limites de valores para a determinação das paisagens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

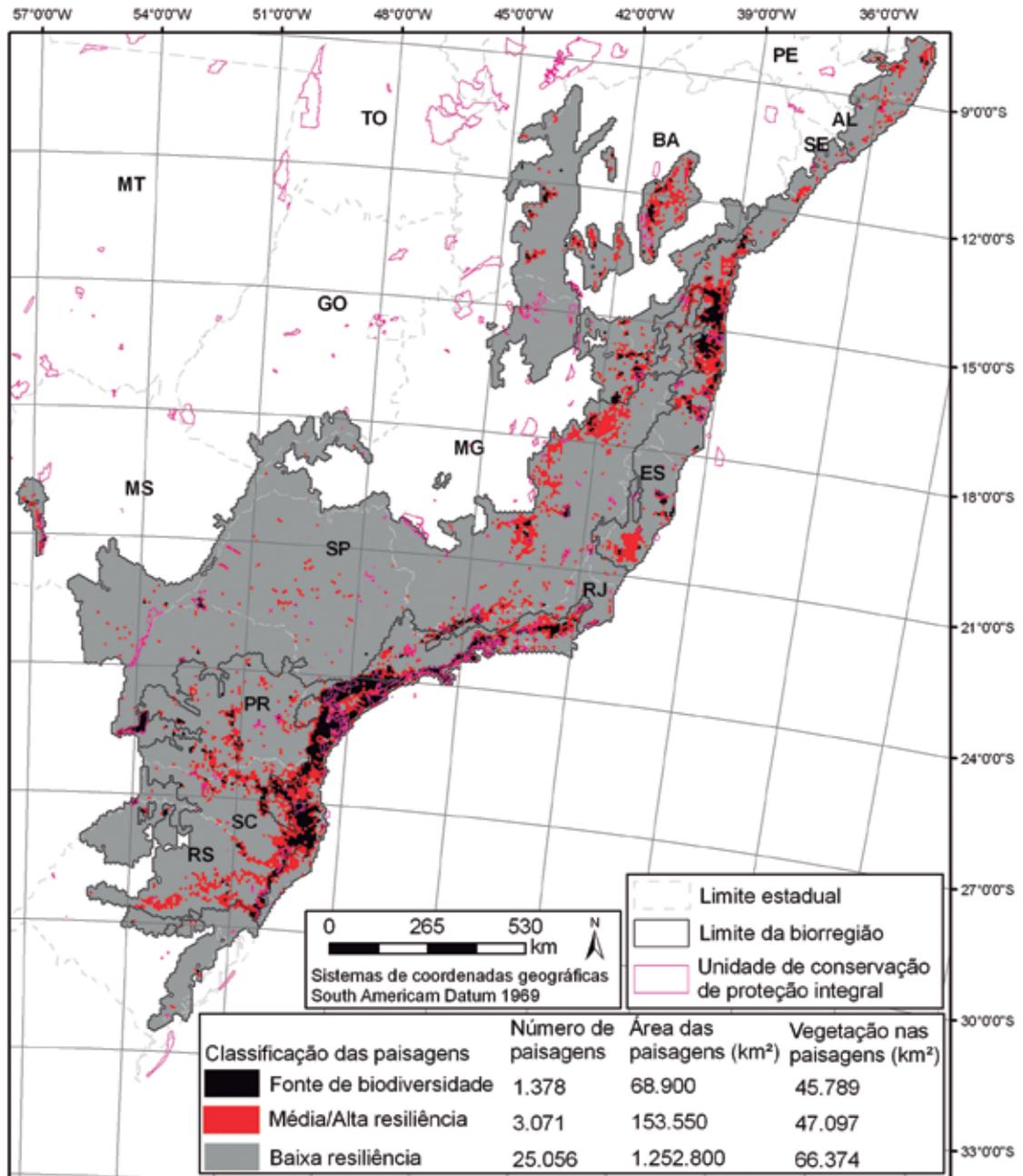


Figura 11: Distribuição das paisagens nas diferentes biorregiões da Mata Atlântica segundo o resultado da classificação de resiliência das paisagens.

As 3.071 paisagens de média/alta resiliência nas quais os investimentos de recuperação apresentam maior potencial de retorno correspondem a 15.355.000 hectares e abrigam 4.709.746 hectares 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 recuperação.

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

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 de Interior, Pernambuco e São Francisco apresentam as menores porcentagens de fonte (~1%) e também de áreas de média/alta resiliência, sendo que Florestas de Interior e São Francisco apresentam apenas 5% de suas áreas nesta classe, enquanto Pernambuco apresenta 13% (tabela 1). As demais biorregiões 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 *Multi $varIICflux$* foram categorizados em função dos quantis de cada biorregião para apresentação da importância das paisagens para o fluxo biológico segundo este critério (figura 12; ver anexo 2, figuras 1 a 6, para deta-

lhamento das biorregiões). 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 *Multi $varIICflux$* 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 a ilustração dos resultados (figura 13; ver anexo 3, figuras 1 a 6, para detalhamento das biorregiões). 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 devido ao fato de que 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. Essas paisagens de média/alta resiliência também não representam possíveis gargalos de conectividade, pois existem várias rotas alternativas para o fluxo biológico entre paisagens fonte e paisagens de média/alta resiliência.

Os índices *Multi $varIICflux$* e *varIICconnector* apresentaram valores baixos de correlação (tabela 2), ressaltando a importância do uso dos dois índices combinados para a 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	MultivarIICflux x varIICconnector	varIICconnector x Gcon	MultivarIICflux x Gcon
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; ver anexo 4, figuras 1 a 6, para detalhamento das biorregiões). É possível notar uma concordância entre os resultados do índice *Gcon* e Multiva-

rIICflux 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 identificar as paisagens que constituem gargalos de conectividade (figura 14).

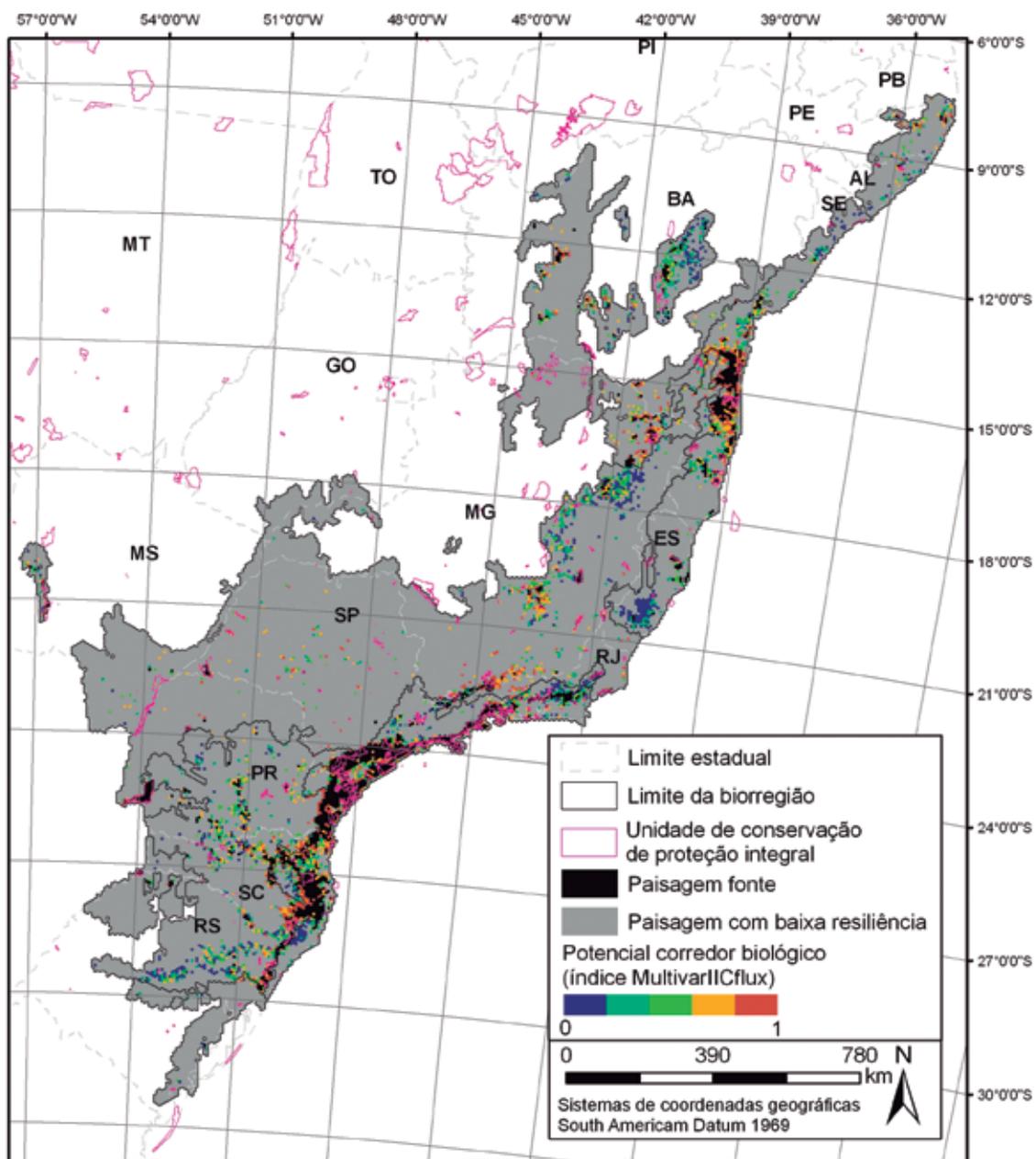


Figura 12: Importância das paisagens de média/alta resiliência segundo os resultados do índice *MultivarIICflux*.

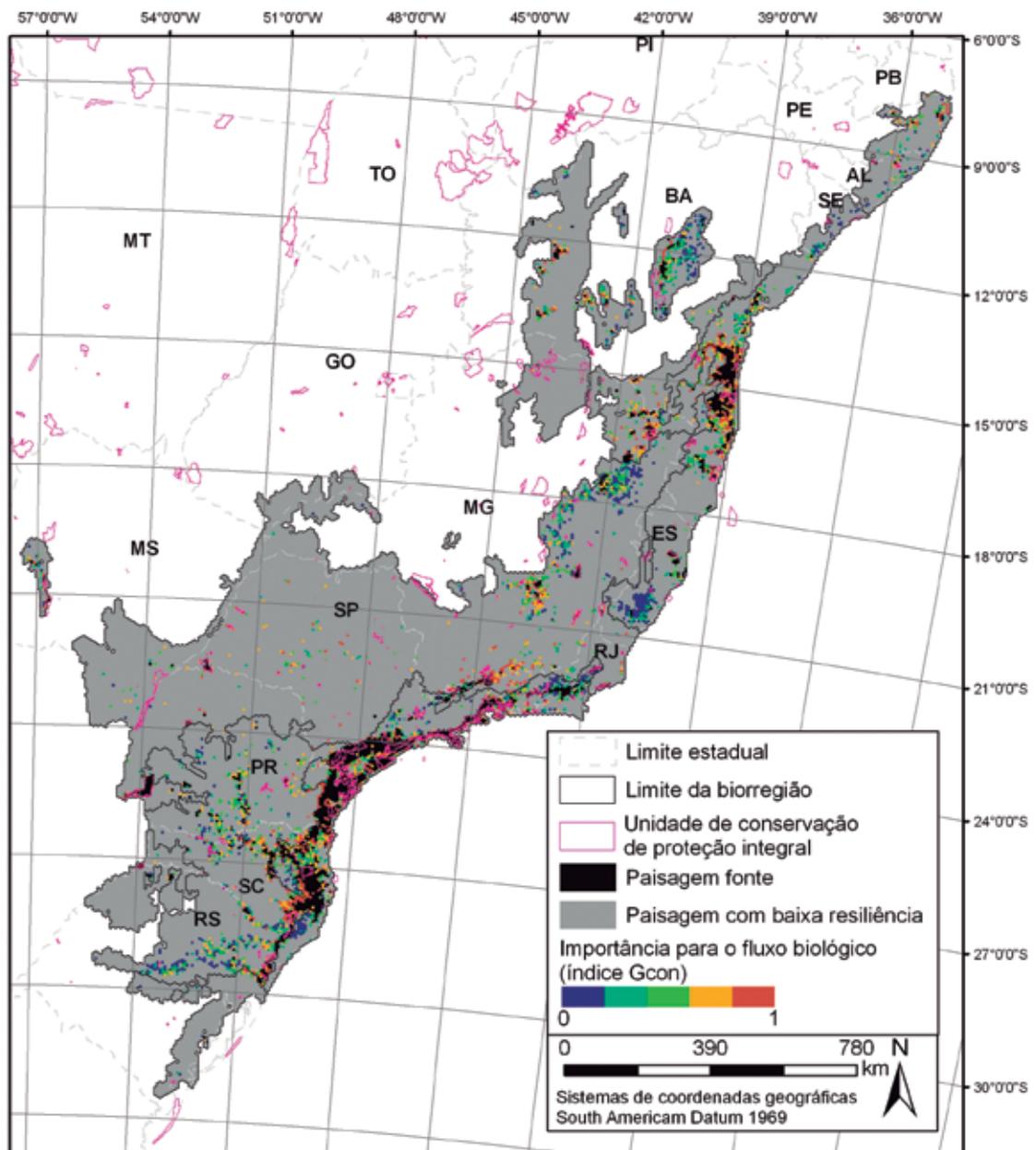


Figura 14: Importância das paisagens de média/alta resiliência como gargalos de conectividade segundo os resultados do índice *Gcon*.

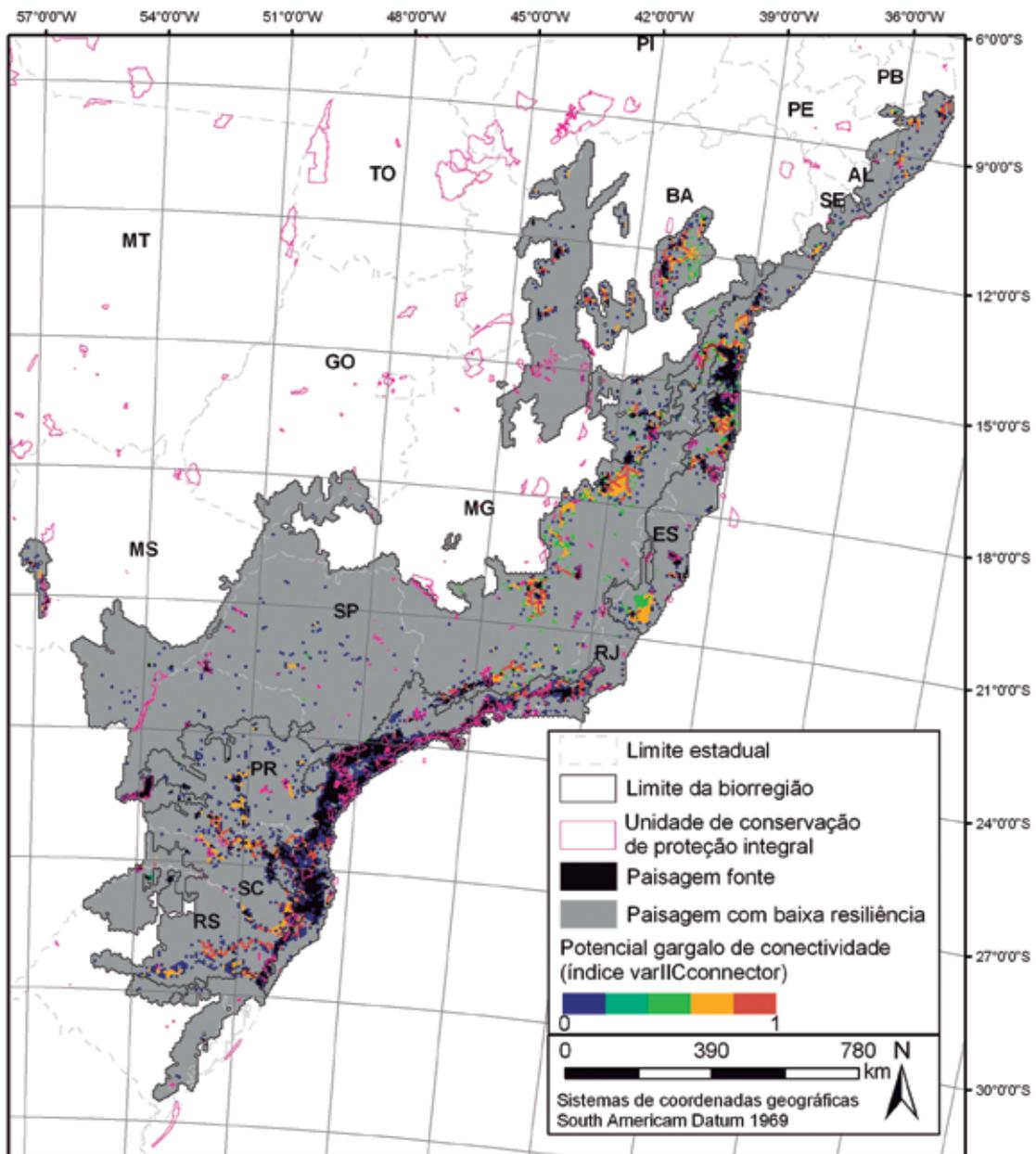


Figura 13: Importância das paisagens de média/alta resiliência segundo os resultados do índice *varIICconnector*.

O mapeamento de áreas indicadas para recuperação pelo PACTO não abrange todas as paisagens das diferentes biorregiões (figura 15), sendo necessário adotar dois critérios para a priorização das paisagens para recuperação. 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 as de maior prioridade (figura 16 e tabela 3).

Para as paisagens sem indicação de áreas potenciais para recuperação 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 **médio-alta2**, que podem ser consideradas equivalentes às classes **alta** e **média-alta** definidas pelo critério anterior, mas que estão apresentadas de maneira separada apenas para a quantificação e visualização de sua distribuição (tabela 3 e figura 17; ver anexo 5, figuras 1 a 6, para detalhamento das biorregiões).

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

É importante ressaltar que as biorregiões dos Brejos Nordestinos e de São Francisco não apre-

sentam paisagens com prioridades **muito alta** e **média-alta** por não possuírem estimativas de áreas potenciais para recuperação produzidas pelo PACTO, sendo classificadas apenas como **alta2** e **média-alta2**.

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 fontes, assim como observado pelos índices de gargalos de conectividade (figura 17). Esses resultados ressaltam a importância dessas paisagens para a 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 recuperação segundo o PACTO.

Entre 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, enquanto Pernambuco apresenta 13% (tabela 4). As biorregiões que exibiram 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, já que mais de 18% de suas paisagens apresentam algum grau de priorização (figura 17).

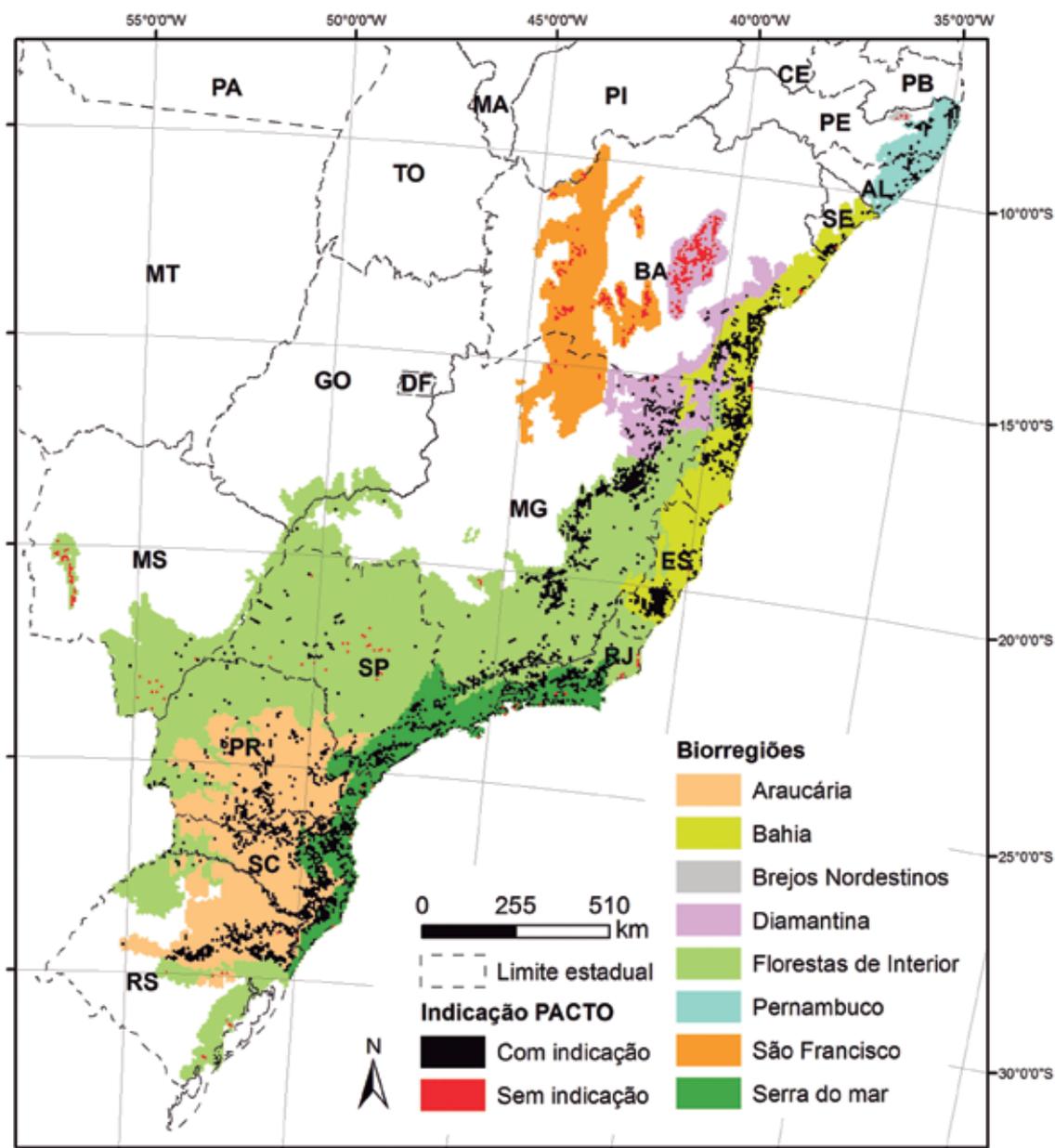


Figura 15: Distribuição das paisagens de média/alta resiliência nas diferentes biorregiões. Paisagens em preto apresentam áreas potenciais para recuperação e paisagens em vermelho não apresentam estimativas de áreas potenciais para recuperação segundo o PACTO.

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

Biorregião	Classe de prioridade								
	Muito Alta			Alta			Alta2		
	#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG
Araucária	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 Nordestinos	0	0	0	0	0	0	2	3,2	6,8
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
São Francisco	0	0	0	0	0	0	63	110,3	204,7
Serra do Mar	109	211,3	333,7	194	376,6	593,4	7	10,1	24,9
Total por prioridade	583	1007,6	1907,4	757	1351,3	2433,7	202	342,4	667,6

Biorregião	Classe de prioridade								
	Média-alta			Média			Média2		
	#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG	#PAIS	AVEG	SVEG
Araucária	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 Nordestinos	0	0	0	0	0	0	2	2,1	7,9
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
São Francisco	0	0	0	0	0	0	62	82,4	227,6
Serra do Mar	194	269	701	108	144,1	395,9	7	8,5	26,5
Total por prioridade	757	999,8	2785,2	576	753,2	2126,8	196	255,4	724,6

Tabela 4: Síntese por biorregião e para toda a Mata Atlântica do número e porcentagem de paisagens selecionadas como prioritárias para recuperação, 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 Nordestinos	4	5,3	14,7	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

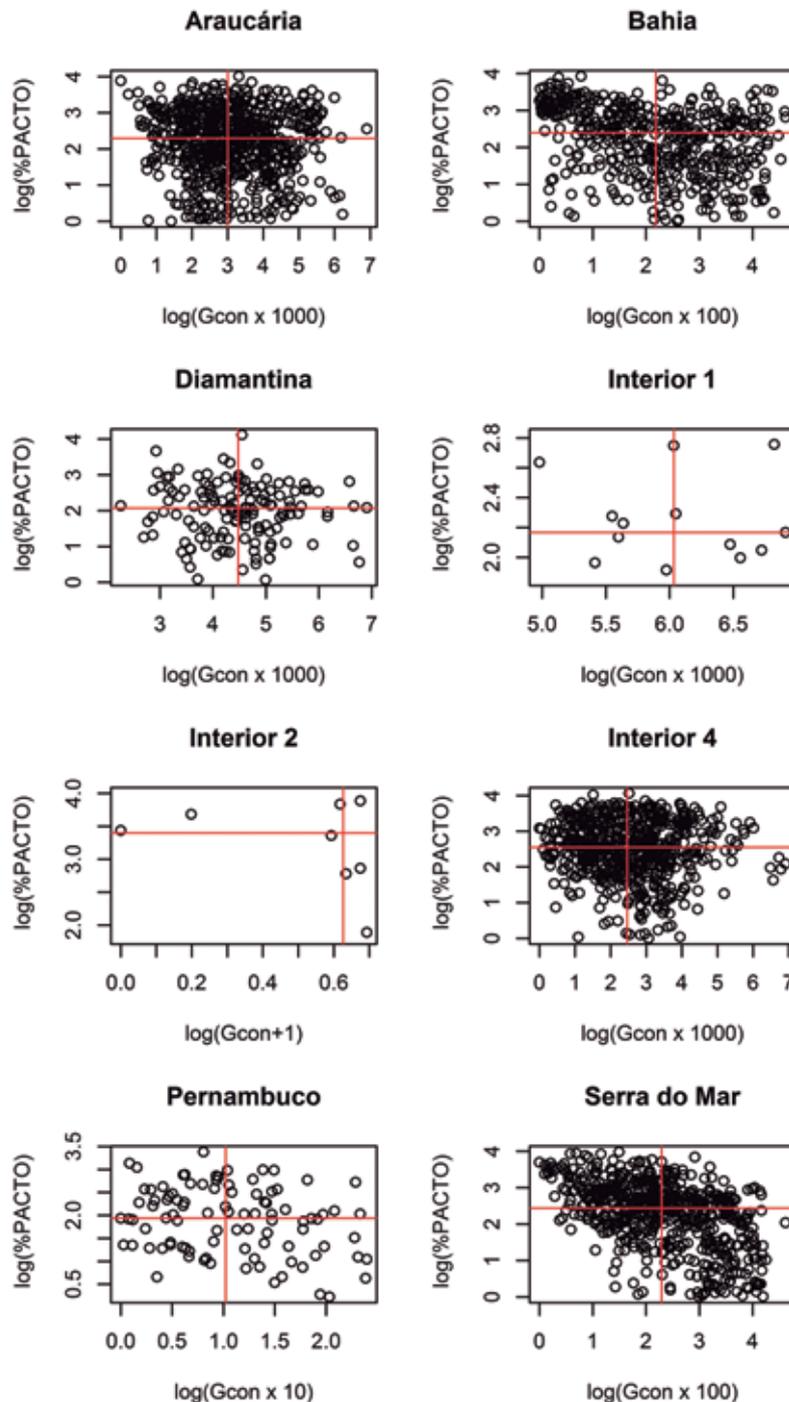


Figura 16: Valores do índice *Gcon* em função de %PACTO para definição da prioridade de recuperação. Os valores dos dois índices estão apresentados na escala logarítmica para facilitar a visualização. Linhas vermelhas representam as medianas dos índices usados para separar os gráficos em quadrantes. 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.

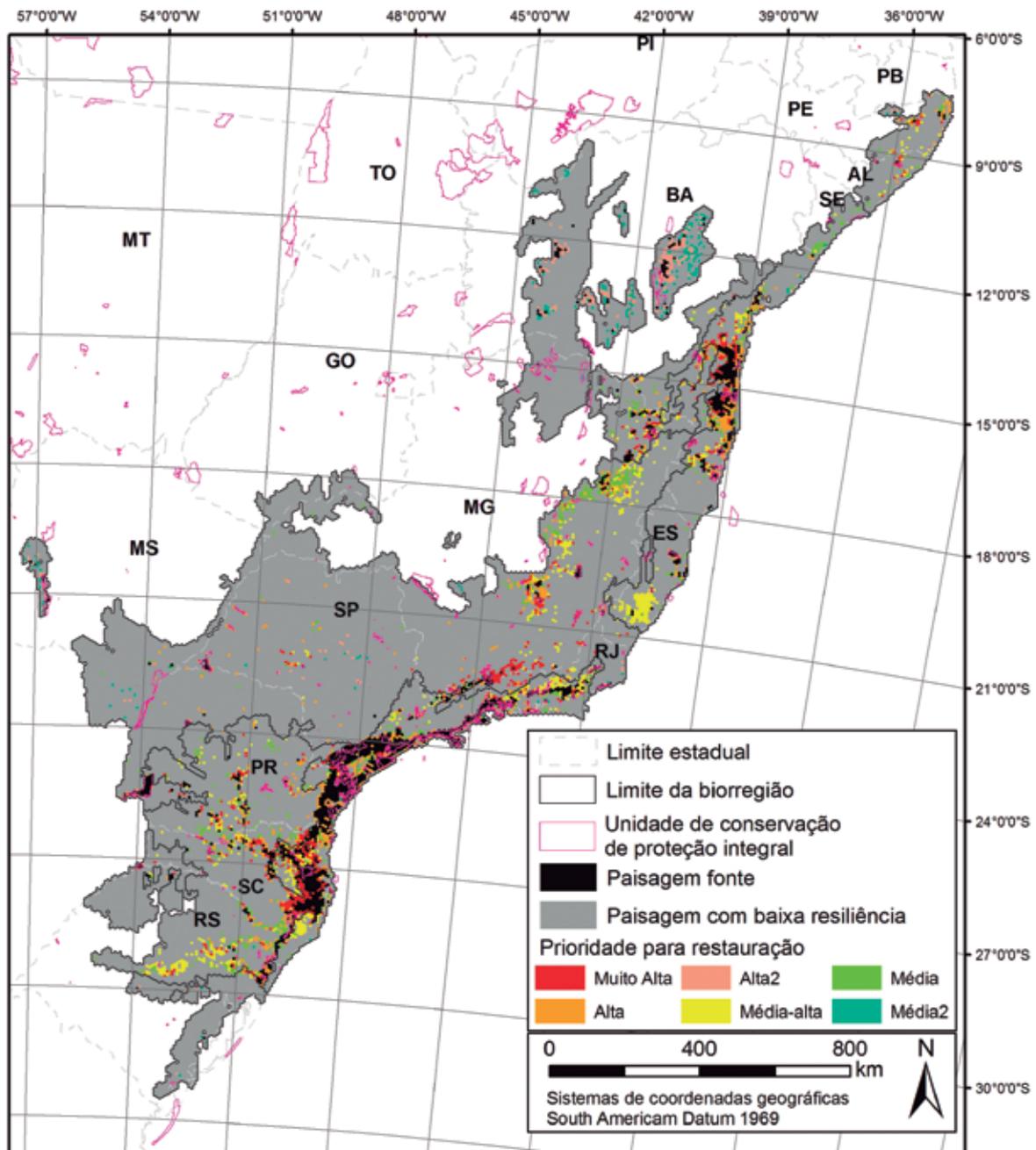


Figura 17: Distribuição das paisagens segundo a classe de prioridade para restauração.

4. 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 a manutenção da biodiversidade. Devido à alta cobertura e à alta conectividade, as fontes de biodiversidade não foram consideradas prioritárias para ações de recuperação, uma vez que o incremento de cobertura florestal não resultaria em grande melhoria para a conservação da biodiversidade, considerando uma escala regional. Estas paisagens poderiam ser beneficiadas através da criação de novas unidades de conservação visando a proteção dos fragmentos já existentes. Devido às condições favoráveis, possíveis ações de recuperação teriam grandes possibilidades de sucesso face ao alto potencial de colonização das áreas restauradas. Nesses casos, estratégias de recuperação mais baratas, como a suspensão dos fatores de degradação e o abandono e proteção das áreas para permitir a regeneração natural, podem ser adotadas caso não existam limitantes locais que impeçam a regeneração natural - como, por exemplo, alta erosão, degradação e compactação do solo e 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 recuperação por combinarem menor custo financeiro e maior benefício para a biodiversidade, avaliados pela quantidade e configuração (conectividade) da vegetação nativa remanescente. Estas paisagens, ao passarem por ações de recuperação que incrementem 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 recuperação. 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 recuperação. Desta maneira, as paisagens classificadas com maior prioridade são as que apresen-

tam maior quantidade de áreas de baixo potencial agrícola, aumentando as possibilidades de encontrar áreas disponíveis para recuperação, e também as que apresentam maior potencial de fluxo biológico, aumentando as chances de sucesso das ações de recuperação.

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 a manutenção da biodiversidade. Nessas paisagens são necessárias ações de recuperação que promovam um grande aumento de cobertura florestal e, provavelmente, muitas dessas paisagens já apresentam uma diversidade biológica reduzida. Apesar disso, algumas destas paisagens podem abrigar fragmentos com alta diversidade e com espécies ameaçadas que se mantiveram devido a condições locais adequadas. Nesses casos, onde registros biológicos atuais demonstrem a importância dessas paisagens para biodiversidade, estratégias de recuperação e conservação também deverão ser adotadas com o objetivo de manter as espécies ainda encontradas, particularmente aquelas de elevado valor para a conservação.

Os resultados apresentados neste estudo 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 recuperação 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. Nesses casos, muito provavelmente as áreas consideradas prioritárias serão outras, podendo incluir parte das paisagens classificadas neste estudo como de baixa resiliência. Portanto, os resultados obtidos neste trabalho podem ser combinados com outros critérios de priorização para a recuperação, a fim de garantir a manutenção e recuperação de diferentes serviços ecossistêmicos, além da conservação da biodiversidade, de acordo com os objetivos específicos de cada iniciativa

Referências

- Awade, M.; Metzger, J.P., 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.; Saura, S., 2010. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling* 221: 2393-2405.
- Boscolo, D.; Candia-Gallardo, C.; Awade, M., Metzger, J.P., 2008. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40 (3): 273-276.
- Bunn, A.G.; Urban, D.L.; Keitt, T.H., 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of environmental management* 59: 266-278.
- Crouzeilles, R.; Lorini, M.L.; Grelle, C.E.V., 2010. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. *Oecologia Australis* 14(4): 872-900.
- Ghazoul, J., 2005. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. *Biological Reviews* 80: 413-443.
- Hansbauer, M.M.; Storch, I.; Knauer, F.; Borntraeger, R.; Hettich, U.; Pilz, S.; Kuchenhoff, H.; Pimentel, R.; Metzger, J.P., 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecology* 25 (3): 407-417.
- Hansbauer, M.M.; Storch, I.; Leu, S.; Nieto-Holguin, J.P.; Pimentel, R.G.; Knauer, F.; Metzger, J.P., 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biological Conservation* 141: 782-791.
- Laurance, W.F.; Delamônica, P.; Laurance, S.G.; Vasconcelos, L.; Lovejoy, T.E., 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.; Girão, L.C.; Santos, B.A.; Peres, C.A.; Tabrelli, M., 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 142: 1154-1165.
- Martensen, A.C.; Pimentel, R.G.; Metzger, J.P., 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.; Dècamps, H., 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at landscape scale. *Acta Oecologia* 18: 1-12.

- Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Dixo, M.; Bernaci, L.C.; Ribeiro, M.C.; Teixeira, A.M.G.; Pardini, R., 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.; Bueno, A.A.; Gardner, T.A.; Prado, P.I.; Metzger, J.P., 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos One*, v. 5, p. e13666.
- Pardini, R.; Souza, S.M.; Braga-Neto, R.; Metzger, J.P., 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.; Saura, S., 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.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M., 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.; Lima, R.A.F.; Gandolfi, S.; Nave, A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242-1251.
- Saura, S.; Pascual-Hortal, L., 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.; Torné, J., 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.; Casteleti, C.H.M., 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. *Introduction to percolation theory*. Taylor & Francis, London, England.
- Uezu, A.; Beyer, D.D.; Metzger, J.P., 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biodiversity and Conservation* 17 (8): 1907-1922.
- Urban, D.; Keitt, T., 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82: 1205-1218.

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>n é o número de nós da paisagem, ai e aj são os atributos (área) dos nós i e j, nlij é o número de ligações no caminho mais curto entre os nós i e j e AL é o valor máximo dos atributos da paisagem (área da paisagem)</p>	<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</p>
<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>n é o número de nós da paisagem, ai e aj são os atributos (área) dos nós i e j, p*ij é o valor máximo do produto das probabilidades de todos os caminhos possíveis entre os nós i e j</p>	<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</p>

Anexo 2: Resultados do índice *MultivarIICflux* detalhados para as biorregiões.

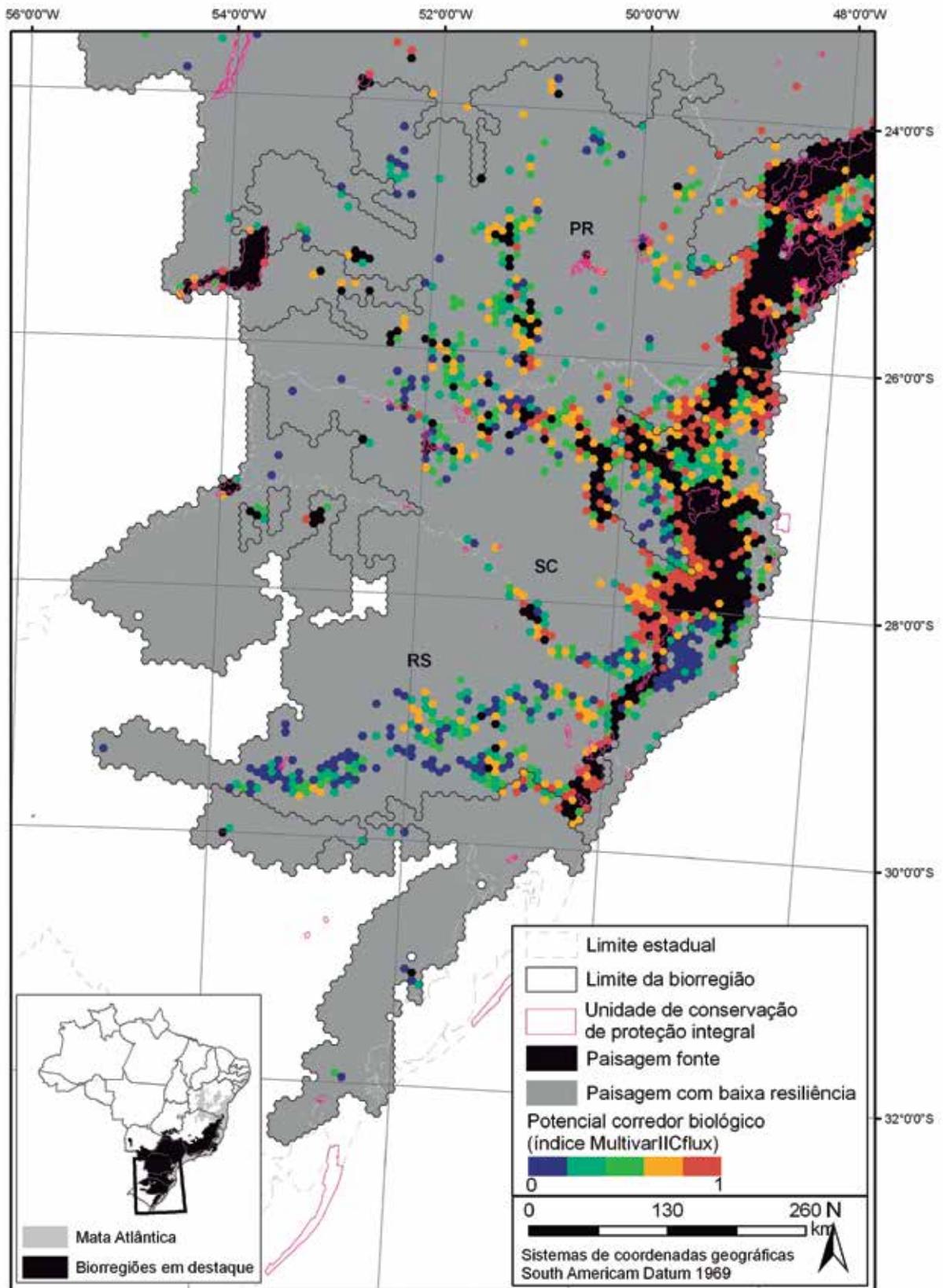


Figura 1: Resultado do índice *MultivarIICflux* para a biorregião Araucária e para as divisões 1 e 2 da biorregião Floresta de Interior.

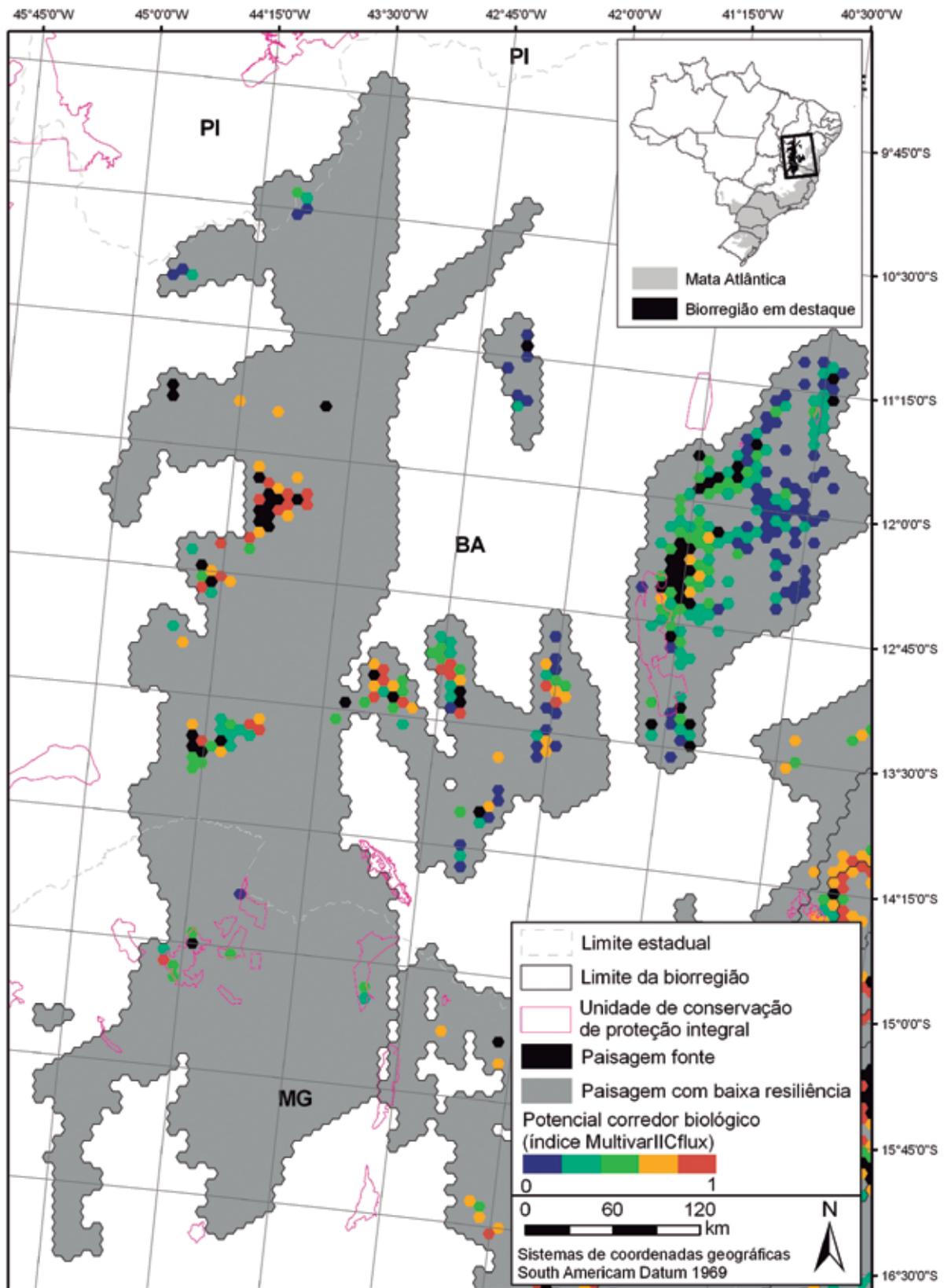


Figura 2: Resultado do índice MultivarIICflux para a biorregião São Francisco.

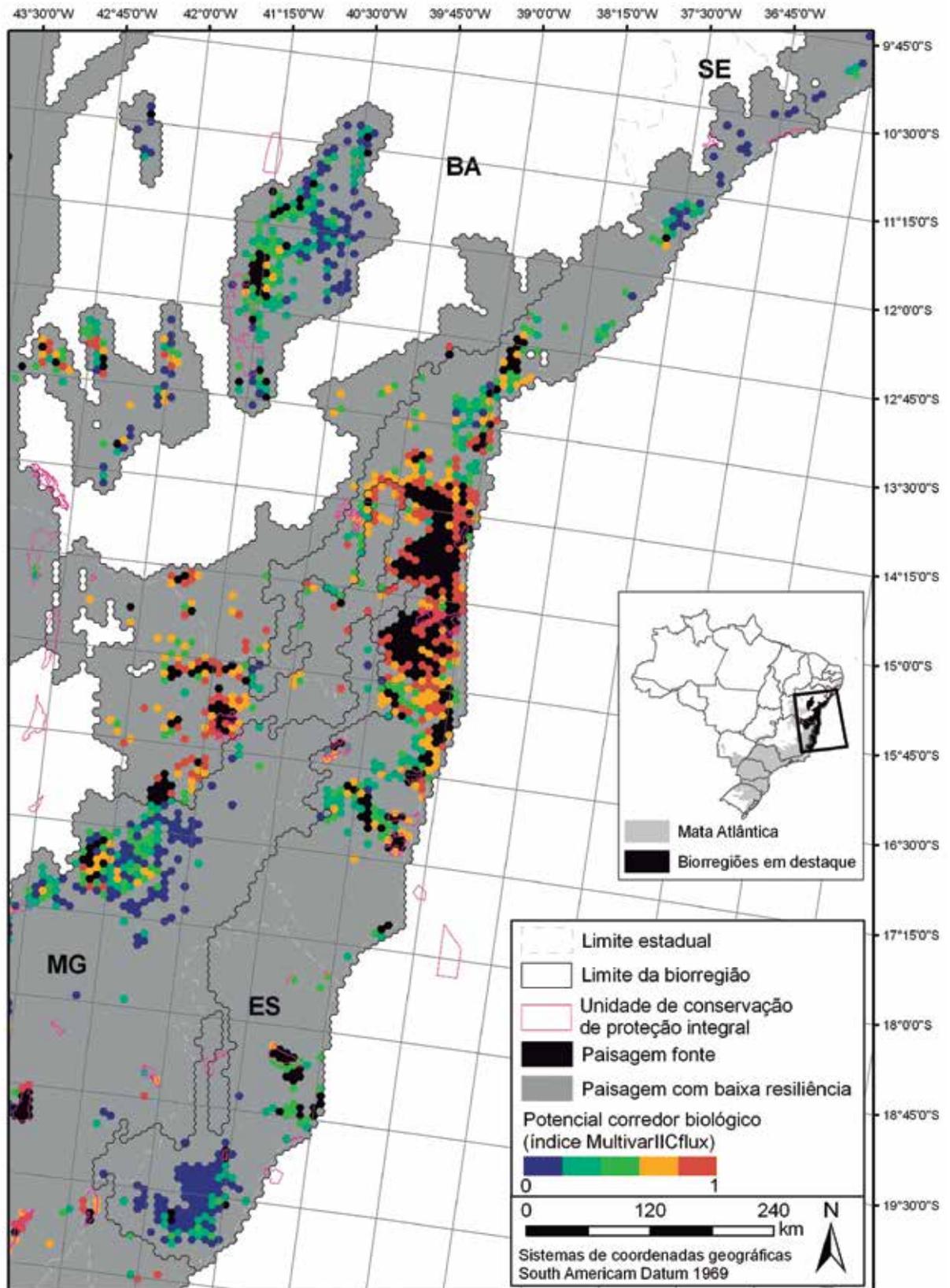


Figura 3: Resultado do índice *MultivarIICflux* para as biorregiões Bahia e Diamantina.

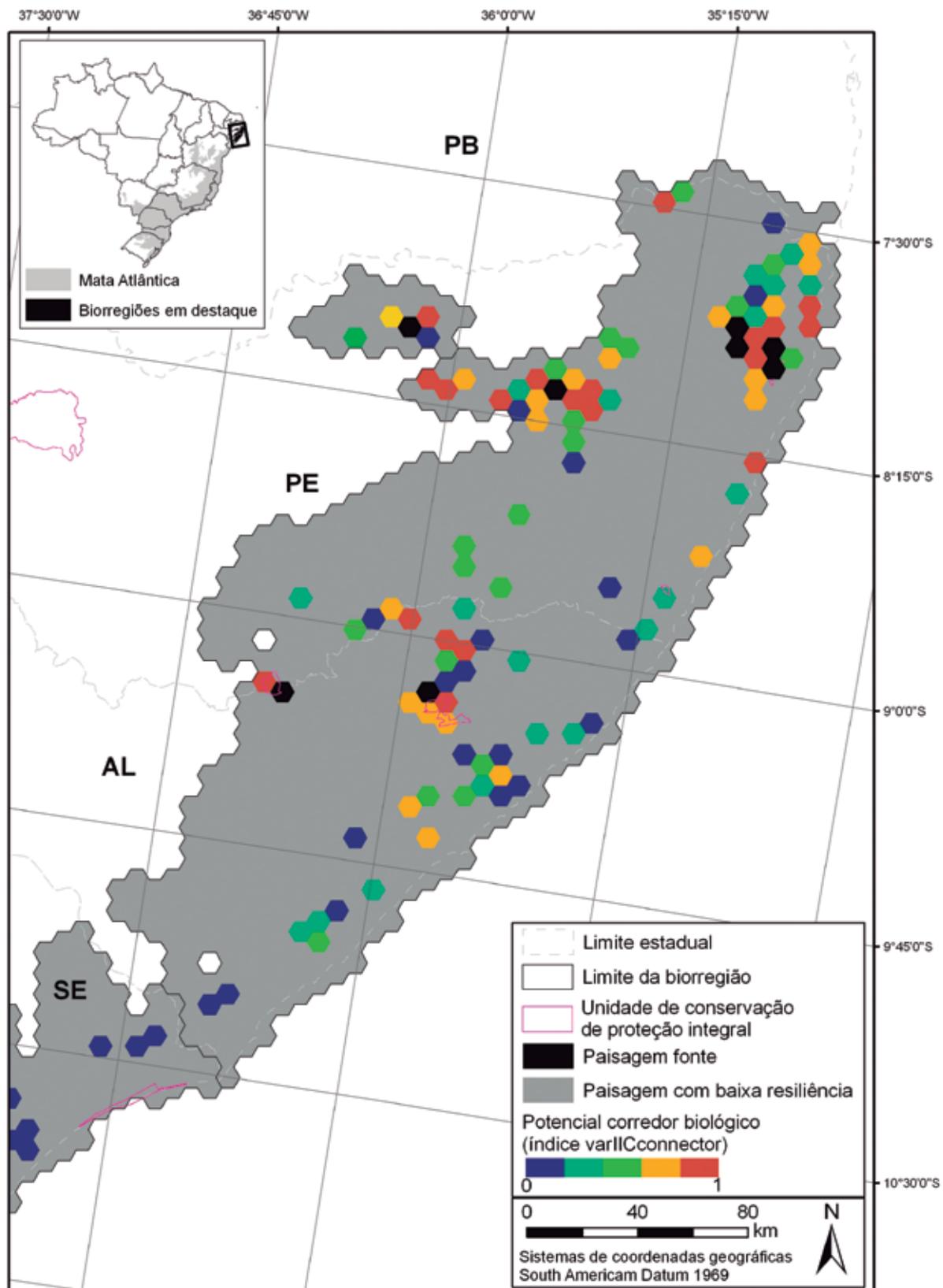


Figura 4: Resultado do índice MultivarII Cflux para as biorregiões Pernambuco e Brejos Nordestinos.

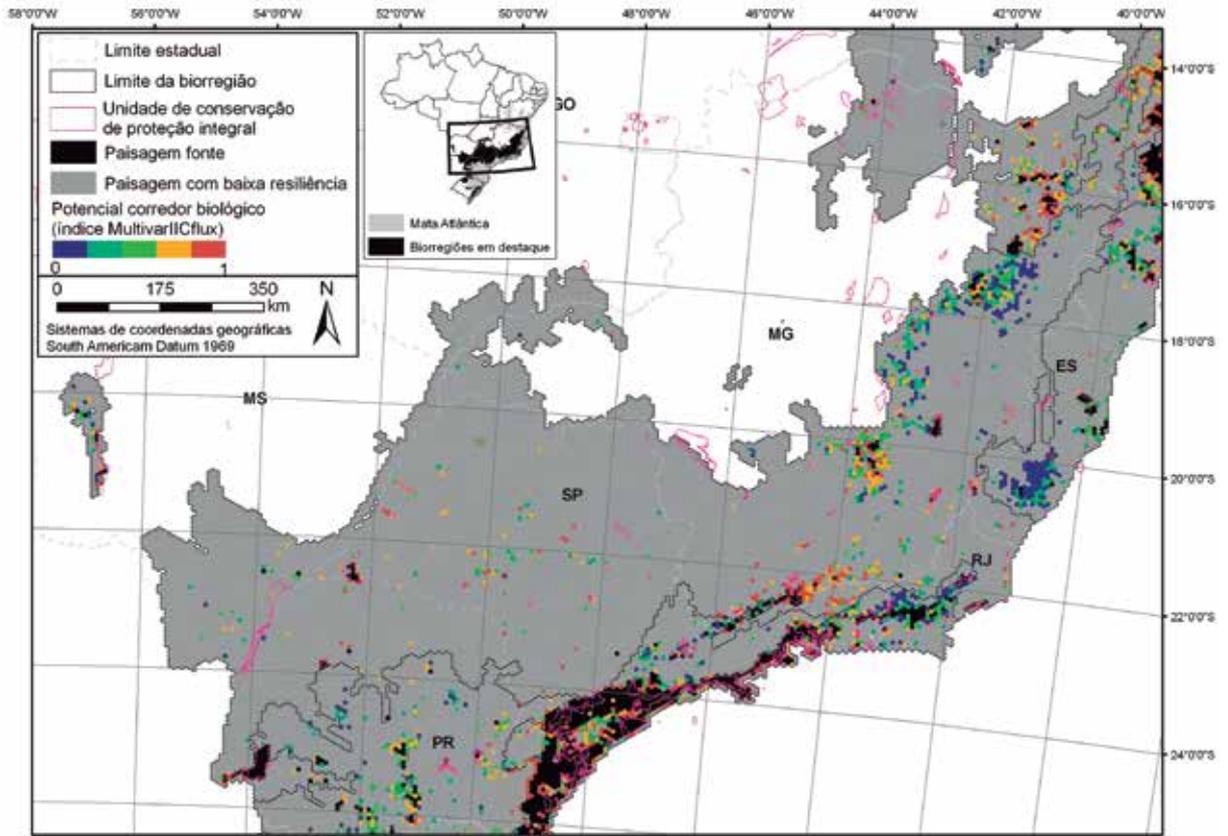


Figura 5: Resultado do índice *MultivarIICflux* para as divisões 3 e 4 da biorregião Florestas de Interior.

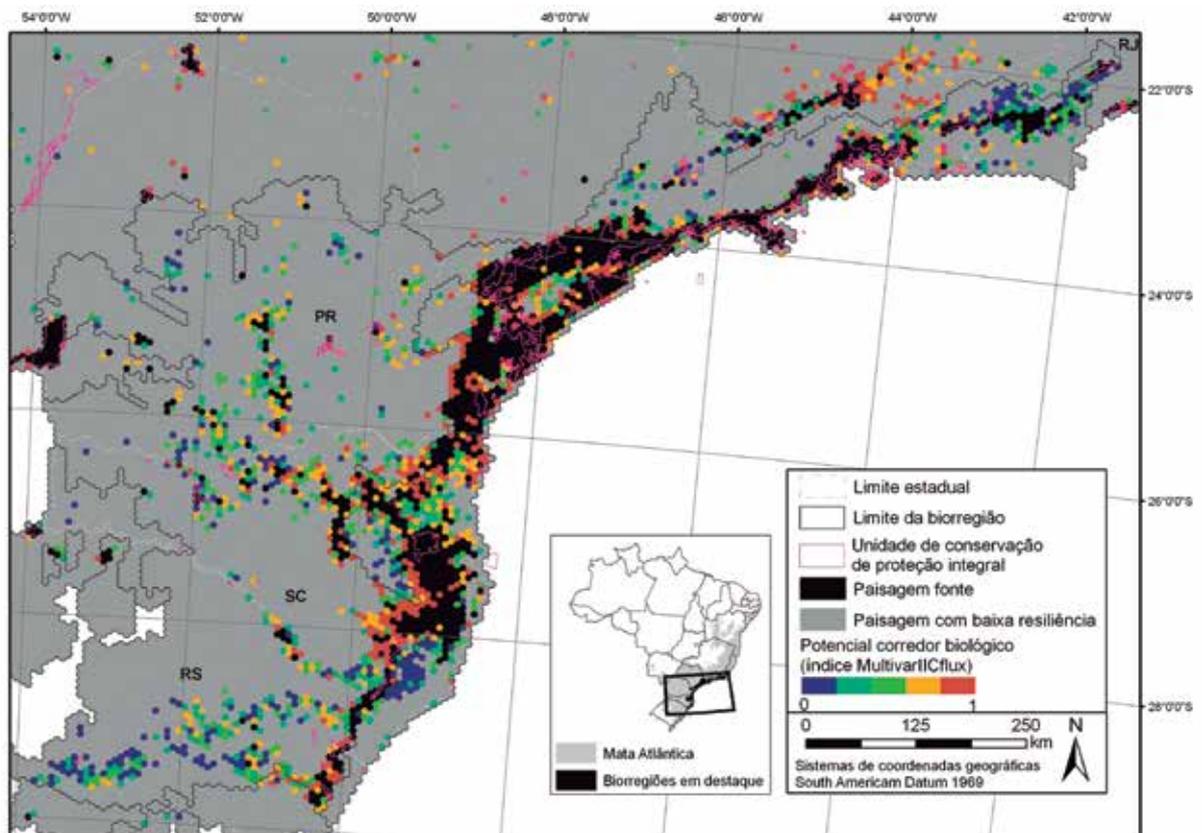


Figura 6: Resultado do índice *MultivarIICflux* para a biorregião Serra do Mar.

Anexo 3: Resultados do índice *varIICconnector* detalhados para as biorregiões

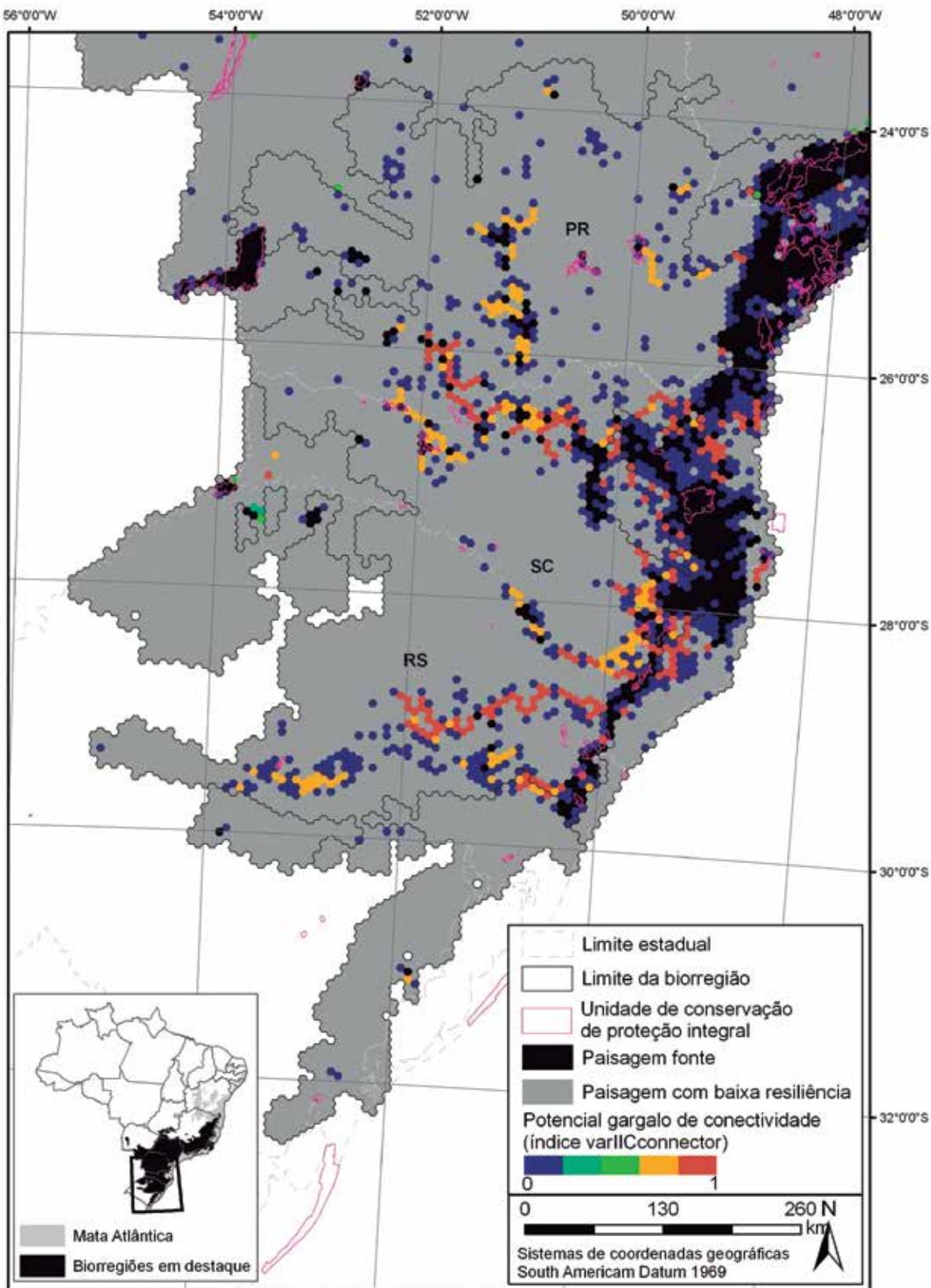


Figura 1: Resultado do índice *varIICconnector* para a biorregião Araucária e para as divisões 1 e 2 da biorregião Florestas de Interior.

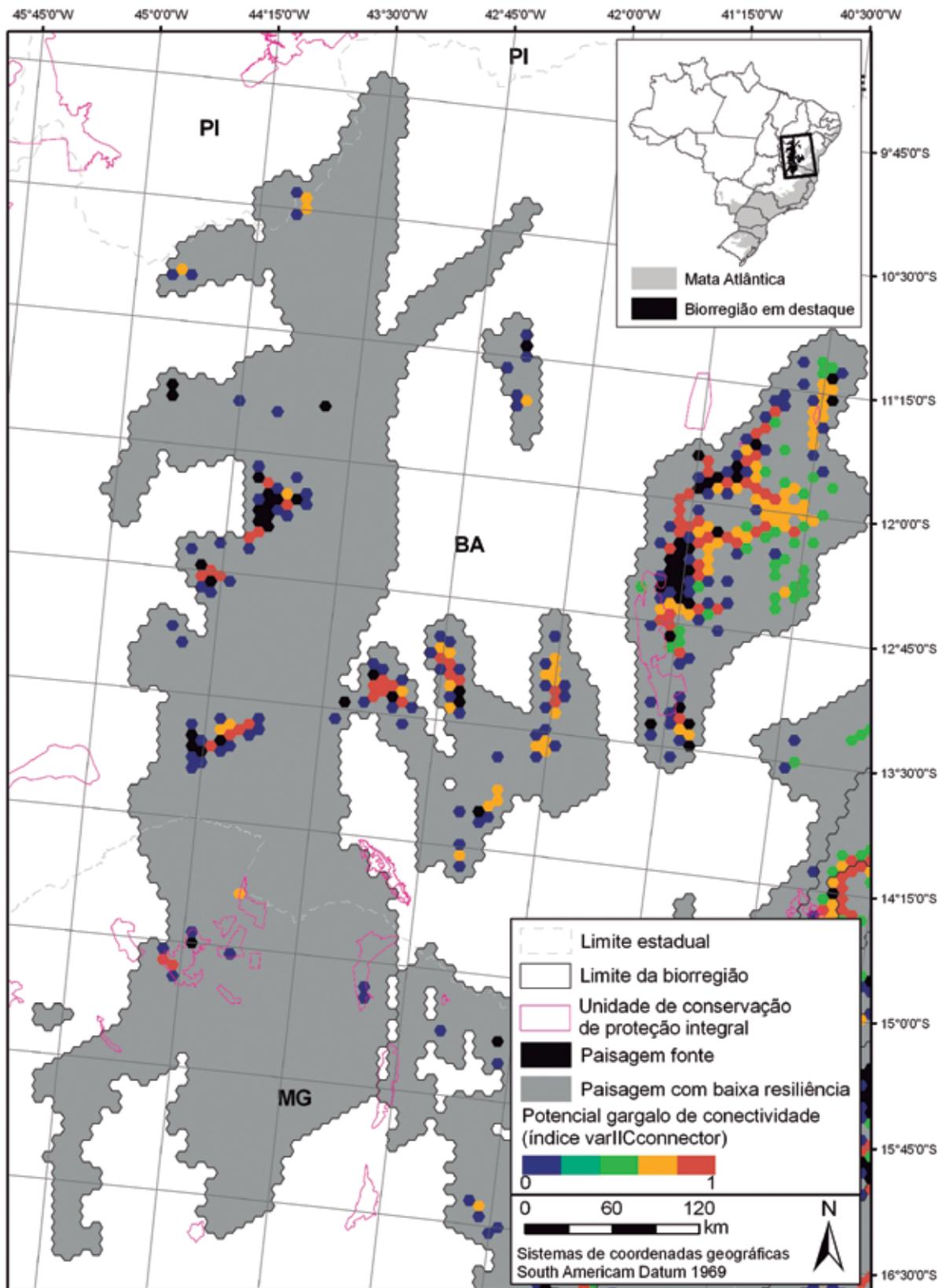


Figura 2: Resultado do índice *varIICconnector* para a biorregião São Francisco.

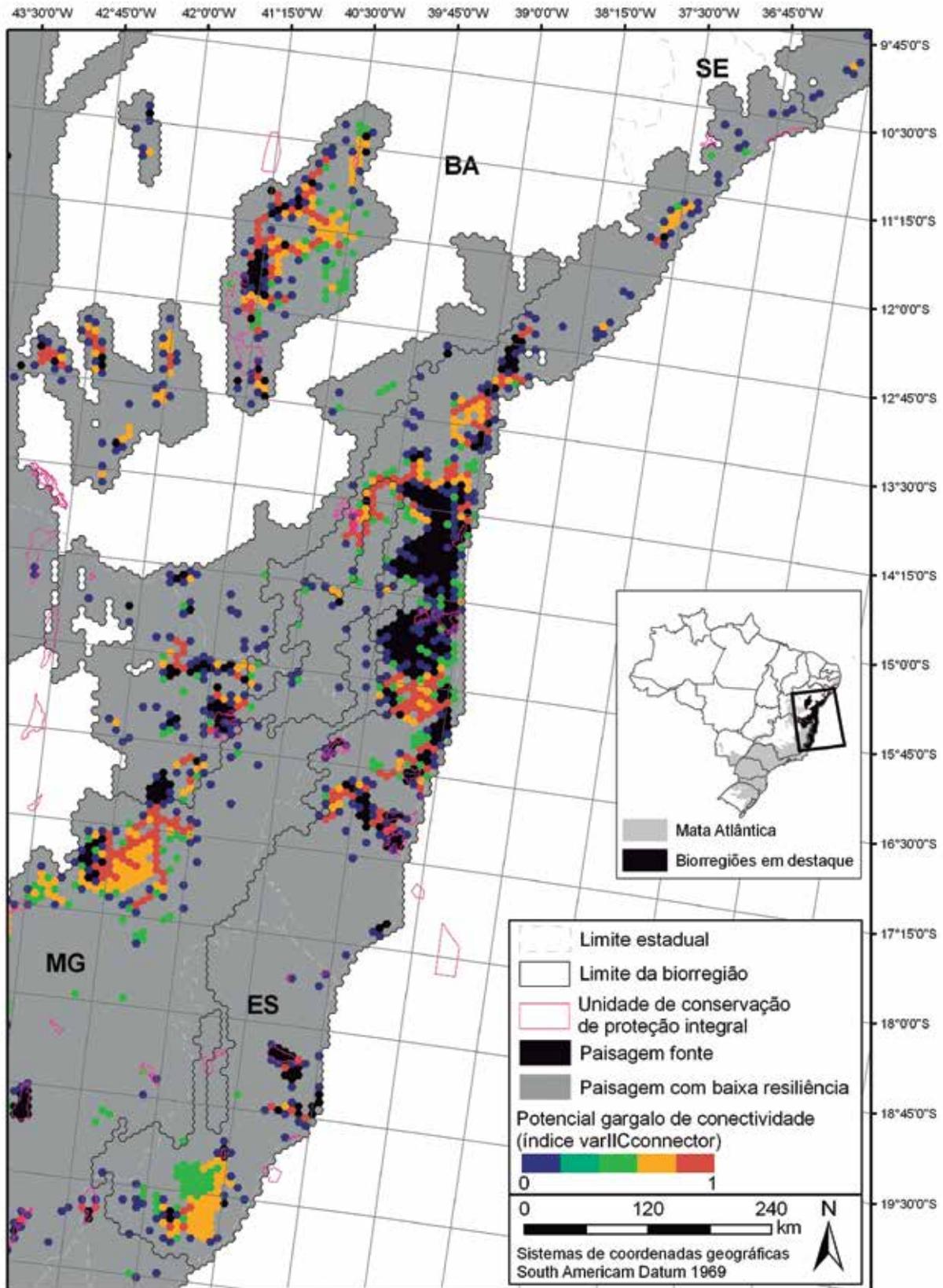


Figura 3: Resultado do índice *varIIConnector* para as biorregiões Bahia e Diamantina.

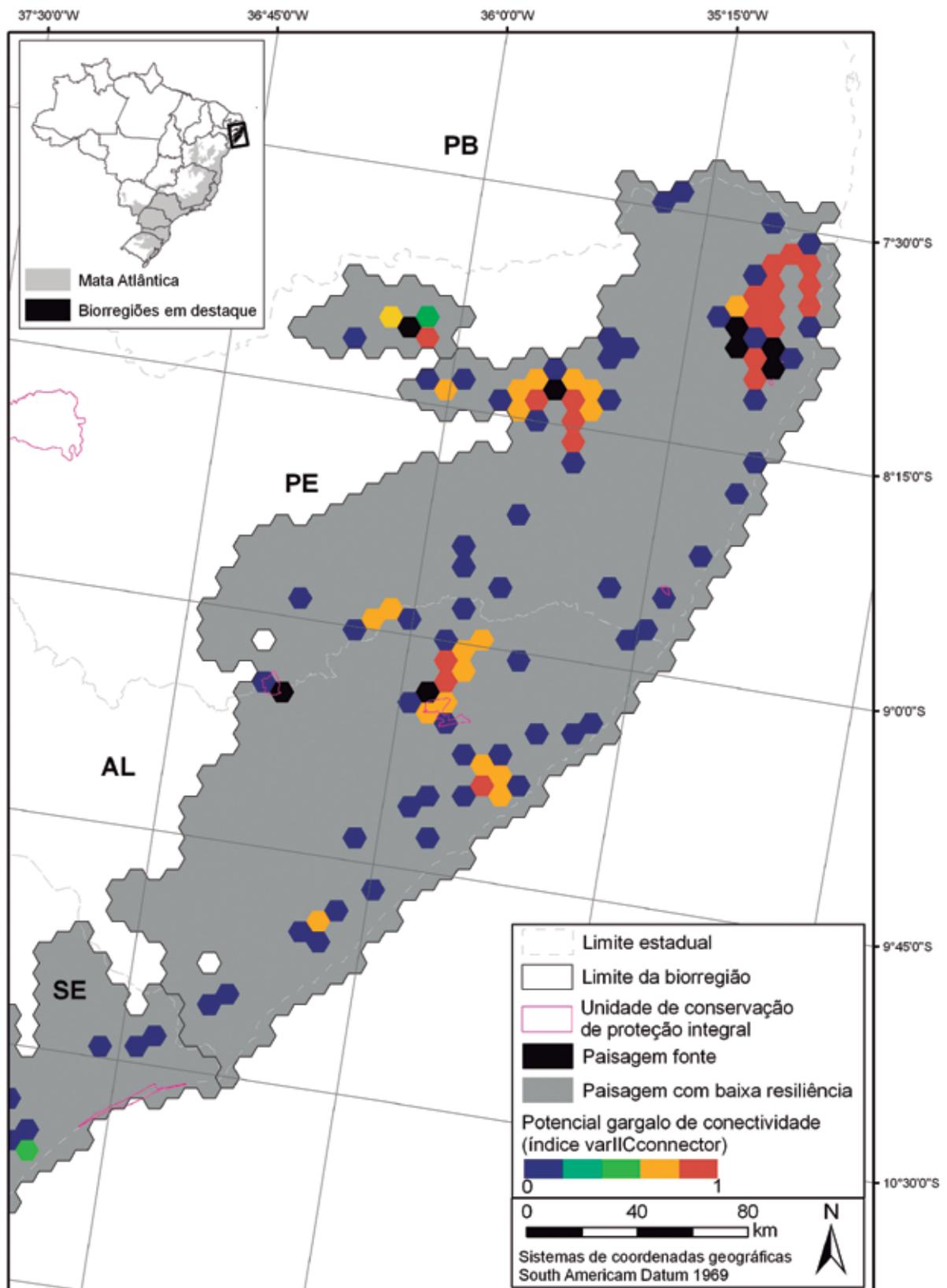


Figura 4: Resultado do índice *varIICconnector* para as biorregiões Pernambuco e Brejos Nordestinos.

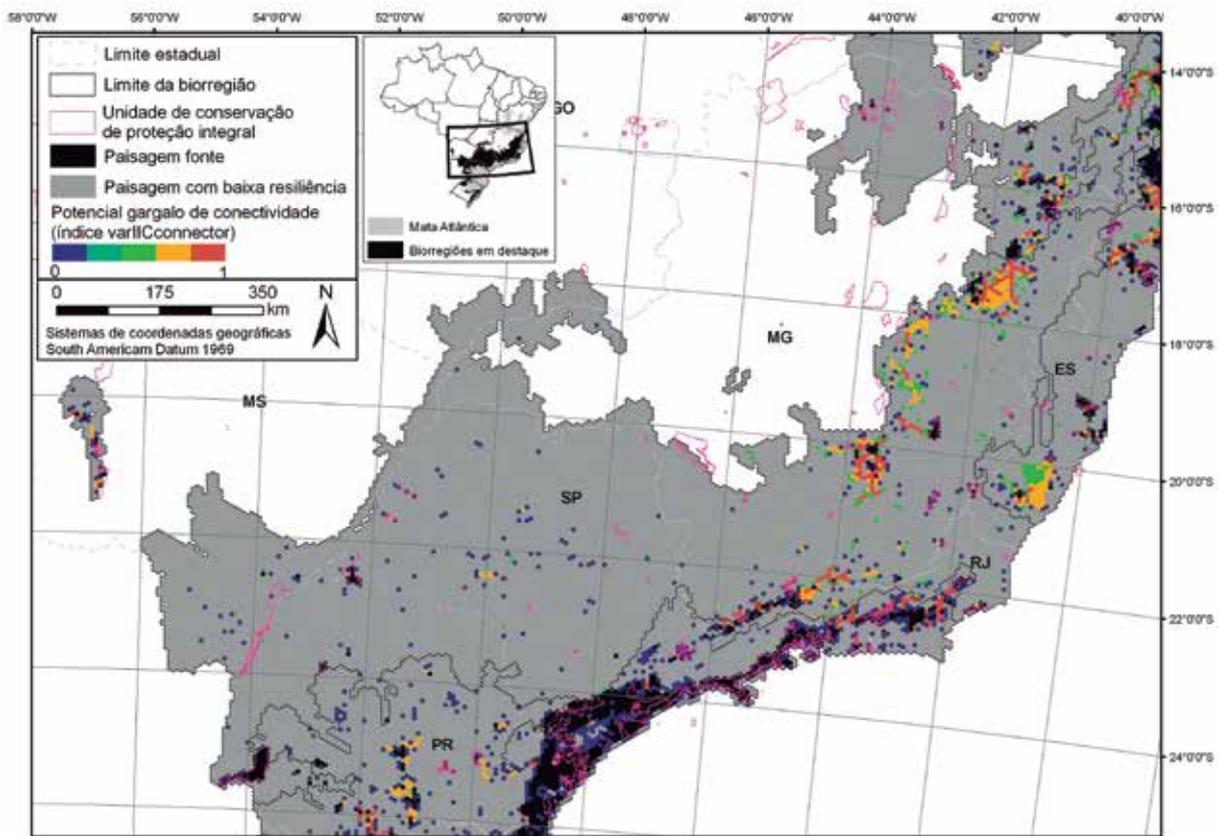


Figura 5: Resultado do índice *varIICconnector* para as divisões 3 e 4 da biorregião Florestas de Interior.

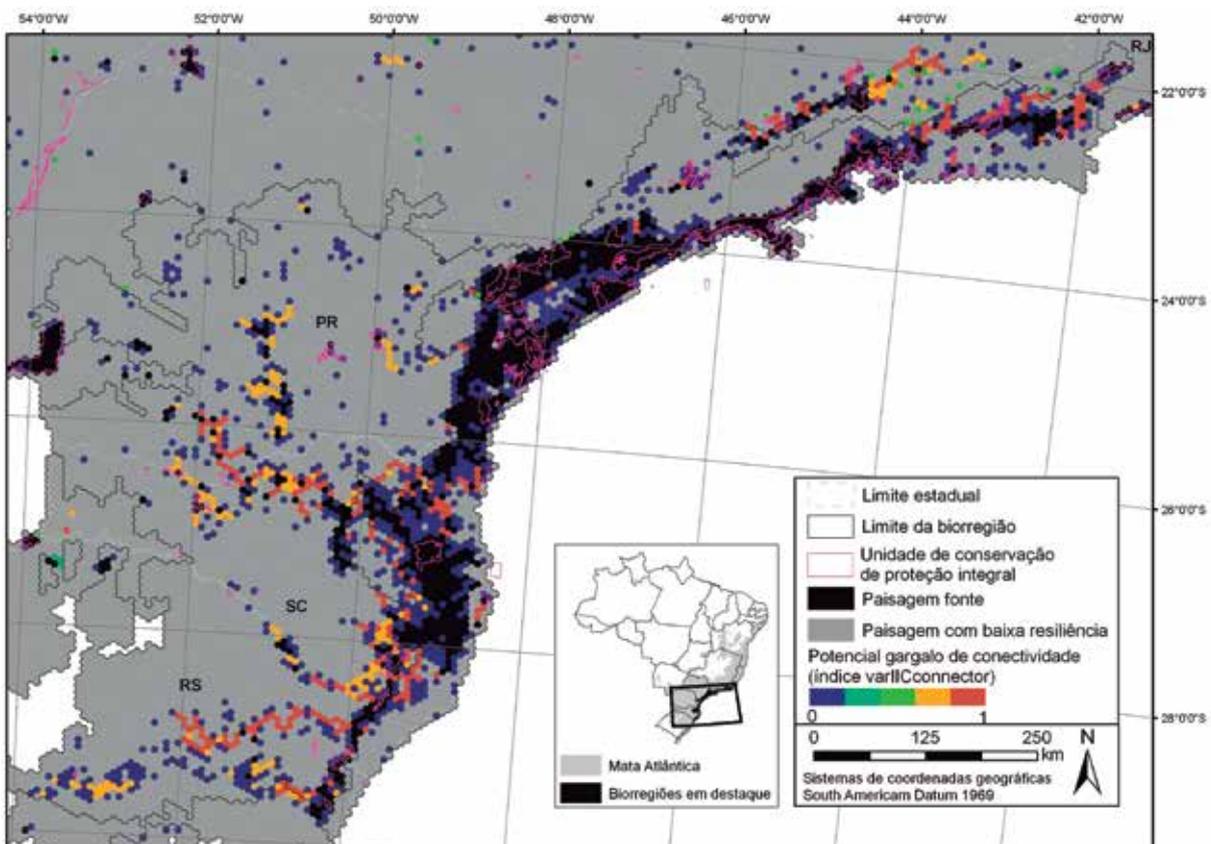


Figura 6: Resultado do índice *varIICconnector* para a biorregião Serra do Mar.

Anexo 4: Resultados do índice *Gcon* detalhados para as biorregiões

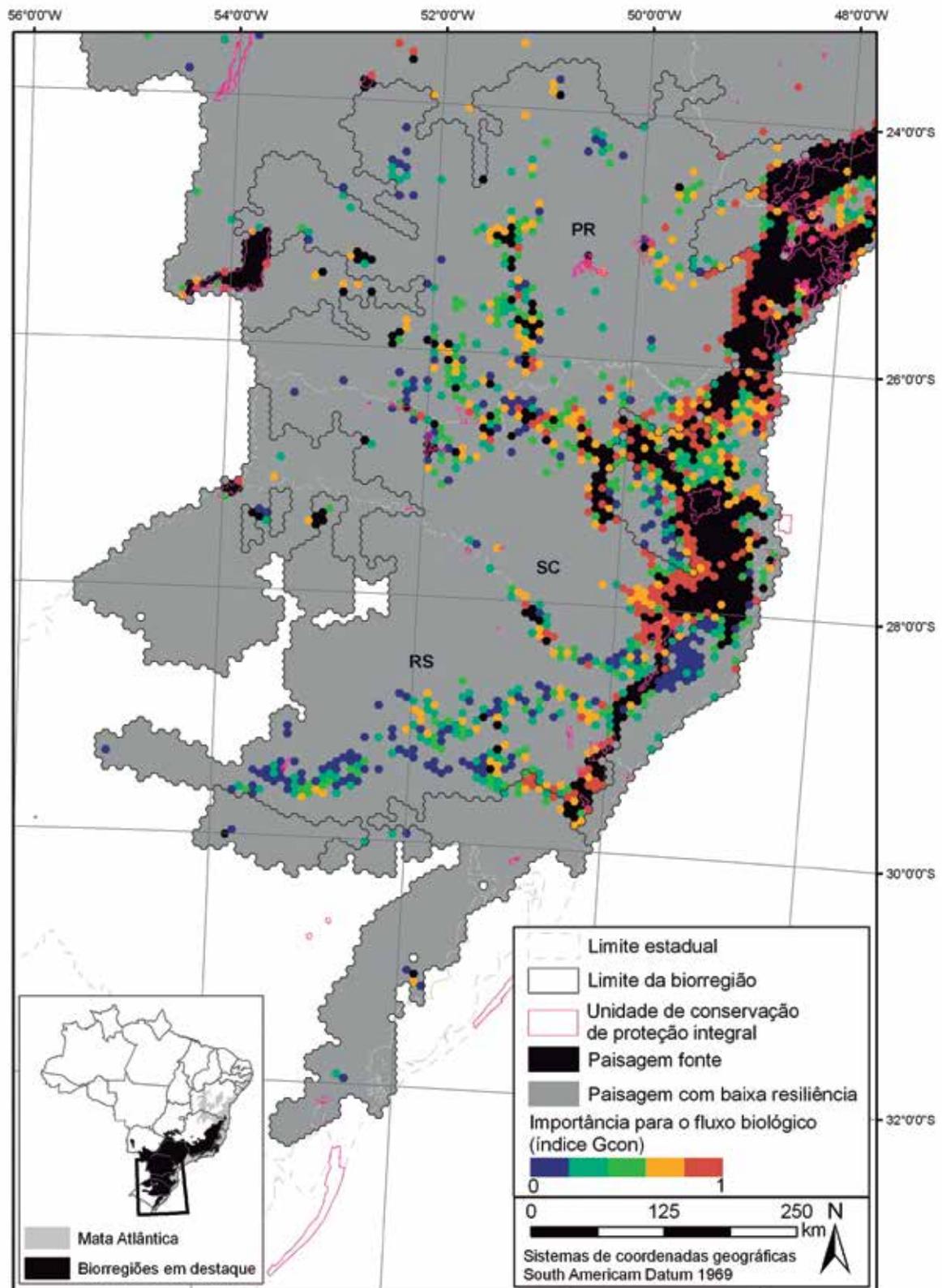


Figura 1: Resultado do índice *Gcon* para a biorregião Araucária e para as divisões 1 e 2 da biorregião Florestas de Interior.

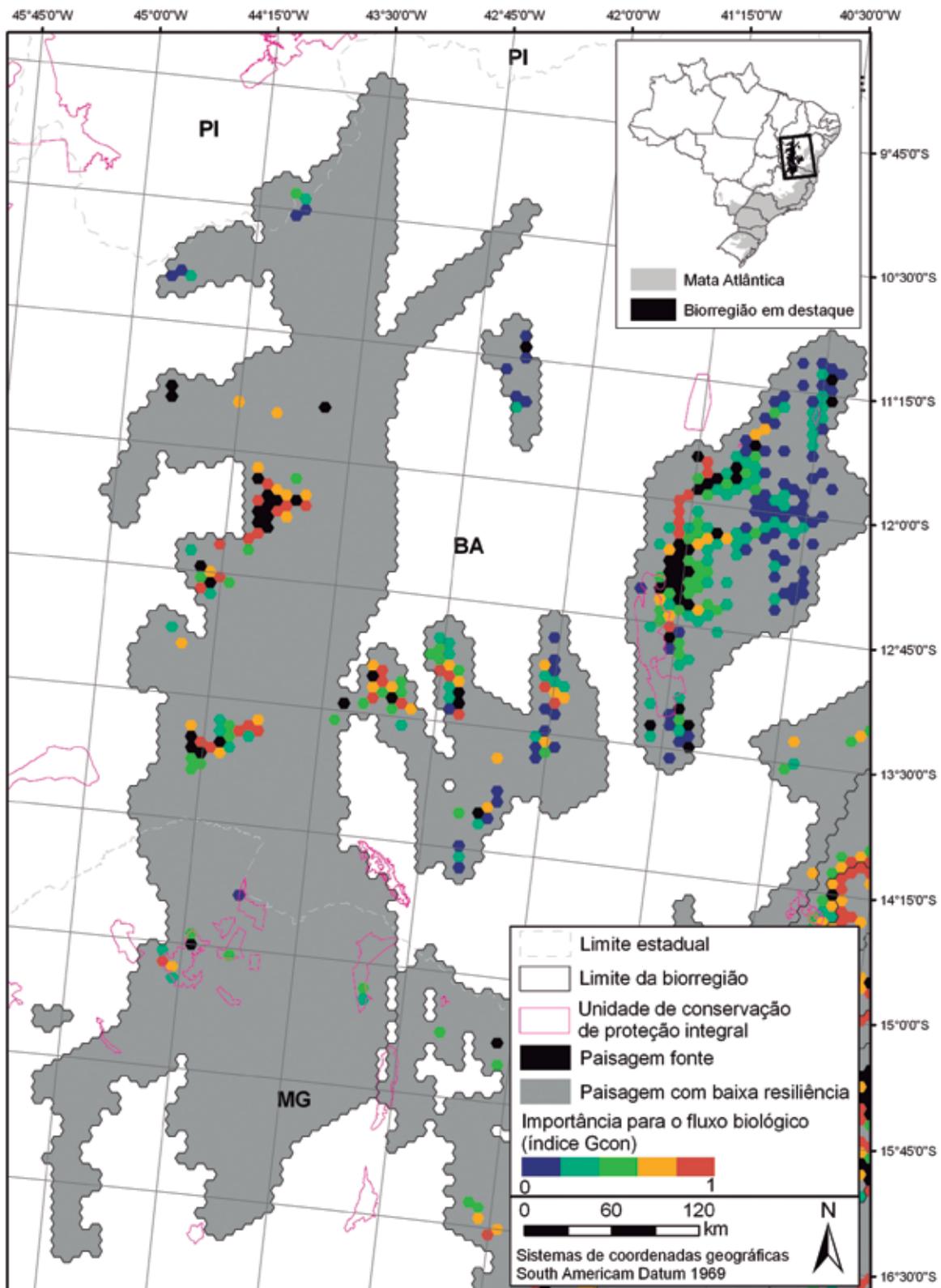


Figura 2: Resultado do índice *Gcon* para a biorregião São Francisco.

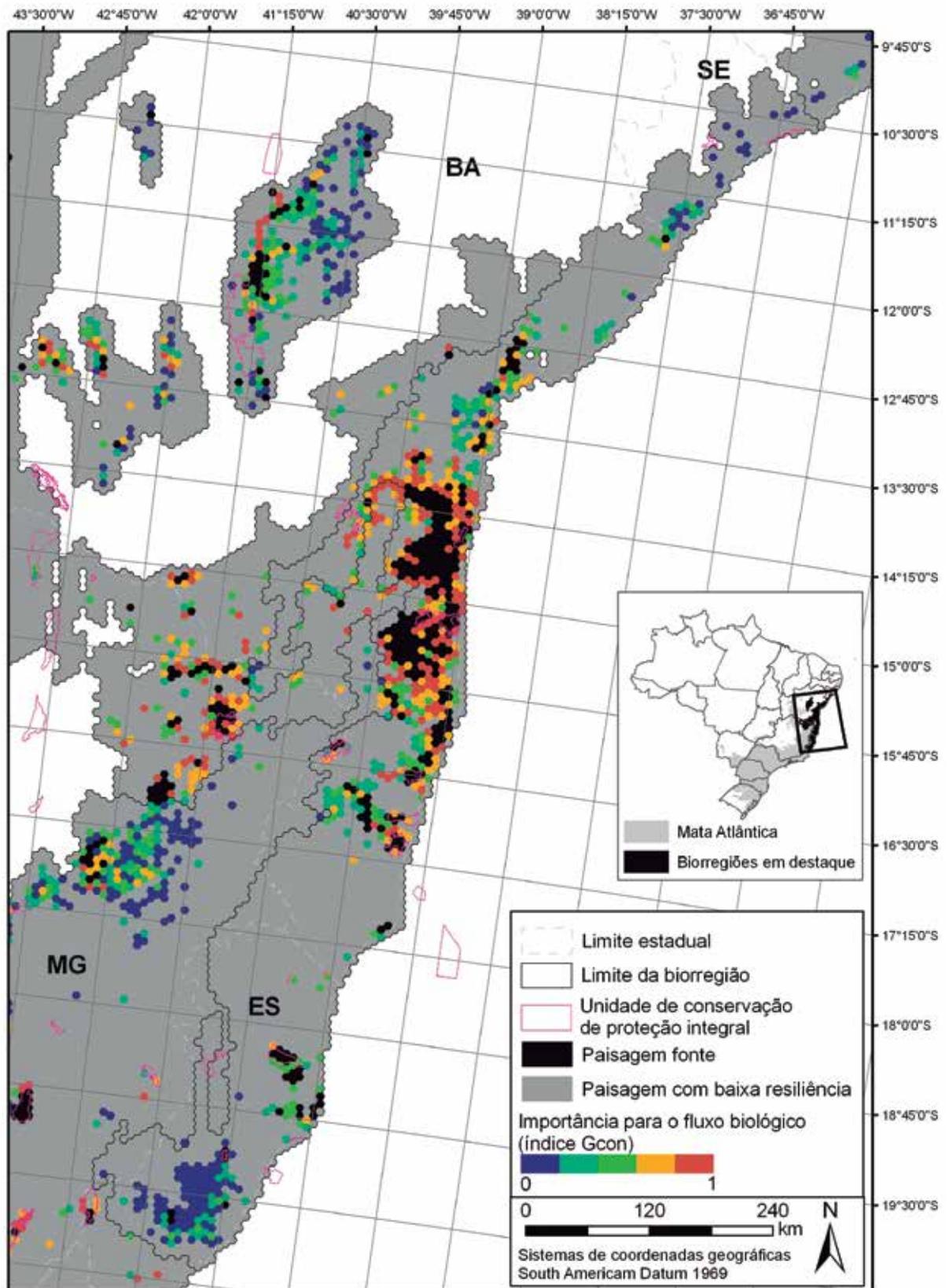


Figura 3: Resultado do índice *Gcon* para as biorregiões Bahia e Diamantina.

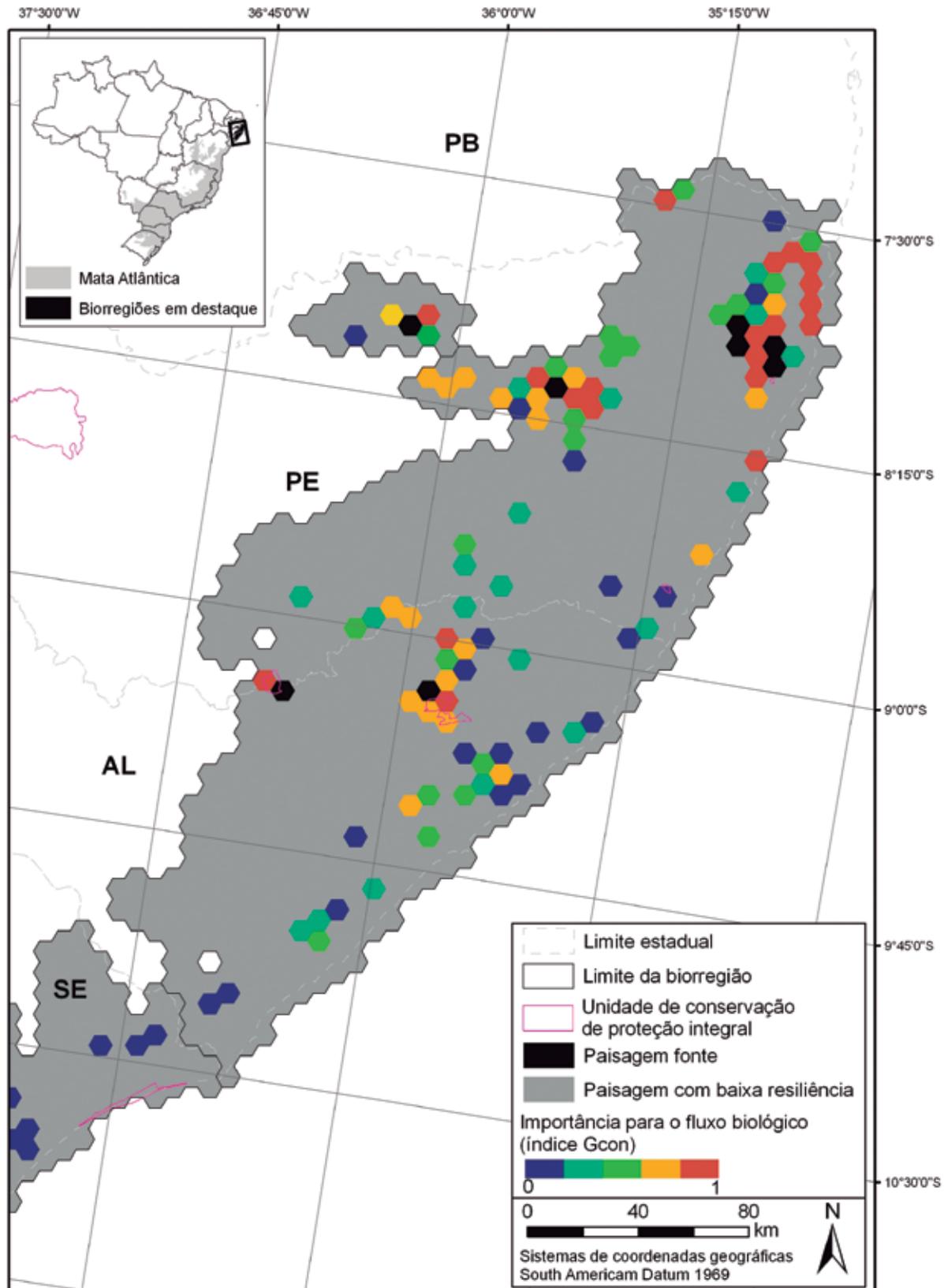


Figura 4: Resultado do índice *Gcon* para as biorregiões Pernambuco e Brejos Nordestinos.

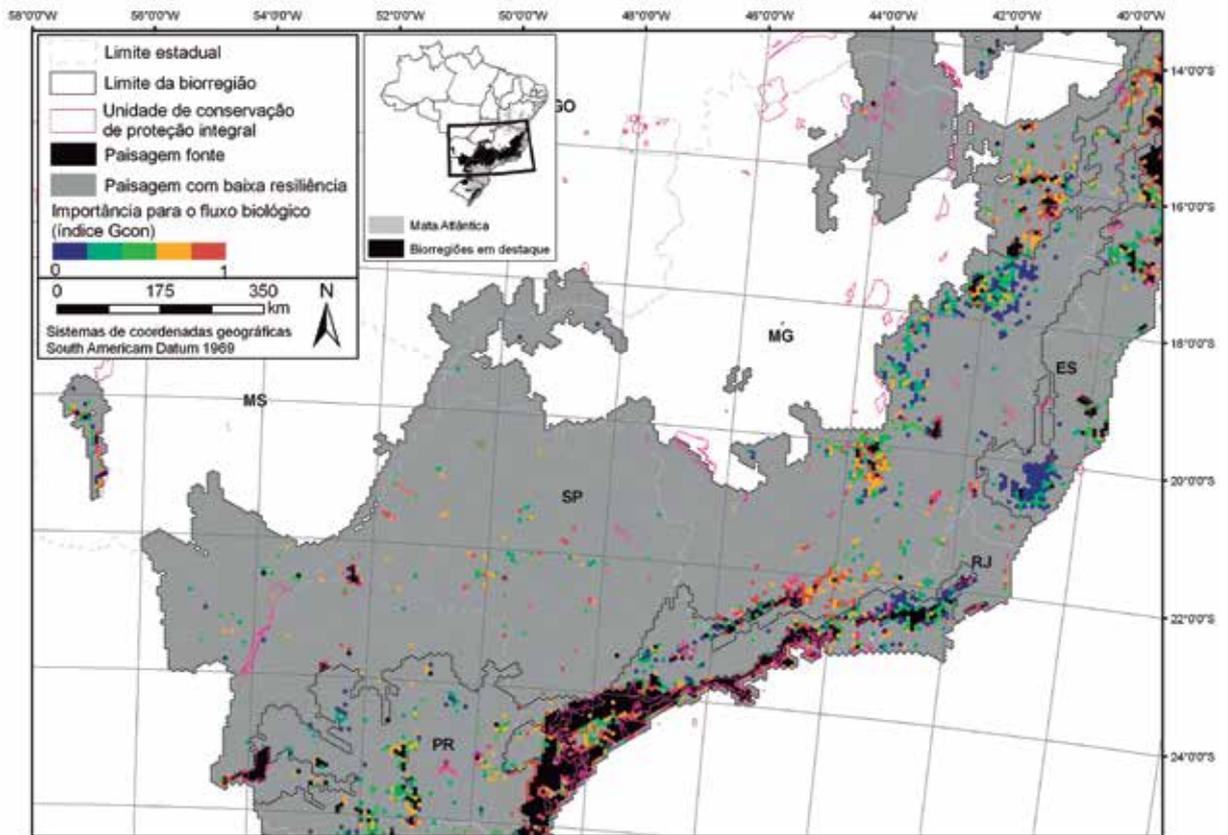


Figura 5: Resultado do índice *Gcon* para as divisões 3 e 4 da biorregião Florestas de Interior.

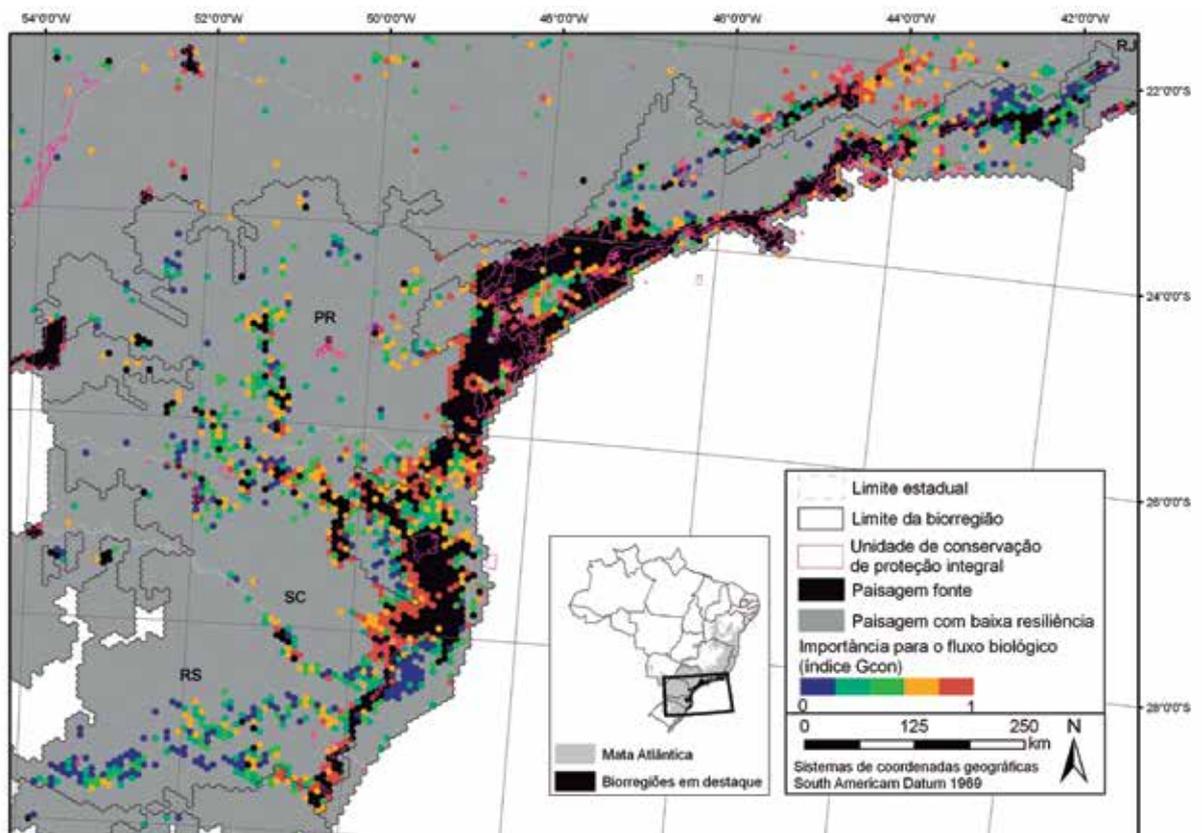


Figura 6: Resultado do índice *Gcon* para a biorregião Serra do Mar.

Anexo 5: Resultados da priorização de áreas para recuperação detalhadas para as biorregiões da Mata Atlântica

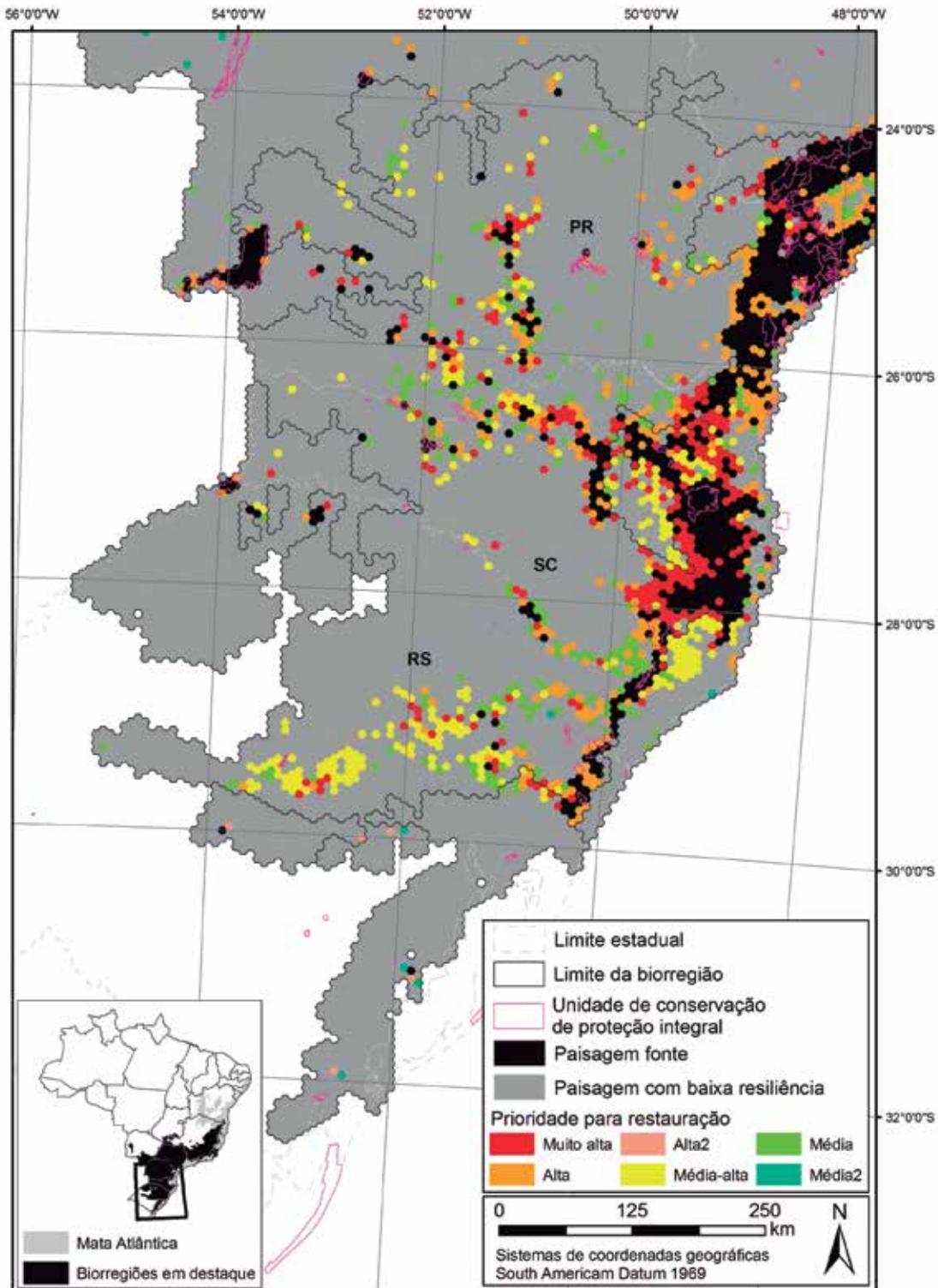


Figura 1: Classes de prioridade para recuperação da biorregião Araucária e das divisões 1 e 2 da biorregião Florestas de Interior.

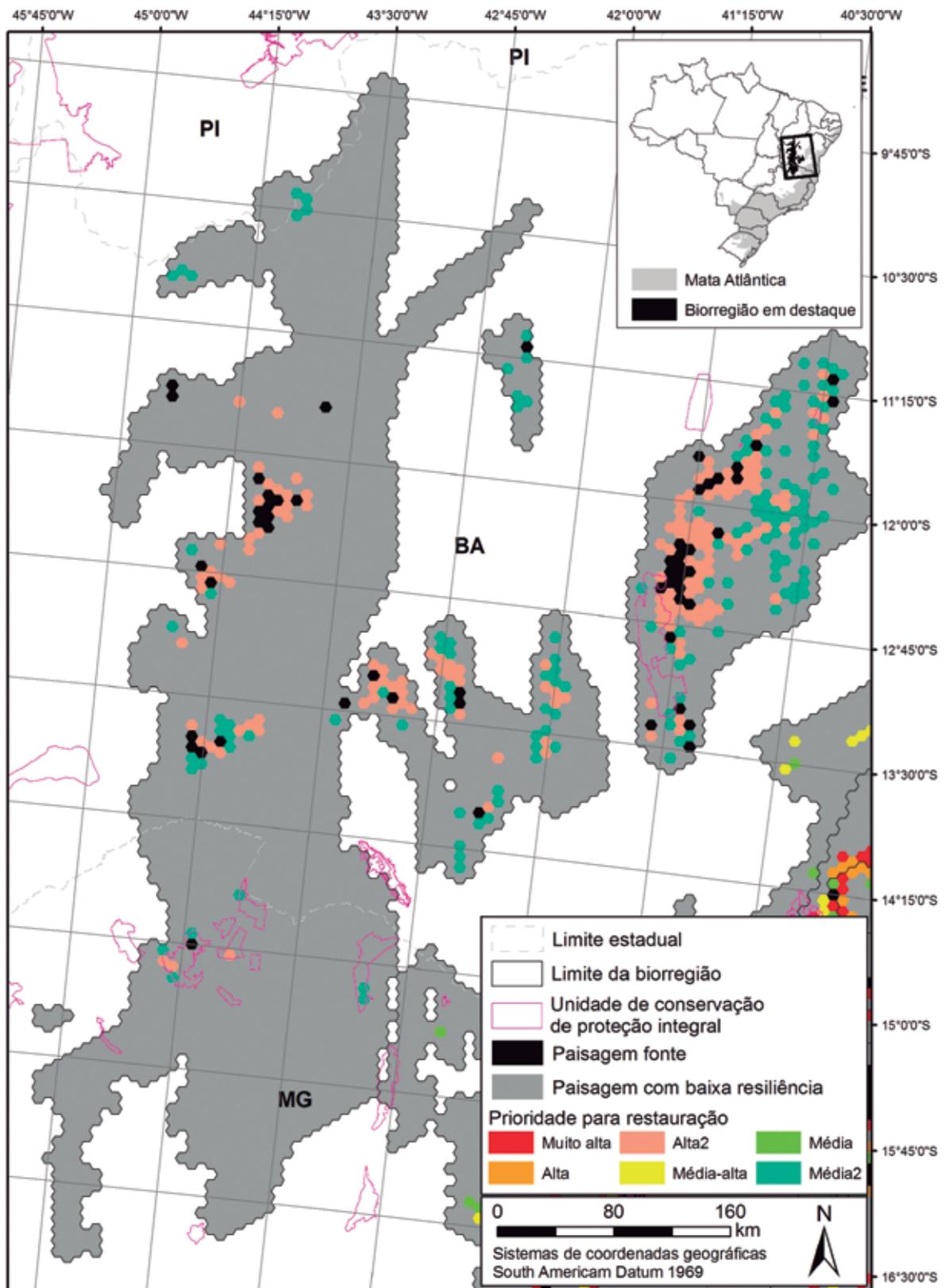


Figura 2: Classes de prioridade para recuperação da biorregião São Francisco.

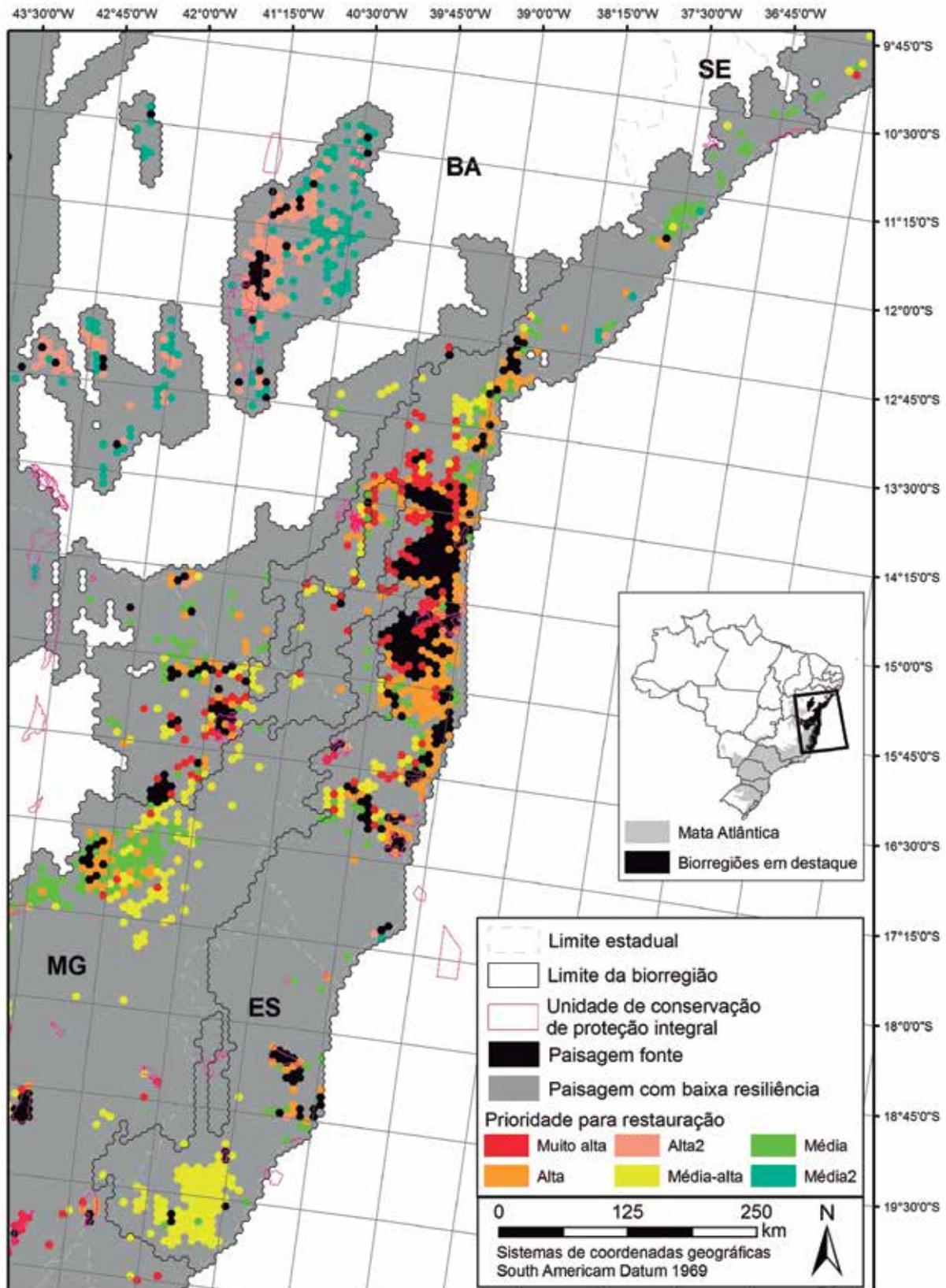


Figura 3: Classes de prioridade para recuperação das biorregiões Bahia e Diamantina.

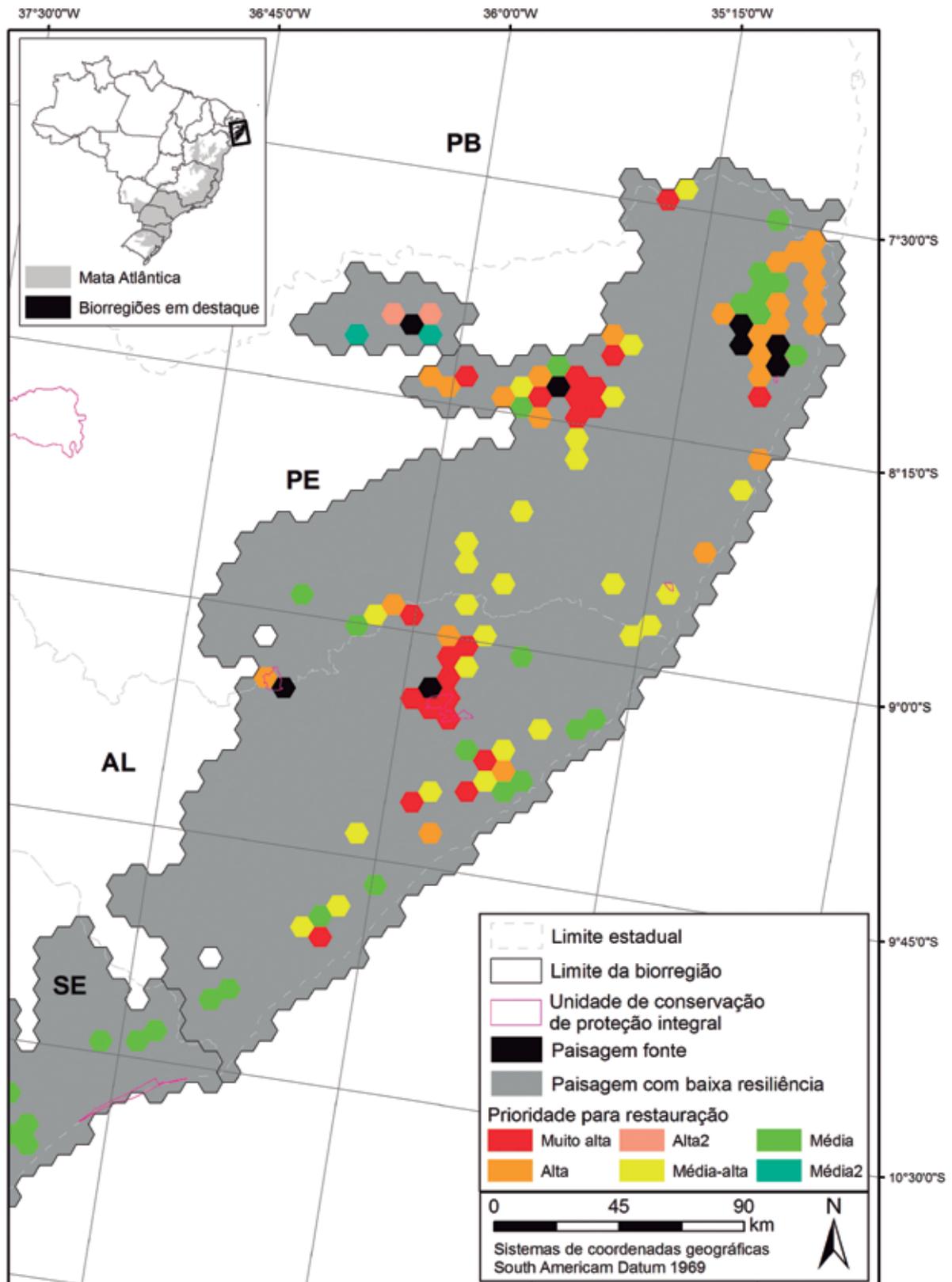


Figura 4: Classes de prioridade para recuperação das biorregiões Pernambuco e Brejos Nordestinos.

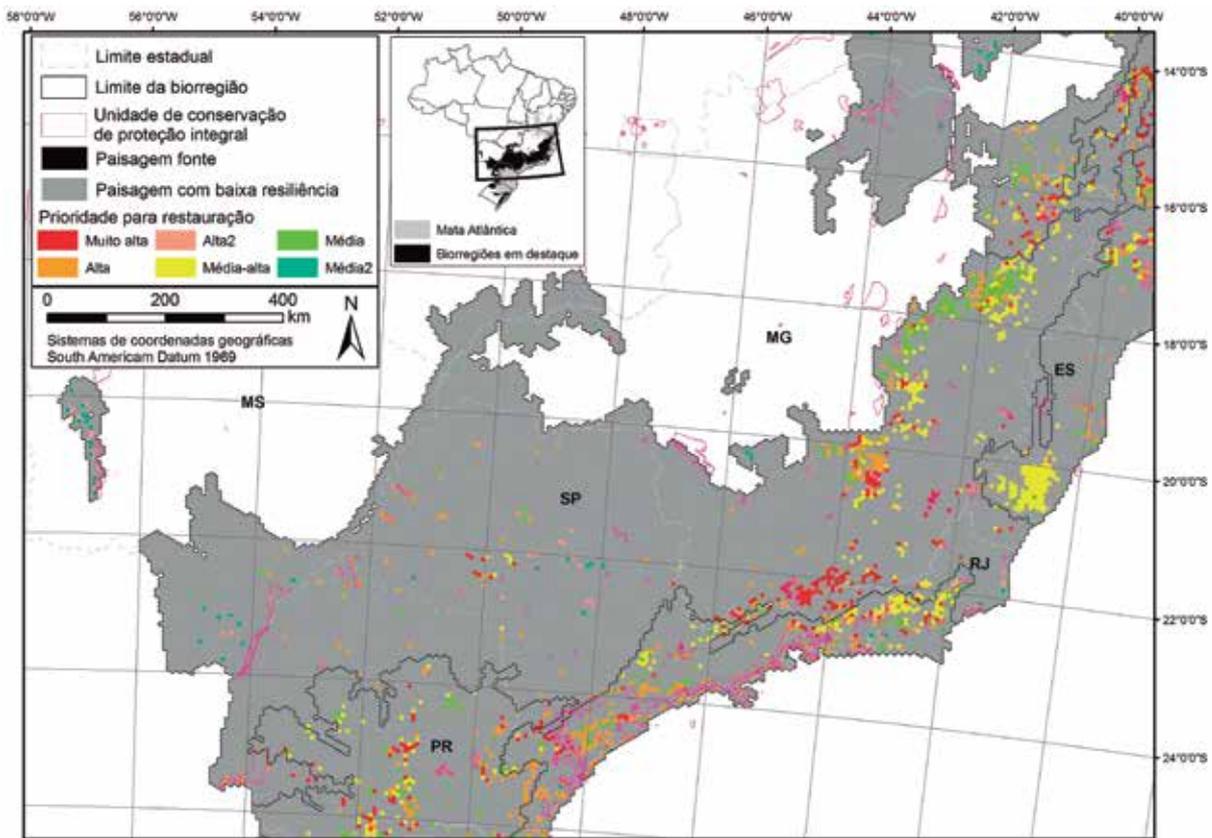


Figura 5: Classes de prioridade para recuperação das divisões 3 e 4 da biorregião Florestas de Interior.

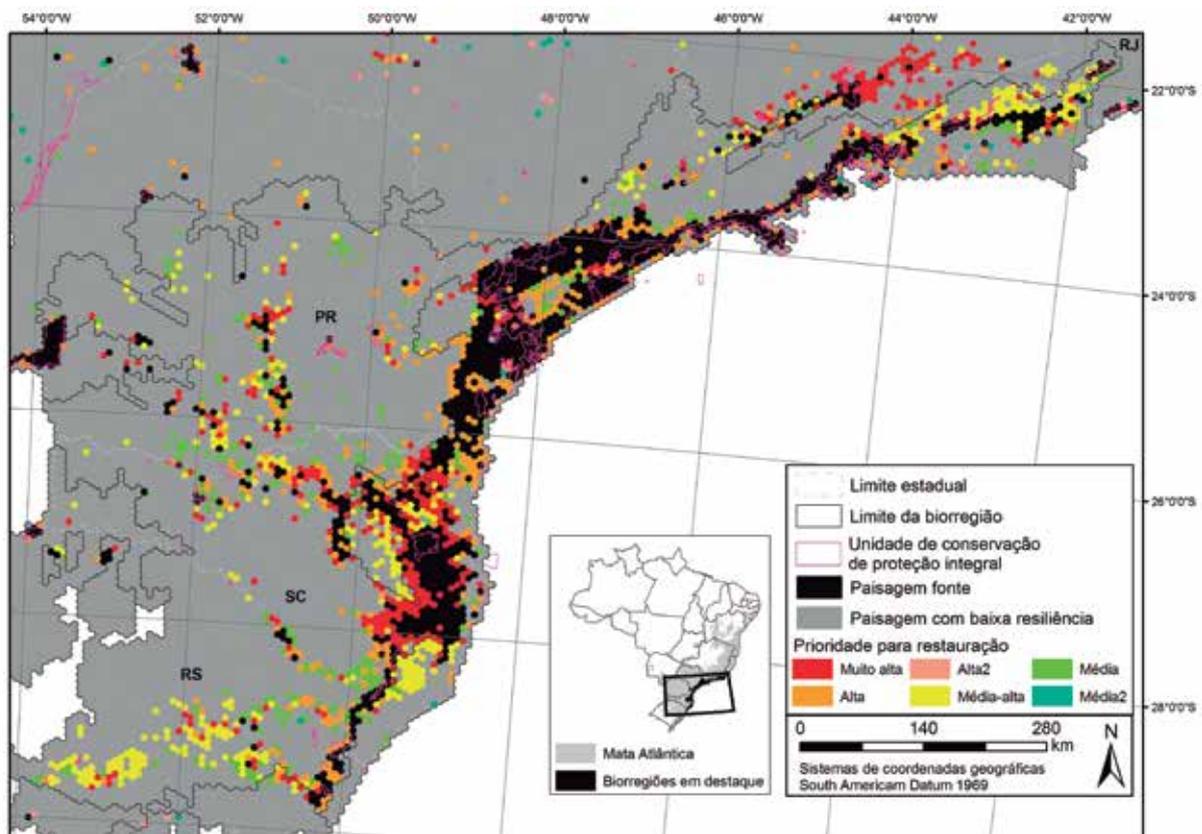


Figura 6: Classes de prioridade para recuperação da biorregião Serra do Mar.



O mico leão dourado (*Leontopithecus rosalia*) vive em um pequeno trecho da planície costeira do Rio de Janeiro, em escassos remanescentes florestais que ainda restaram em uma das regiões com maior densidade humana da Mata Atlântica. Essa espécie é um símbolo de sucesso dos programas de conservação. Após ser considerada criticamente ameaçada de extinção (CR), com a eficácia dos programas de reintrodução e acréscimo populacional, criação de áreas protegidas além da educação ambiental e pesquisa cinetífica, em uma estratégia de conservação regional, a espécie ainda está em perigo de extinção (EN), mas mais não em risco crítico. (Foto: Wigold B. Schäffer).

Capítulo 3

Avaliação das abordagens e iniciativas de priorização de ações para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica

Autor: Adriano P. Paglia

1. Introdução

A Mata Atlântica brasileira é um dos mais diversos e ameaçadas regiões do planeta. Estimativas recentes apontam para a ocorrência de aproximadamente 2,2 mil espécies de vertebrados (Paglia e Pinto, 2010) e 15,7 mil espécies de plantas (Stehmann et al., 2009), sendo que uma proporção considerável dessa diversidade é endêmica do bioma. Também elevado é o número de espécies ameaçadas. Cerca de 60% dos 627 táxons oficialmente listados como ameaçados de extinção no Brasil ocorrem na Mata Atlântica (Paglia et. al, 2008). Quase 10% de todos os vertebrados terrestres conhecidos da Mata Atlântica e um em cada quatro daqueles que são endêmicos ao bioma estão ameaçados de extinção. A situação fica ainda mais preocupante considerando que menos de 2% da área da Mata Atlântica está sob proteção integral na forma de unidades de conservação, e estima-se que esse tipo de proteção atinja no máximo 16% os remanescentes de floresta nativa no bioma (Ribeiro et al, 2009). Sendo assim, é fundamental investir na conservação da rica biodiversidade e, para isso, algumas prioridades precisam ser identificadas. Os exercícios de identificação de áreas prioritárias estão fundamentados nas análises dos padrões de como a biodiversidade está distribuída no espaço geográfico. Regiões que concentram endemismos de espécies, ou regiões que são mais diversas, ou ainda regiões que apresentam fitofisionomias únicas, geralmente são aquelas que aparecem como altamente prioritárias em diversas iniciativas.

Nesse estudo, analiso o histórico das diversas iniciativas de priorização de áreas para conservação

da biodiversidade na Mata Atlântica. Entre 1993 e 2011, identifiquei 20 exercícios diferentes, que variam de acordo com o método, escala, resolução, tipos de dados empregados e nível de implementação dos resultados. Dessas 20 iniciativas, nove abrangem todo o limite legal da Mata Atlântica, seis são exercícios estaduais (PE, MG, ES, SP, PR e RJ) e cinco são iniciativas em escala regional - por exemplo, ecorregião da Serra do Mar ou Mata Atlântica do Nordeste. Metade das iniciativas foi reconhecida pelo poder público como instrumentos oficiais de políticas ambientais e, comparativamente com as demais, foram as que geraram mais ações práticas de conservação no bioma.

Os primeiros exercícios foram baseados no modelo dos *workshops* de áreas prioritárias, cuja metodologia, sintetizada por Olivieri et al. (1995), foi replicada para algumas iniciativas estaduais. Após o início da década 2000, surge na literatura científica o método que ficou conhecido como planejamento sistemático para a conservação (Margules e Pressey, 2000). Porém, apesar do grande apelo metodológico, entre as 20 iniciativas na Mata Atlântica, apenas quatro utilizaram essa metodologia. A partir da segunda metade da década de 2000, e como consequência de um amplo esforço de sistematização de bases de dados biológicas, surgiram abordagens que buscaram valorizar ao máximo a sistematização pontual sobre ocorrência de espécies ameaçadas de extinção ou de relevância para a conservação - por exemplo, espécies raras e/ou endêmicas. Tais iniciativas se consolidaram na identificação das *important bird*

areas (IBAs), nas *key biodiversity areas* (KBAs), nos *sites* da Alliance for Zero Extinction (AZE) e nos *sítios* da Aliança Brasileira para Extinção Zero. Entre as 20 iniciativas analisadas, seis utilizaram diretamente essa abordagem de identificação de prioridades.

Esse estudo é resultado de uma demanda do Projeto Proteção da Mata Atlântica II, do Ministério do Meio Ambiente (MMA), apoiado pela agência alemã de cooperação internacional para o desenvolvimento (GIZ), para subsidiar a Estratégia Espacial para a Conservação e Restauração da Mata Atlântica. Em 2010, foi conduzida uma análise crítica das diferentes iniciativas de priorização de áreas para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica, apresentadas a seguir, assim como uma avaliação sobre as possibilidades de integração dessas iniciativas para produzir um mapa-síntese das iniciativas focadas na conservação das espécies. Neste capítulo, estão caracterizadas 19 das 20 iniciativas de identificação de áreas prioritárias para a Mata Atlântica¹. O resultado do estudo de integração das iniciativas de priorização está apresentado no próximo capítulo desta publicação.

2. Iniciativas de priorização da conservação da biodiversidade na Mata Atlântica

2.1. Áreas prioritárias da Mata Atlântica do Nordeste – 1993

Caracterização geral

Um dos primeiros exercícios de priorização de áreas para a conservação feitos no Brasil foi o *workshop* de identificação de áreas prioritárias na Mata Atlântica do Nordeste, em dezembro de 1993, precedido pelo *workshop* da Amazônia, realizado poucos meses antes em Manaus. A abordagem dos *workshops* de áreas prioritárias dominou a cena conservacionista durante boa parte da década de 1990, e produziu resultados interessantes e que foram efetivamente incorporados às políticas ambientais em diferentes esferas de governança.

Na Mata Atlântica, o *workshop* da região Nordeste foi útil também para testar a metodologia que seria replicada alguns anos depois no processo de definição de áreas prioritárias da Mata Atlântica e Campos Sulinos.

Fonte da divulgação dos resultados: Conservação Internacional do Brasil (CI-Brasil), Fundação Biodiversitas e Sociedade Nordestina de Ecologia, 1994. Mapa de prioridades para conservação da Mata Atlântica do Nordeste. *Workshop “Áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica do Nordeste,”* 1993, Pernambuco. Belo Horizonte: Conservação Internacional do Brasil, Fundação Biodiversitas e Sociedade Nordestina de Ecologia.

Responsável técnico: CI-Brasil, Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE) e Fundação Biodiversitas.

Atores envolvidos: pesquisadores, ambientalistas, ONGs regionais, órgãos de meio ambiente dos estados do Nordeste, universidades.

Financiamento: CI-Brasil

Objetivo do projeto: identificar áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica do Nordeste do Brasil.

Metodologia:

Abrangência do estudo: Domínio da Mata Atlântica da região Nordeste do Brasil, nos estados de PI, CE, RN, PB, PE, AL, SE e BA.

Procedimentos: uma fase preparatória de levantamento, sistematização e diagnóstico das informações biológicas e não-biológicas para a região, seguida de um *workshop* de integração de dados e mapas para a definição das áreas e do nível de prioridades. Na fase decisória, um conjunto expressivo de especialistas foi convidado a participar do processo. Os participantes se distribuíram em grupos de acordo com a especialidade taxonômica e delimitaram em um mapa da região as áreas consideradas prioritárias para seus grupos biológicos. Em um segundo momento, os participantes foram novamente agrupados de acordo com sub-

¹ O exercício de prioridades realizado pelo estado de Pernambuco, divulgado em 2002, não foi contemplado por esse estudo diante da impossibilidade de acessar suas informações detalhadas

-regiões e os mapas de áreas prioritárias para cada grupo biológico foram sobrepostos. A indicação das áreas e do nível de prioridade foram feitos de maneira consensual entre os especialistas.

Critérios para priorização: riqueza de espécies; nível de endemismo; presença de ambientes únicos; grau de ameaça; integridade e tamanho dos fragmentos.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 105

Níveis de priorização: quatro níveis de importância: extremamente alta; muito alta; alta e informação insuficiente.

Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: trata-se da primeira iniciativa em larga escala para identificar áreas prioritárias para a conservação em uma extensa região da Mata Atlântica. Foi capaz de agrupar um grande número de especialistas e pesquisadores que aportaram grande conjunto de informações, inclusive inéditas e não-publicadas, sobre a biodiversidade na Mata Atlântica do Nordeste. Como fraquezas, pode-se mencionar a grande carência de informações biológicas sobre boa parte da região e a imprecisão no processo de delimitação dos polígonos prioritários.

Grau de implantação dos resultados: os resultados dessa iniciativa foram posteriormente incorporados pelo *workshop* de priorização para toda a Mata Atlântica e Campos Sulinos, realizado em 2000.

2.2. Áreas prioritárias da Mata Atlântica e Campos Sulinos – 2002

Caracterização geral

O *workshop* de identificação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica e Campos Sulinos inscreveu-se em uma série de exercícios similares realizados durante a década de 1990, segundo uma metodologia padronizada e replicada para todos os biomas do Brasil. Tais exercícios foram resultado do compromisso assumido pelo Brasil junto à Convenção sobre Diversidade Biológica, firmada durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92). Nesse sentido, o governo federal instituiu na Secretaria de Biodiversidade e Florestas,

do MMA, um componente no âmbito do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (Probio) cuja meta foi identificar, em cada bioma brasileiro, as áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira. O *workshop* para a Mata Atlântica e Campos Sulinos (1999) foi precedido pelo *workshop* do Cerrado (1998) e seguido pelos *workshops* da Amazônia Brasileira (1999), Zona Costeira e Marinha (1999) e Caatinga (2000).

Fonte da divulgação dos resultados: Conservação Internacional do Brasil et al. 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Sumário Executivo. Disponível em: <http://www.conservacao.org/publicacoes/files/Sumario.pdf>

MMA/SBF, 2002. Biodiversidade Brasileira - Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros.

Responsável técnico: CI-Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/IEF-MG.

Atores envolvidos: cerca de 200 especialistas representando 80 entidades e organizações governamentais e não-governamentais, instituições de ensino e pesquisa e empresas com atuação na Mata Atlântica.

Financiamento: MMA, através do Subprojeto Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade nos Biomas Floresta Atlântica e Campos Sulinos, no âmbito do Probio.

Objetivo do projeto: “Consolidar as informações sobre a diversidade biológica da Mata Atlântica e Campos Sulinos e identificar as lacunas de conhecimento; identificar áreas e ações prioritárias para a conservação no bioma; identificar e avaliar a utilização e as alternativas para uso dos recursos naturais compatíveis com a conservação da biodiversidade; e promover maior conscientização e

participação efetiva da sociedade na conservação da biodiversidade desses biomas” (Conservação Internacional do Brasil *et al.* 2000).

Metodologia:

Abrangência do estudo: Domínio da Mata Atlântica.

Procedimentos: uma fase preparatória de levantamento, sistematização e diagnóstico das informações biológicas e não-biológicas para a região seguida de um *workshop* para a definição das áreas e do nível de prioridades. Na fase decisória, um conjunto significativo de especialistas foi convidado para participar do processo. Os participantes se distribuíram em grupos de acordo com a especialidade taxonômica e delimitaram em um mapa da região as áreas consideradas prioritárias para seus grupos biológicos. Em um segundo momento, os participantes foram novamente agrupados de acordo com sub-regiões e os mapas de áreas prioritárias para cada grupo biológico foram sobrepostos. A indicação das áreas e o nível de prioridade foram definidos de maneira consensual entre os especialistas.

Critérios para priorização: importância biológica (riqueza de espécies, nível de endemismo e presença de ambientes únicos), integridade dos ecossistemas, oportunidades para ações de conservação da biodiversidade, grau de ameaça.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 182 áreas prioritárias (Mata Atlântica e Campos Sulinos)

Níveis de priorização: quatro níveis: extrema importância (99 áreas); muito alta importância (35 áreas); alta importância (26 áreas); insuficientemente conhecida, mas de provável importância biológica (22 áreas).

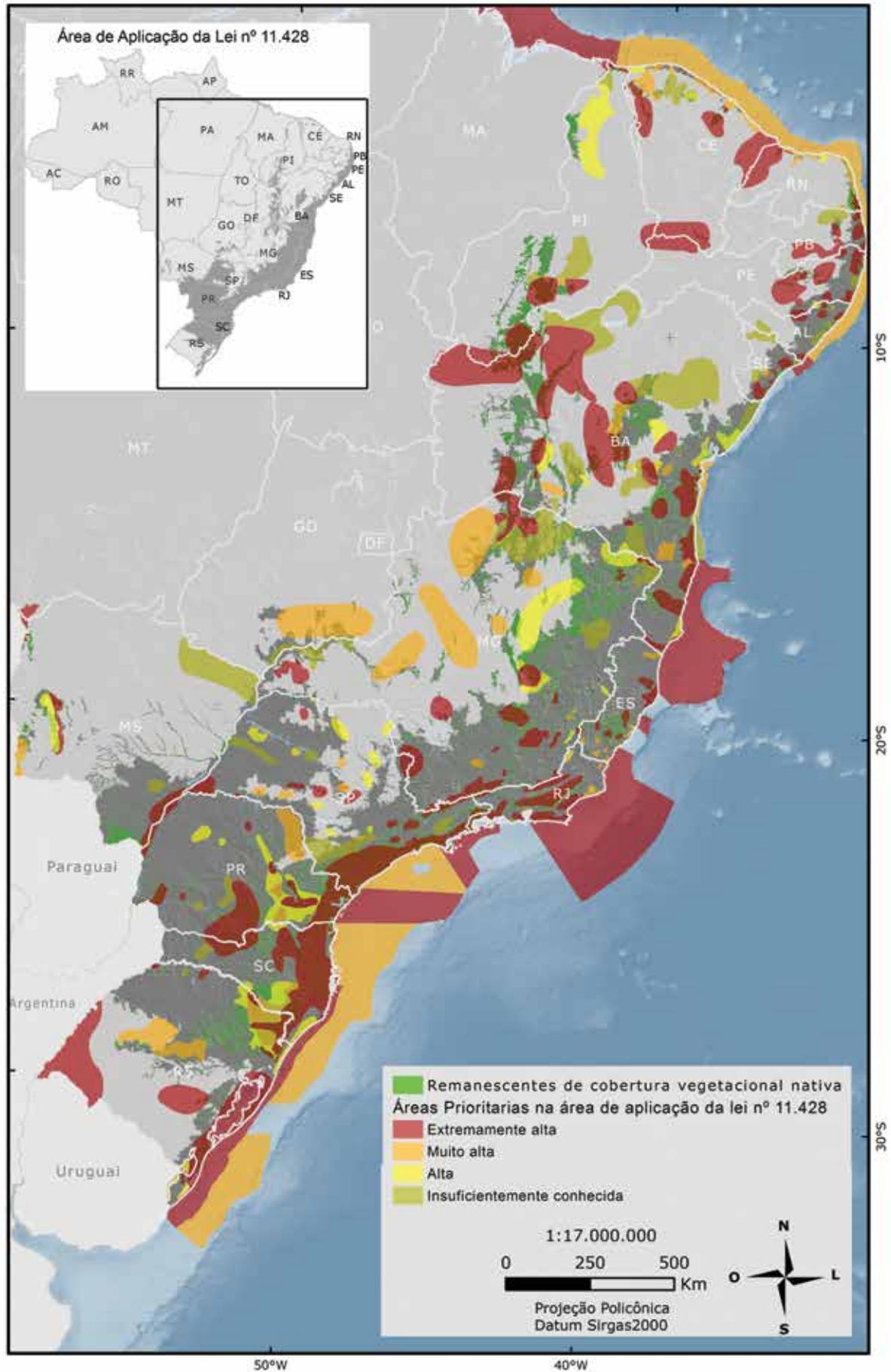
Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: tal como os demais *workshops* de priorização nos biomas brasileiros, a iniciativa para a Mata Atlântica e Campos Sulinos teve o mérito de mobilizar um grande número de especialistas, pesquisadores, instituições governa-

mentais, ONGs, institutos de pesquisa e empresas. Todos esses participantes contribuíram não apenas com suas expertises, mas também com um grande conjunto de dados, publicados e inéditos, que subsidiaram a delimitação das áreas prioritárias. Sob esse ponto de vista, o programa de áreas prioritárias do final da década de 1990 foi certamente a mais participativa e ampla experiência em identificação de áreas importantes para conservação da biodiversidade no Brasil. Apesar dessa capacidade aglutinadora, alguns aspectos devem ser considerados na avaliação do produto final. A primeira crítica geralmente feita diz respeito às limitações de resolução espacial na delimitação dos polígonos das áreas prioritárias, exercício que leva certo grau de subjetividade e é dependente da informação aportada no momento do *workshop*. Outra crítica é que a iniciativa para a Mata Atlântica não foi capaz de inserir completamente alguns importantes segmentos da sociedade, notadamente as comunidades tradicionais e indígenas e o setor produtivo. Por fim, uma crítica comum é que as iniciativas tradicionais de delimitação de áreas prioritárias, seguindo a metodologia dos *workshops*, não é capaz de incorporar de maneira rápida e efetiva os novos conhecimentos científicos sobre a biodiversidade, suas ameaças e os avanços na sua conservação.

Grau de implantação dos resultados: apesar das críticas, os resultados do Workshop de Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos forneceram importantes instrumentos de políticas públicas na área ambiental, tais como a criação de unidades de conservação de proteção integral em áreas indicadas como de “extrema importância biológica”; o apoio, através do Probio, para levantamentos biológicos em muitas áreas indicadas como “insuficientemente conhecidas”; certo grau de restrição legal ao estabelecimento de empreendimentos que potencialmente podem degradar as áreas prioritárias; e replicação de exercícios similares de priorização de áreas em alguns estados brasileiros.

Áreas prioritárias da Mata Atlântica e Campos Sulinos, 2002



2.3. Visão de biodiversidade da ecorregião Florestas do Alto Paraná – 2003

Caracterização geral

Como parte de sua estratégia regional de conservação, o WWF-Brasil adota uma abordagem de planejamento de ações na escala das ecorregiões, extensas áreas geográficas que compartilham um conjunto de características biológicas, espécies e processos ecológicos e que são geograficamente distintas de outras unidades. A metodologia de planejamento do WWF está focada na definição da **visão de biodiversidade**, consolidada em um documento que sintetiza as principais estratégias de ação, com definição de metas e de áreas críticas para a conservação em uma dada ecorregião. Na Mata Atlântica, a ecorregião Florestas do Alto Paraná foi a que recebeu a primeira iniciativa de elaboração da visão de biodiversidade, incluindo a definição de áreas prioritárias para a conservação.

Fonte da divulgação dos resultados: Di Bitetti, M.S; Placci, G.; e Dietz, L.A. 2003. Uma Visão de Biodiversidade para a Ecorregião Florestas do Alto Paraná – Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação. Washington, D.C.: World Wildlife Fund.

Responsável técnico: WWF-Brasil

Atores envolvidos: equipe técnica do WWF-Brasil, Fundación Vida Silvestre - Argentina

Financiamento: WWF-Brasil

Objetivo do projeto: “Orientar as ações de conservação da biodiversidade na ecorregião Florestas do Alto Paraná. A Visão de Biodiversidade estabelece metas de conservação da biodiversidade baseadas em princípios amplamente aceitos da biologia da conservação, e identifica áreas críticas a serem conservadas, administradas ou recuperadas para que tais metas sejam alcançadas” (Di Bitetti et al. 2003).

Metodologia:

Abrangência do estudo: Mata Atlântica da ecorregião das Florestas do Alto Paraná, desde a vertente oeste da Serra do Mar até o leste do Para-

guai e a província de Misiones, na Argentina.

Procedimentos: durante o período de três anos, o WWF-Brasil atuou junto a mais de 30 instituições do Brasil, Argentina e Paraguai em um processo participativo de construção da visão de biodiversidade. O processo foi conduzido em três etapas. A primeira foi a identificação de 18 unidades de paisagem através da sobreposição de informações sobre altitude, clima, topografia e sazonalidade, que atuaram como substitutos de biodiversidade. A segunda etapa foi uma análise da fragmentação florestal na ecorregião, com cada fragmento sendo classificado de acordo com um índice de importância baseado no tamanho do fragmento, distância entre fragmento mais próximo e variação de altitude dentro do fragmento. A terceira etapa foi uma análise de risco e de oportunidade, identificando, com base em informações espaciais sobre o uso da terra e sobre UCs, as áreas de risco crítico e as de alto potencial para a conservação. A combinação dos mapas de fragmentação com o de riscos e oportunidades produziu um mapa de potencial para a conservação da biodiversidade, que, refinado posteriormente a partir da opinião de especialistas, culminou na Paisagem de Conservação da Biodiversidade.

Crterios para priorização: a visão de biodiversidade do WWF-Brasil para a ecorregião Florestas do Alto Paraná não distinguiu as áreas por hierarquias de prioridade. A Paisagem de Conservação da Biodiversidade possui três tipos de áreas: áreas prioritárias, áreas estratégicas e áreas de uso sustentável, cada uma com diversas subdivisões. Os principais critérios para a definição dessas áreas foram o tamanho do fragmento, a conectividade e o grau de representatividade em cada uma das 18 unidades de paisagem.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 44 áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade e 38 áreas estratégicas para a conservação da biodiversidade

Níveis de priorização: as áreas prioritárias estão separadas em cinco tipos: (i) áreas-núcleo (13 áreas); (ii) áreas com alto potencial para serem protegidas (nove áreas); (iii) áreas-núcleo em potencial (seis áreas); (iv) áreas de floresta que necessitam de avaliação (quatro áreas) e (v) áreas-satélite (12 áreas). As áreas estratégicas foram separadas em: (i) trampolins ecológicos e (ii) áreas isoladas.

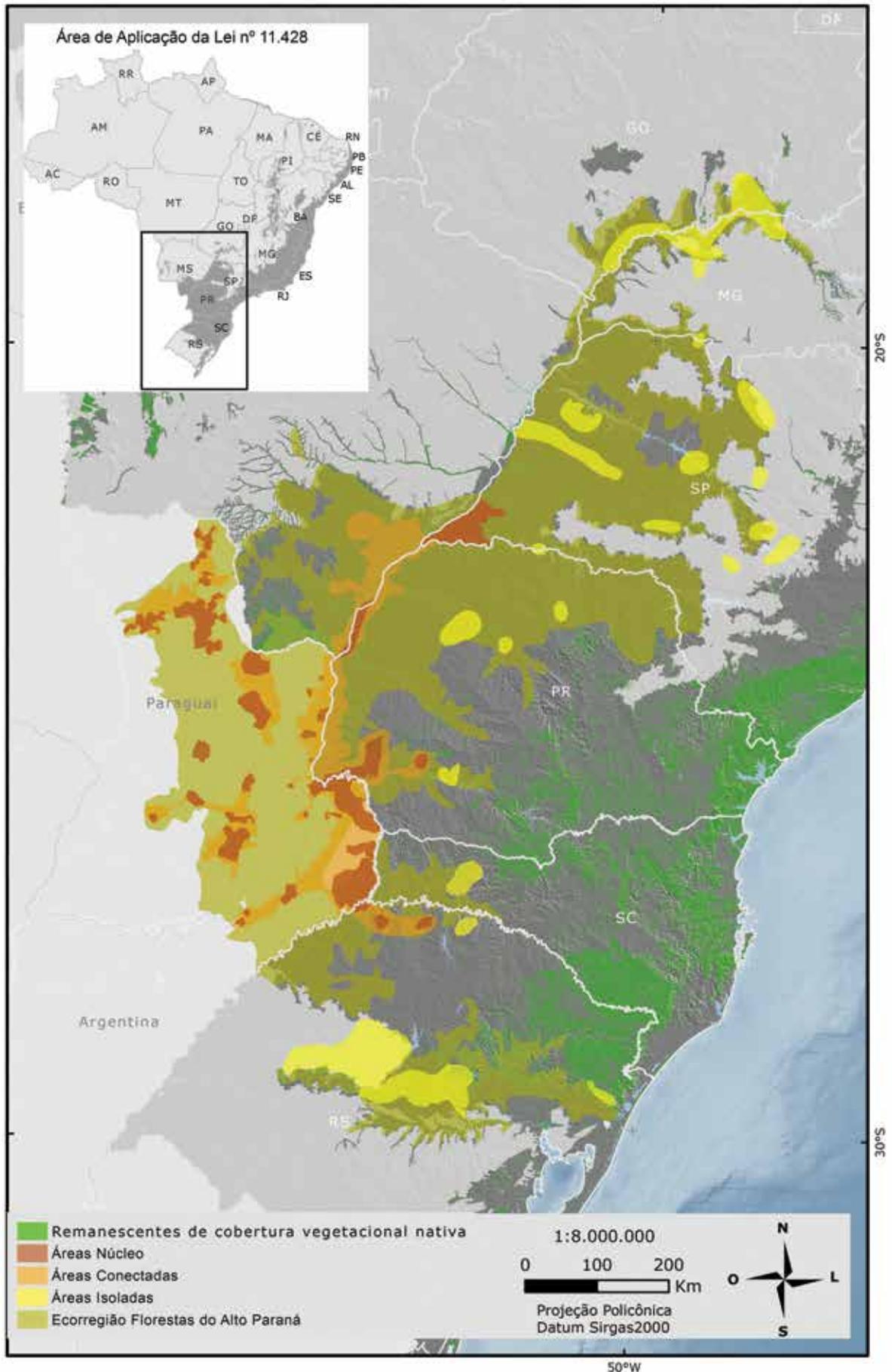
Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: A visão de biodiversidade do WWF é uma abordagem espacial que busca integrar diferentes estratégias de conservação, como criação de UCs, aumento da efetividade de UCs existentes, estabelecimento de corredores, restauração etc. Tem como vantagem produzir um planejamento territorial em ampla escala espacial - a “paisagem de conservação” -, mas com resolução suficiente para identificar pequenos fragmentos florestais e inseri-los na estratégia de conservação da ecorregião. Talvez a principal deficiência da iniciativa seja a impos-

sibilidade de utilização de informações diretas sobre a biodiversidade para a definição das áreas prioritárias.

Grau de implantação dos resultados: a visão de biodiversidade é um documento estratégico interno do WWF. Após sua elaboração, a organização definiu e executou várias ações para a ecorregião Florestas do Alto Paraná. Por se tratar de uma organização com amplo respaldo científico e político, o estudo possui grande potencial de ser empregado por diversas organizações governamentais e não-governamentais que atuem na região das Florestas do Alto Paraná.

Visão de biodiversidade da ecorregião Florestas do Alto Paraná – 2003



2.4. Análise de lacunas para a conservação na Mata Atlântica – 2004

Caracterização geral

Em 2003, Rodrigues e colaboradores publicaram uma análise de lacunas global, apontando as regiões no planeta que possuem áreas insubstituíveis para a conservação de espécies ameaçadas de extinção (Rodrigues et al. 2003). Pela primeira vez, foram empregados os princípios de planejamento sistemático para a conservação (PSC) para uma avaliação de prioridades em escala global. Em razão da natureza do trabalho, a resolução espacial para a Mata Atlântica ficou comprometida, já que as bases de dados utilizados não eram suficientemente precisas. Essa constatação motivou a equipe da Conservação Internacional do Brasil, (CI-Brasil) a realizar um refinamento da análise especificamente para o bioma.

Fonte da divulgação dos resultados: Paglia, A.P., A. Paese, L. Bedê, M. Fonseca, L.P. Pinto e R.B. Machado. 2004. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. Pp.39-50. In: Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Volume II

Responsável técnico: CI-Brasil

Atores envolvidos: equipe técnica da CI-Brasil

Financiamento: CI-Brasil

Objetivo do projeto: identificação de prioridades para a expansão do atual sistema de UCs na Mata Atlântica, através de uma análise das lacunas de conservação para os vertebrados terrestres tidos como ameaçados de extinção na lista da IUCN.

Metodologia:

Abrangência do estudo: bioma Mata Atlântica.

Procedimentos: utilização de procedimentos de Planejamento Sistemático para a Conservação, com seleção de alvos de conservação - espécies ameaçadas, segundo a lista da IUCN de 2003 - e indicação de metas para cada alvo. Foram selecionadas 104 espécies de vertebrados ameaçados

com ocorrência na Mata Atlântica. Para cada espécie, foram compilados os dados de ocorrência a partir de informações da bibliografia e de coleções científicas e elaborados mapas de distribuição geográfica. A Mata Atlântica foi dividida em unidades de planejamento formadas por quadrículas de 15x15km e mais as unidades de conservação que contribuem para o alcance da meta de cada espécie-alvo. As metas foram construídas a partir da área de distribuição de cada espécie, sendo que, no caso de espécies com distribuição restrita (<1000km²), a meta de conservação foi definida como a proteção da totalidade da área de distribuição e para espécies de ampla distribuição (>250 milkm²), a meta foi definida como 10% da área de distribuição. Entre os dois extremos de distribuição, as metas de conservação foram ajustadas por um modelo logarítmico.

Critérios para priorização: o mapa de prioridades foi elaborado com base no grau de insubstituibilidade de cada quadrícula, que é definido como a contribuição de uma determinada unidade de planejamento para que um conjunto de metas de conservação seja alcançado.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: não é possível indicar o número de áreas prioritárias, uma vez que o exercício espacializa o nível de insubstituibilidade. As unidades de planejamento mais insubstituíveis se agruparam principalmente em regiões bem definidas na Mata Atlântica, especificamente no estado de Pernambuco, no sul da Bahia, na região serrana do Espírito Santo e na Serra do Mar no estado do Rio de Janeiro.

Níveis de priorização: priorização definida pelo nível de insubstituibilidade das unidades de planejamento em uma escala que varia de zero (nenhuma importância) a um (100% insubstituível).

Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: esse foi o primeiro exercício elaborado especificamente para o conjunto de dados mais refinados de ocorrência de espécies ameaçadas e de limites de UCs de proteção integral na Mata Atlântica. O estudo teve o mérito de refinar a escala do estudo de Rodrigues et

al. (2003) e indicar que mais da metade das espécies de vertebrados ameaçados de extinção na Mata Atlântica são espécies-lacuna, ou seja, não estão efetivamente protegidos pelo atual sistema de unidades de conservação. Além disso, indicou mais precisamente onde seria importante criar novas UCs voltadas para a proteção específica dessas espécies. Como fraquezas do estudo, pode-se indicar a pouca representatividade das espécies-alvo, já que foram utilizados apenas os dados de vertebrados terrestres ameaçados; o nível de imprecisão dos limites de distribuição das espécies-alvo; e a sensibilidade do método em relação aos valores estabelecidos para as metas de conservação.

Grau de implantação dos resultados: os resultados da análise de lacunas foram utilizados pela equipe técnica do MMA na elaboração de estudo com a indicação das novas UCs a serem criadas na região sul da Bahia. Muitas dessas unidades de conservação foram criadas no final de 2010. O mesmo ocorreu para a indicação de novas UCs estaduais em Minas Gerais e no Rio de Janeiro.

2.5. Sítios da Aliança para Extinção Zero (AZE) – 2005

Caracterização geral

Considerando que existem muitas espécies no limiar da extinção e que algumas dessas espécies são encontradas atualmente em apenas uma única localidade, um grupo de ONGs se uniu com o objetivo de identificar quais são essas espécies e onde estão esses últimos refúgios no planeta. Dessa iniciativa surgiu a Aliança para Extinção Zero, ou Alliance for Zero Extinction (AZE). O foco de atuação da aliança é evitar que qualquer uma das mais de 800 espécies que sobrevivem em apenas uma localidade seja extinta.

Fonte da divulgação dos resultados: Ricketts, T.H.; Dinerstein, E.; Boucher, T.; Brooks, T.M.; Butchart, S.H.M.; Hoffman, M.; Lamoreux, J.F.; Morrison, J.; Parr, M.; Pilgrim, J.D.; Rodrigues, A.S.L.; Sechrest, W.; Wallace, G. E.; Berlin, K.; Bielby, J.; Burgess, N.D.; Church, D.R.; Cox, N.; Knox D.; Loucks, C.; Luck, G.W.; Master, L.L.;

Moore, R.; Naidoo, R.; Ridgely, R.; Schatz, G. E.; Shire, G.; Strand, H.; Wettengel W.; Wikramanayake, E., 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences - US*. 51:18497-18501.

Uma atualização dos sítios Alliance for Zero Extinction foi feita em 2010. A lista com os novos sítios está disponível em: <http://www.zeroextinction.org/sites.htm> e o mapa em: http://www.zeroextinction.org/AZE_map_12022010.pdf

Responsável técnico: Aliança para Extinção Zero (AZE)

Atores envolvidos: a Aliança para Extinção Zero é uma aliança global de organizações de conservação de biodiversidade com 72 membros espalhados em 18 países.

Financiamento: cada instituição membro da AZE aloca seus próprios recursos financeiros e humanos para a iniciativa.

Objetivo do projeto: “Prevenir extinções através da identificação e proteção de sítios-chaves, cada um deles sendo o último refúgio de uma ou mais espécies ‘em perigo’ ou ‘criticamente em perigo’ de extinção” (Aliança para Extinção Zero).

Metodologia:

Abrangência do estudo: global; sítios da AZE foram identificados para todo o Brasil, inclusive para a Mata Atlântica.

Procedimentos: os dados sobre ocorrência de espécies listadas como “em perigo” (EN) ou “criticamente em perigo” (CR), segundo a IUCN, são reunidos pelas diversas organizações que integram a AZE. As informações biológicas sobre ocorrência e identidade taxonômica são avaliadas e confirmadas por especialistas regionais.

Crterios para priorização: o exercício de identificação de sítios AZE não faz distinção de priorização entre as áreas. Para identificá-los, a AZE utiliza os seguintes critérios: (i) ameaça (o sítio deve conter ao menos uma espécie listada pelo IUCN como “em perigo” ou “criticamente em perigo”), (ii) insubstituibilidade (o sítio deve ser a

única área de ocorrência ou conter a maior parte da população conhecida de uma espécie EN ou CR); (iii) descrição (a área deve possuir limites definidos que a diferencie de outras áreas adjacentes).

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: a versão revisada dos sites AZE indicam 587 áreas em 96 países. No Brasil foram apontados 27 sites AZE, dos quais 20 estão na Mata Atlântica.

Níveis de priorização: os sítios AZE não possuem distinção em termos de priorização.

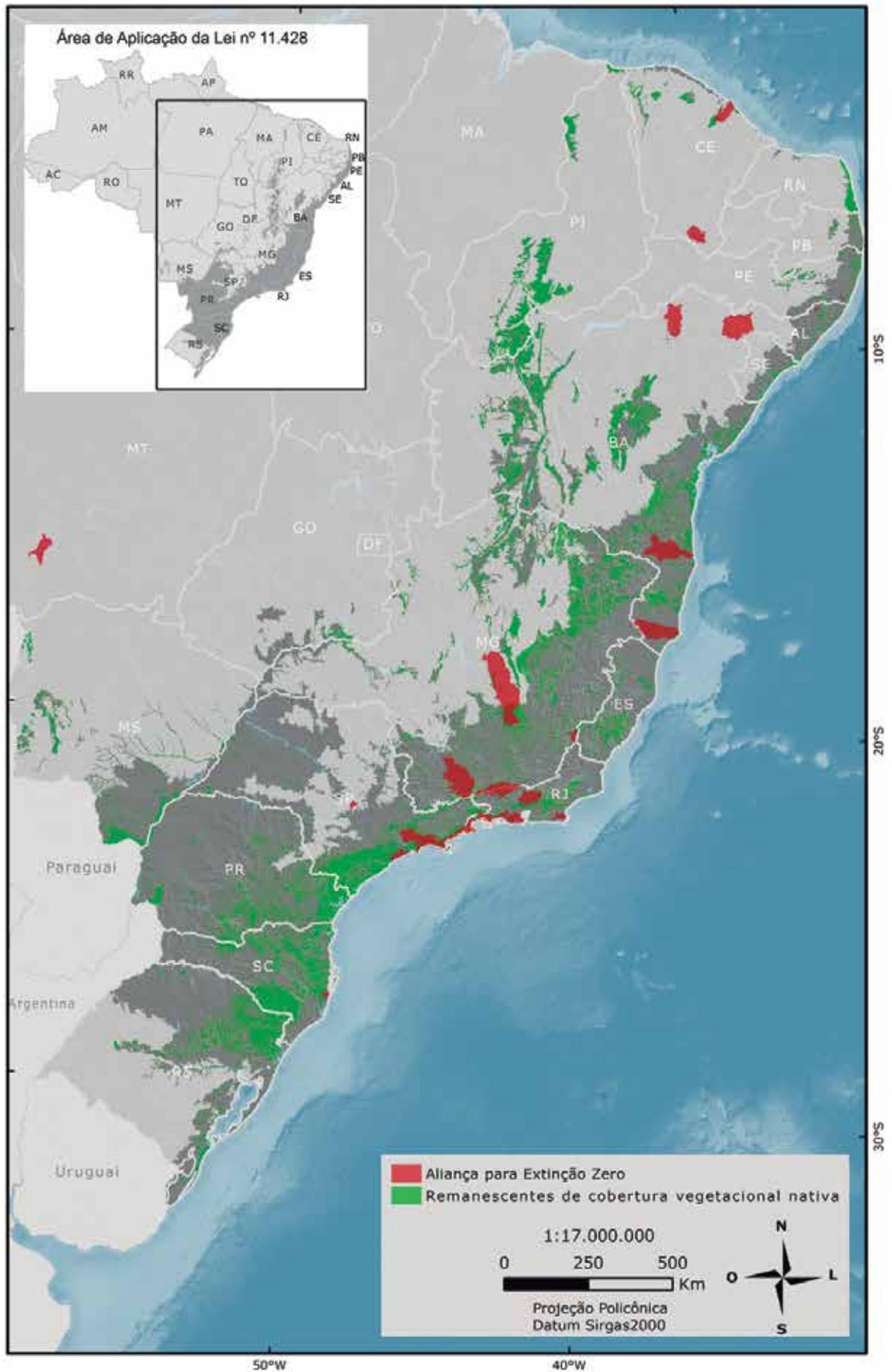
Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: o grande mérito da iniciativa foi alertar para o risco iminente de extinção ao qual um considerável grupo de espécies

está submetido, apontando para o fato de que se nada for feito, muito provavelmente essas espécies desaparecerão em pouco tempo. Apesar da urgência, do ponto de vista operacional, as ações ainda são muito pontuais. No Brasil, poucos esforços empregaram os resultados produzidos pela AZE

Grau de implantação dos resultados: ainda pouco expressivos no Brasil. No mundo, a AZE firmou, em 2010, um memorando de cooperação com o Secretariado da Convenção da Diversidade Biológica. Entre as atividades conjuntas prescritas no memorando, destaque para a assistência da AZE às partes da CBD para que os alvos da extinção zero sejam incorporados às estratégias nacionais de biodiversidade.

Sítios da Aliança para Extinção Zero (AZE) – 2005



2.6. Sítios da Aliança Brasileira para Extinção Zero (BAZE) – 2005

Caracterização geral:

A partir da iniciativa da Aliança para Extinção Zero, a Fundação Biodiversitas se propôs a identificar e refinar os sítios que seriam os últimos refúgios para espécies ameaçadas de extinção. A iniciativa recebeu o nome de Aliança Brasileira para Extinção Zero, ou *Brazilian Alliance for Zero Extinction* (BAZE). Diferentemente da iniciativa AZE, a lista de espécies ameaçadas utilizada pela Fundação Biodiversitas é aquela oficialmente reconhecida pelo MMA, o que produziu resultados diferentes da identificação dos sítios AZE, englobando além desses, os locais identificados para as espécies ameaçadas na lista nacional, que não constem na lista global. Fora isso, a ideia geral e a metodologia empregada foram rigorosamente as mesmas utilizadas pela AZE.

Fonte da divulgação dos resultados: o mapa dos sítios da BAZE foi divulgado em maio de 2010 pela Fundação Biodiversitas.

Responsável técnico: Fundação Biodiversitas.

Atores envolvidos: a Aliança Brasileira para Extinção Zero é uma iniciativa nacional que congrega 40 organizações governamentais e não-governamentais.

Financiamento: cada instituição membro da BAZE aloca seus próprios recursos financeiros e humanos para a iniciativa. A formatação inicial da BAZE e o processo de identificação dos sítios foram financiados com recursos da CI-Brasil.

Objetivo do projeto: “Levantamento criterioso e definição de estratégias de conservação dos últimos refúgios de espécies da fauna de vertebrados ameaçada de extinção no Brasil” (Fundação Biodiversitas).

Metodologia:

Abrangência do estudo: Brasil

Procedimentos: o procedimento segue a proposta

de identificação dos sítios da AZE, que compreende a compilação dos dados de ocorrência de espécies de vertebrados listados no Brasil como “em perigo” (EN) ou “criticamente em perigo” (CR) de extinção. As informações biológicas sobre ocorrência e identidade taxonômica são avaliadas e confirmadas por especialistas nos diferentes grupos. Para a delimitação dos sítios, utilizou-se a metodologia empregada pela CI-Brasil na delimitação das áreas-chaves para a conservação da biodiversidade (KBAs, na sigla em inglês) na Mata Atlântica.

Critérios para priorização: o exercício de identificação de sítios BAZE não faz distinção de priorização entre as áreas. Para a identificação dos sítios foram seguidos os mesmos critérios adotados pela AZE, a saber: (i) ameaça (o sítio deve conter ao menos uma espécie listada como EN ou CR), (ii) singularidade (o sítio deve ser a única área de ocorrência ou residência da maioria significativa da população conhecida de uma espécie EN ou CR); (iii) descrição (a área deve possuir limites definidos que a diferencie de outras áreas adjacentes).

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: foram identificados 32 sítios BAZE como os últimos refúgios para 36 espécies ameaçadas no Brasil. Dos 32 sítios, 16 estão na Mata Atlântica, 19 sítios não possuem nenhum tipo de proteção, oito estão parcialmente incluídos em alguma UC e apenas cinco estão protegidos em unidades de proteção integral.

Níveis de priorização: os sítios BAZE não possuem distinção em termos de priorização.

Avaliação crítica:

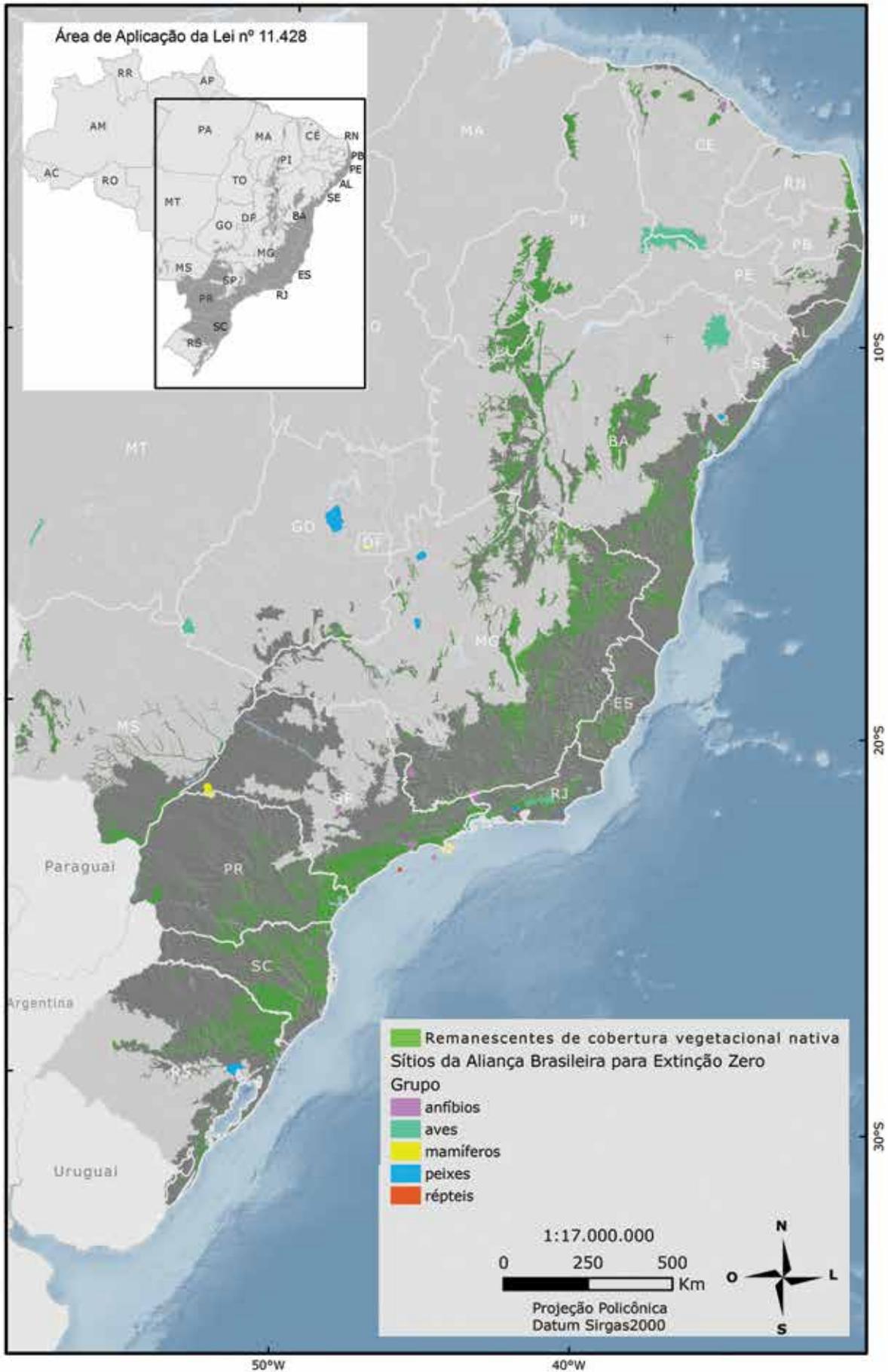
Fortalezas e fraquezas: a iniciativa tem o mérito de apontar as áreas emergenciais para a conservação de espécies no limiar da extinção. Em termos de prioridades para conservação da biodiversidade, pode-se argumentar que nenhuma área é mais prioritária do que aquela que constitui o único local de ocorrência de uma espécie listada como “criticamente em perigo” e que não esteja devidamente protegida como unidade de conservação. Apesar da urgência, pouco tem sido feito desde a divul-

gação dos resultados dos sítios BAZE para proteger tais áreas.

Grau de implantação dos resultados: existe um diálogo entre a BAZE e a AZE no sentido de incorporar os sítios BAZE no mapa de sites AZE. O MMA, através de portaria ministerial de maio de 2006, assumiu o compromisso de apoiar a implantação da BAZE e vem divulgando esse compromisso em diversos fóruns intergovernamentais. Porém, efetivamente pouco tem sido conquistado para implantar as recomendações de proteção dos sítios indicados como BAZE. As organizações que integram a Aliança Brasi-

leira para Extinção Zero assinam um protocolo de intenções onde se comprometem a contribuir com recursos financeiros ou operacionais para viabilizar a recuperação das espécies e dos sítios BAZE. Apesar de contar com um grande número de organizações, essas ainda atuam de maneira descentralizada e pouco coordenada, realizando ações pontuais relacionadas mais especificamente às suas próprias estratégias e linhas de ação. A operacionalização da aliança depende ainda de maior aporte de recursos financeiros e uma maior proatividade das instituições integrantes.

Sítios da Aliança Brasileira para Extinção Zero (BAZE) – 2005



2.7. Corredores ecológicos e corredores de biodiversidade – 2005

Caracterização geral

Corredores ecológicos e corredores de biodiversidade são conceitos análogos, relacionados às grandes áreas de ecossistemas naturais prioritários para a conservação da biodiversidade e compostos por uma rede de unidades de conservação e áreas protegidas públicas e particulares, entremeadas por áreas com variados níveis de ocupação humana e uso do solo (Ayres et al., 2005; MMA et al., 2006). Aqui cabe a distinção entre esse conceito de corredores ecológicos como uma ampla unidade territorial de planejamento ambiental e o conceito clássico de corredores como trechos de vegetação nativa que fazem a ligação física entre manchas de habitat natural permitindo o fluxo de indivíduos e/ou propágulos. Corredores ecológicos ou de biodiversidade não se limitam a tais corredores físicos ligando fragmentos florestais; porém, em uma escala mais fina, os corredores ecológicos podem se utilizar também dessa ferramenta de manejo de habitat entre suas estratégias de planejamento territorial.

Fonte da divulgação dos resultados: Ayres, M.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Queiroz, H. L.; Pinto, L.P.S.; Masterson, D. e Cavalcanti, R. B., 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Sociedade Civil Mamiarauá (SCM), Belém, Brasil. Disponível em: <http://www.conservacao.org/publicacoes/files/CorredoresEcologicos.pdf>

Responsável técnico: MMA, através do Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil (PPG-7), um programa de cooperação multilateral do grupo dos sete países mais ricos do mundo, o G-7. No âmbito não-governamental, os corredores de biodiversidade, constituem uma estratégia de planejamento territorial adotada pela CI-Brasil e por dezenas de parceiros institucionais e que possui uma grande interface com a iniciativa do MMA, principalmente no Corredor Central da Mata Atlântica.

Atores envolvidos: a delimitação dos corredores foi realizada através de *workshops* envolvendo pesquisadores e consultores da área de Ecologia

e Biologia da Conservação. A implantação dos corredores ecológicos no âmbito governamental é de responsabilidade do MMA/PPG-7, com o apoio das agências estaduais de meio ambiente. A iniciativa é adotada também por várias ONGs que atuam na Mata Atlântica, como a CI-Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, The Nature Conservancy (TNC), assim como ONGs regionais e locais.

Financiamento: Banco Mundial, através do Rain Forest Trust Fund (RTF); Governo Federal; governos estaduais; KfW; Comissão Europeia; PNUD; CEPF; Fundação Betty & Gordon Moore.

Objetivo do projeto: “Contribuir para a efetiva conservação da diversidade biológica do Brasil, a partir da experiência piloto do conceito de corredores ecológicos, adotando técnicas de Biologia da Conservação e estratégias de planejamento e de gestão socioambiental de forma compartilhada e participativa” (MMA/PPG7, 2002).

“Fortalecer núcleos que ainda são caracterizados por um grau adequado de conectividade e, progressivamente, estimular ações que promovam a integração ecossistêmica entre as principais áreas-alvos do projeto” (Ayres, et al. 2005).

Metodologia:

Abrangência do estudo: todo o Brasil, incluindo a Mata Atlântica.

Procedimentos: a seleção dos corredores ecológicos foi feita através de duas etapas. Inicialmente foram espacializadas as informações produzidas nos *workshops* regionais de priorização da Mata Atlântica e no *workshop* de áreas prioritárias para a Amazônia de 1990 com o objetivo de identificar regiões de relevância biológica. Posteriormente, foram mapeadas as UCs existentes à época. Os mapas foram sobrepostos e foram identificados os possíveis corredores que atenderiam primeiramente à função de interligar e consolidar as unidades de conservação e que possuíam maior viabilidade institucional para seu estabelecimento.

Crítérios para priorização: riqueza de espécies e de espécies endêmicas; diversidade de comunidades e ecossistemas; grau de conectividade; integridade e tamanho das manchas de paisagem natural.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: na Mata Atlântica, a iniciativa do Projeto Corredores Ecológicos (MMA/PPG-7) identificou duas grandes áreas associadas a dois centros de endemismo no bioma: Corredor Central da Mata Atlântica (CCMA), ou centro de endemismo da Bahia, e Corredor da Serra do Mar, ou centro de endemismo da Serra do Mar. Adicionalmente, a iniciativa dos corredores de biodiversidade da CI-Brasil acrescentou em sua estratégia o Corredor de Biodiversidade do Nordeste, associado ao Centro de Endemismo Pernambuco. O Corredor Central da Mata Atlântica abrange uma área aproximada de 12 milhões de hectares nos estados da Bahia e Espírito Santo. O Corredor da Serra do Mar possui cerca de 12,6 milhões de hectares nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná. Já o Corredor de Biodiversidade do Nordeste abrange cerca de 5,6 milhões de hectares em Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte.

Níveis de priorização: os corredores de biodiversidade são áreas de elevada riqueza e endemismo de espécies e se destacam nas estratégias regionais de conservação na Mata Atlântica em relação ao restante do bioma, com maior envolvimento de organizações governamentais e não-governamentais e maior aporte de recursos financeiros para a execução das ações de conservação. Não existe distinção de prioridade entre os corredores.

Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: o Projeto Corredores Ecológicos teve o mérito de quebrar o paradigma de conservação em ilhas, visão predominante nas décadas de 1980 e 90, mudando o foco da proteção de fragmentos isolados como unidades de conservação para uma abordagem de planejamento territorial, considerando as diferentes pressões e oportunidades sociais não apenas nas áreas protegidas, mas no seu entorno direto. A gestão de UCs em mosaicos, o envolvimento participativo dos proprietários particulares através das RPPNs, o aumento da governança ambiental e o fortalecimento regional das organizações e os acordos setoriais, como o setor de reflorestamento, são exemplos de estratégias que são frutos dessa mudança de paradigma na conservação da Mata Atlântica. Uma das críticas feitas à abordagem dos corredores é fruto, na verdade, do não entendimento da estratégia como uma ferramenta

de planejamento territorial, mais do que uma técnica de manejo de habitats voltado para a conexão física entre fragmentos florestais. Nesse contexto, é interessante notar a distinção entre os conceitos de corredores de habitat, que são conexões lineares de habitat com estrutura e composição florística similares às manchas que conecta, e os corredores ecológicos/biodiversidade, que são unidades regionais de planejamento para a conservação incluindo territórios com diferentes tipos de cobertura e uso do solo e diferentes tipos de propriedades de administração e gestão dessas paisagens (Sanderson et al, 2003; Anderson e Jenkins, 2006).

Grau de implantação dos resultados: apesar de não existir distinção na priorização entre os corredores, o CCMA recebeu maior atenção que os demais, tanto por parte do PPG-7, por ter sido um dos corredores piloto do projeto, quanto das ONGs. O Projeto Corredores Ecológicos investiu, entre 2002 e 2010, um total aproximado de US\$ 3 milhões. As principais realizações foram a implantação das Unidades de Coordenação Geral (UCG) do CCMA nos estados da Bahia e Espírito Santo e a integração com políticas ambientais nos estados; criação de novas unidades de conservação; implantação de gestão em mosaicos de UCs. Os demais corredores de biodiversidade na Mata Atlântica também vêm recebendo atenção e esforços conservacionistas. O Fundo de Parcerias Para Ecossistemas Críticos (CEPF), um fundo com recursos do Banco Mundial, Fundo Mundial para o Meio Ambiente (GEF), Fundação MacArthur, Governo do Japão e Conservation International, investiu, entre 2002 e 2007, cerca de US\$ 8 milhões em ações de conservação nos corredores.

2.8. Revisão das áreas prioritárias da Mata Atlântica – 2006/2007

Caracterização geral

Após seis anos da publicação do mapa de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica, o MMA organizou o processo de revisão dessas áreas. A novidade é que, para esse novo mapa, foram empregados os princípios do planejamento sistemático para a conservação (PSC), segundo metodologia discutida e ampliada a partir do trabalho Pressey e Margulis (2000).

Fonte da divulgação dos resultados: MMA. 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira - Atualização: Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf

Responsável técnico: equipe do MMA, composta por funcionários e consultores.

Atores envolvidos: MMA; Ibama, Funbio, Fundação Biodiversitas, GTZ, WWF-Brasil, TNC, CI-Brasil, ISA, Fundação SOS Mata Atlântica, Birdlife e diversas ONGs regionais e locais com atuação na Mata Atlântica, GEF, órgãos estaduais de meio ambiente, universidades (UFMG, UFRJ, UFPE, UFRGS, USP, UNICAMP e UESC) e centros de pesquisa.

Financiamento: Secretaria de Biodiversidade e Florestas do MMA, no âmbito do Probio.

Objetivo do projeto: “Atualizar o mapa de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica considerando a informação mais atualizada e o avanço das metodologias de priorização, aprofundando o processo participativo de negociação e formação de consenso” (MMA/SBF, 2007).

Metodologia:

Abrangência do estudo: Mata Atlântica do Brasil, de acordo com o Mapa de Biomas do Brasil (IBGE, 2004), além de enclaves de Mata Atlântica em outros biomas.

Procedimentos: em abril de 2006, foi realizada uma reunião técnica no município de São Roque (SP) com a presença de 56 especialistas em biodiversidade de diversas instituições de pesquisa, ONGs e técnicos governamentais, das esferas estadual e federal, visando o detalhamento dos alvos e a definição das metas de conservação. Os alvos indicados foram as espécies listadas como ameaçadas de extinção, espécies de distribuição restrita e unidades fitogeográficas baseadas em geomorfologia, vegetação, solos e altitude. Para as espécies-alvos foram definidas metas de conservação de acordo com a categoria de ameaça da espécie, enquanto que para as unidades fitogeográficas foi

estabelecida uma meta global de conservação - proteção de 35% das áreas de remanescentes em cada unidade fitogeográfica. O mapa de importância biológica foi elaborado através de ferramentas de auxílio de tomada de decisão, implantadas em *softwares* específicos, como o C-PLAN e o MARXAN.

Critérios para priorização: a identificação de áreas prioritárias através da metodologia de PSC implica na avaliação do cumprimento de metas de conservação pré-estabelecidas para alvos definidos. A priorização é dada de acordo com as opções espaciais para que se atinja a meta de conservação de um alvo. Caso uma área seja a única disponível para que a meta seja atingida, então essa área é considerada 100% insubstituível e será classificada como de prioridade máxima. Os níveis de prioridade são, então, escalonados com base no critério de insubstituibilidade.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 880 áreas, sendo 522 novas áreas em relação ao mapa anterior de áreas prioritárias.

Níveis de priorização: quatro níveis: extremamente alta importância (198 novas áreas); muito alta importância (173 novas áreas); alta importância (105 novas áreas); insuficientemente conhecida, mas de provável importância biológica (46 novas áreas).

Avaliação crítica:

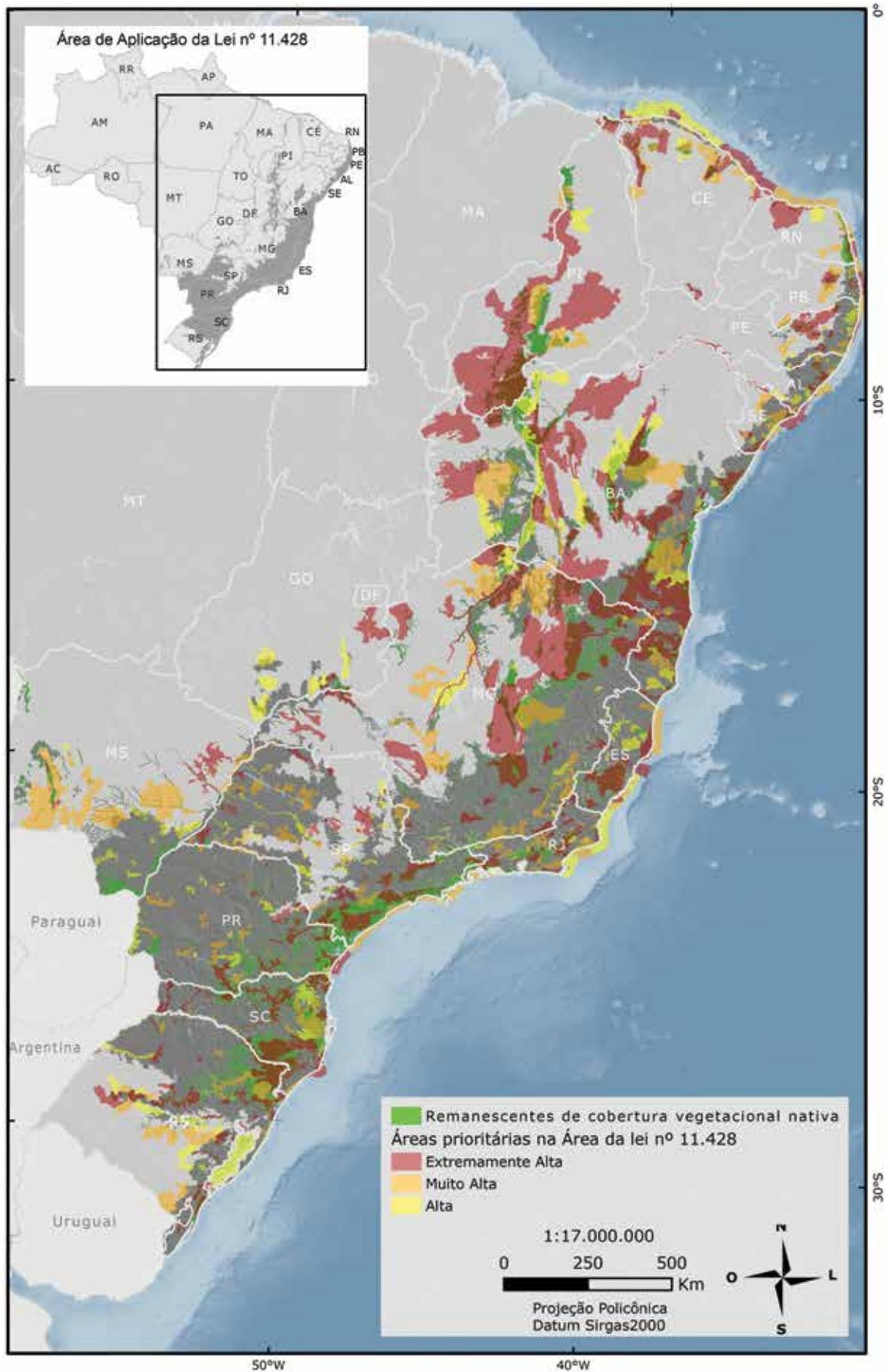
Fortalezas e fraquezas: além de revisar e atualizar as áreas prioritárias para conservação na Mata Atlântica, a iniciativa teve o mérito de reduzir a subjetividade no processo de decisão através do estabelecimento de metas objetivas de conservação de alvos biológicos importantes. Outra vantagem é que os procedimentos de planejamento sistemático para a conservação (PSC) são capazes de incorporar rapidamente tanto as novas informações sobre biodiversidade quanto a aproximação do cumprimento das metas de conservação quando da criação de novas UCs. Por fim, existe um ganho na qualidade da resolução dos mapas; porém, essa melhoria é dependente da qualidade da informação biológica dos alvos de conservação. Apesar da realização de diversas reuniões, incluindo reuniões regionais, o processo decisório não foi tão participativo quando comparado com

as iniciativas de priorização dos *workshops* do final da década de 1990. Uma das razões está na natureza do método de PSC, no qual um conjunto de informações sobre alvos e metas alimenta uma ferramenta de auxílio à tomada de decisão que produz cenários de solução otimizada. Essa etapa foi realizada pelos técnicos do MMA, e certamente a maioria dos participantes das reuniões setoriais não estava treinada nos procedimentos de PSC, ferramenta ainda nova e pouco difundida naquele momento. Outra dificuldade se deveu à escassez e acurácia dos dados de ocorrência das espécies computados no PSC, tanto em relação à resolução espacial quanto à confirmação das chances de ocorrência atual, a partir dos mapas gerados com dados da literatura e de museus.

Grau de implantação dos resultados: a revisão das áreas prioritárias para a conservação na Mata Atlântica está sendo utilizada na definição e execução de políticas públicas ambientais através de programas e projetos de conservação, utilização

sustentável de componentes da biodiversidade e repartição de benefícios derivados do acesso a recursos genéticos e ao conhecimento tradicional associado. Também está sendo empregada na definição de programas de pesquisa e inventários sobre a biodiversidade. Adicionalmente, alguns estados vêm desenvolvendo abordagens de PSC para exercícios de priorização e revisão de áreas prioritárias, impulsionadas pela iniciativa do MMA. Estas estratégias de priorização coordenadas por órgãos do governo são extremamente eficazes em relação à incorporação dos resultados em políticas públicas. As “áreas prioritárias do MMA”, como são amplamente conhecidas, assim como as iniciativas estaduais, são extremamente importantes no planejamento do desenvolvimento territorial, por exemplo, para o processo de licenciamento ambiental e a implantação de grandes empreendimentos e obras de infraestrutura.

Revisão das áreas prioritárias da Mata Atlântica – 2006/2007



2.9. Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade em Minas Gerais – 2005

Caracterização geral

O governo do estado de Minas Gerais, através da Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, solicitou à comunidade ambientalista que procedesse à revisão do mapa de áreas prioritárias para a conservação no estado, elaborado em 1998. Finalizado em 2005, o *workshop* de Minas Gerais foi, talvez, o último dos *workshops* que adotaram os procedimentos metodológicos empregados nos exercícios de priorização da década de 1990. Diferente dos resultados do *workshop* anterior, essa nova versão foi elaborada com o compromisso pré-assumido pelo governo estadual de efetivamente adotar as recomendações de conservação e tornar o mapa de áreas prioritárias um instrumento efetivo de políticas públicas.

Fonte da divulgação dos resultados: Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.B.M.; Sebaio, F.A. e Antonini, Y., 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Fundação Biodiversitas. Disponível em: <http://www.biodiversitas.org.br/atlas/>

Responsável técnico: Fundação Biodiversitas.

Atores envolvidos: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; Instituto Estadual de Florestas; Instituto Mineiro de Gestão das Águas; Fundação Estadual de Meio Ambiente; CI-Brasil; Cia. Vale do Rio Doce; Ibama. Mais de 130 especialistas participaram do *workshop* de definição das áreas prioritárias, representando dezenas de instituições de pesquisa, universidades e empresas com atuação no estado.

Financiamento: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD-MG) e Cia. Vale do Rio Doce.

Objetivo do projeto: identificar e delimitar as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade nos diferentes biomas abrangidos pelo estado de Minas Gerais.

Metodologia:

Abrangência do estudo: estado de Minas Gerais.

Procedimentos: uma etapa preparatória de le-

vantamento, atualização e sistematização das informações bióticas e abióticas, seguida por uma etapa de consulta ampla à comunidade científica, instituições de pesquisa e órgãos gestores para indicação e/ou validação das áreas candidatas. Por fim, foi realizado um *workshop* para a definição e delimitação das áreas prioritárias, seguindo metodologia padrão dos *workshops* realizados no final da década de 1990, que consiste em separar os participantes pelas suas especialidades e solicitar que delimitem manualmente em mapas impressos os limites das áreas consideradas prioritárias para seus grupos temáticos, segundo critérios definidos. Após esse primeiro exercício, os participantes se reorganizam em grupos regionais e delimitam as áreas prioritárias a partir da sobreposição dos mapas indicados pelos grupos temáticos.

Critérios para priorização: riqueza total de espécies; riqueza de espécies endêmicas, ameaçadas e raras; presença de espécies com lacuna de proteção; presença de espécie de distribuição restrita à área proposta; presença de ambiente único no estado; ocorrência de fenômeno biológico especial; presença de remanescente de vegetação significativo; grau de conservação da área; grau de ameaça da área.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 112 áreas no estado, sendo 59 na Mata Atlântica mineira e uma em região de transição entre os principais biomas no estado - Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga.

Níveis de priorização: cinco níveis: importância biológica especial; importância biológica extrema; importância biológica muito alta; importância biológica alta; importância biológica potencial.

Avaliação crítica:

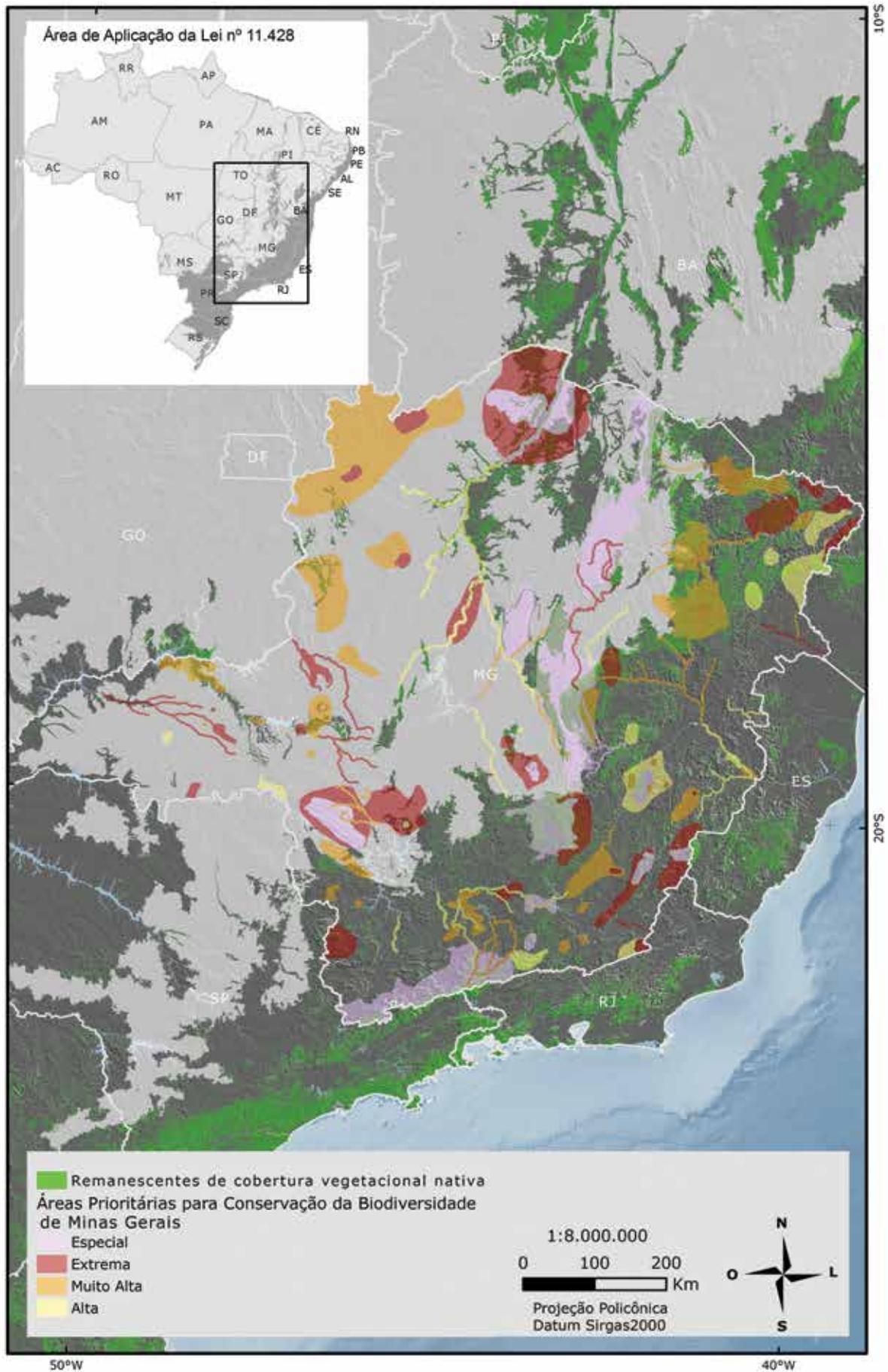
Fortalezas e fraquezas: o processo participativo que levou à elaboração do mapa de áreas prioritárias produziu uma base de dados sobre a biodiversidade no estado que vem sendo utilizada em outras iniciativas de planejamento de conservação, como a elaboração da lista de espécies ameaçadas e a formatação do Programa Biota Minas, uma iniciativa da Secretaria Estadual de Ciência e Tecnologia. Uma das virtudes da iniciativa foi ter trazido para a discussão alguns representantes do setor produtivo, como a Cia. Vale do Rio Doce, e de áreas socioeconômicas. Outro diferencial foi

ter procurado identificar áreas prioritárias para ambientes aquáticos, delimitando e categorizando rios prioritários para conservação em função de sua importância biológica. A iniciativa possui as mesmas fraquezas listadas para os exercícios de identificação de áreas prioritárias do final da década de 1990, tais como a subjetividade na indicação e delimitação das áreas, a dependência de informações não-publicadas e a baixa replicabilidade do conjunto do processo decisório.

Grau de implantação dos resultados: o mapa final

de áreas prioritárias para conservação em Minas Gerais tornou-se instrumento oficial de políticas públicas no estado. Algumas unidades de conservação de proteção integral foram criadas pelo governo do estado a partir de indicações do mapa de áreas prioritárias. Porém, fora da Semad-MG, o mapa de áreas prioritárias pouco vem sendo utilizado para o planejamento das ações do governo, exceção feita à sua consulta quando da elaboração do zoneamento ecológico-econômico de Minas Gerais.

Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade em Minas Gerais – 2005



2.10. Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade no Espírito Santo – 2005

Caracterização geral

O estado do Espírito Santo iniciou o processo de identificação de suas áreas prioritárias na sequência do exercício realizado em Minas Gerais. Para isso, contou com o apoio do Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (CEPF), que financiou o projeto Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica do Espírito Santo, coordenado pelo Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica (Ipema). O projeto possui três componentes: diagnóstico das unidades de conservação no estado, elaboração da lista de espécies ameaçadas de extinção do Espírito Santo e definição das áreas e ações prioritárias para a conservação. O componente de áreas prioritárias se iniciou em 2004, tendo sido realizado o *workshop* com especialistas em 2005.

Fonte da divulgação dos resultados: Ipema. 2011. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade no estado do Espírito Santo. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Vitória, ES. 64p.

Responsável técnico: Ipema, com apoio da CI-Brasil e da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Seama).

Atores envolvidos: técnicos do Ipema, de universidades e centros de pesquisa, de ONGs, do Instituto Estadual do Meio Ambiente e de empresas.

Financiamento: Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (CEPF)

Objetivo do projeto: “Identificar áreas e ações prioritárias para conservação da biodiversidade com base em critérios de importância biológica, física, socioeconômica e integridade dos ecossistemas” (Ipema, 2011).

Metodologia:

Abrangência do estudo: estado do Espírito Santo.

Procedimentos: seguindo procedimento semelhante aos adotados nos *workshops* de áreas prioritárias do final da década de 1990 e início da década de 2000, a equipe executora elaborou o estudo em quatro etapas. Uma primeira etapa, de

caráter preparatório, ocupou-se da compilação e sistematização das informações biológicas, físicas, sociais e econômicas em uma base de dados. A segunda etapa consistiu de um seminário no qual especialistas se organizaram em grupos temáticos e examinaram a informação espacial sobre espécies ameaçadas e áreas de elevada biodiversidade, delimitando polígonos prioritários com base na sobreposição da informação dos diversos grupos. Um mapa-síntese foi produzido como resultado dessa sobreposição e do consenso entre os grupos. A terceira etapa foi de análise e processamento, seguida pela etapa de divulgação e acompanhamento da implantação dos resultados do estudo.

Crterios para priorizaço: grau de endemismo, riqueza de espécies raras e/ou ameaçadas, ocorrência de fenômenos biológicos ou processos ecológicos especiais, presença de remanescentes representativos de vegetação nativa. O nível de priorização de uma determinada área foi definido de acordo com o número de indicações recebidas em cada grupo temático.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 28

Níveis de priorizaço: as áreas prioritárias foram definidas como de extrema prioridade (13 áreas), muito alta prioridade (4 áreas) e alta prioridade (11 áreas).

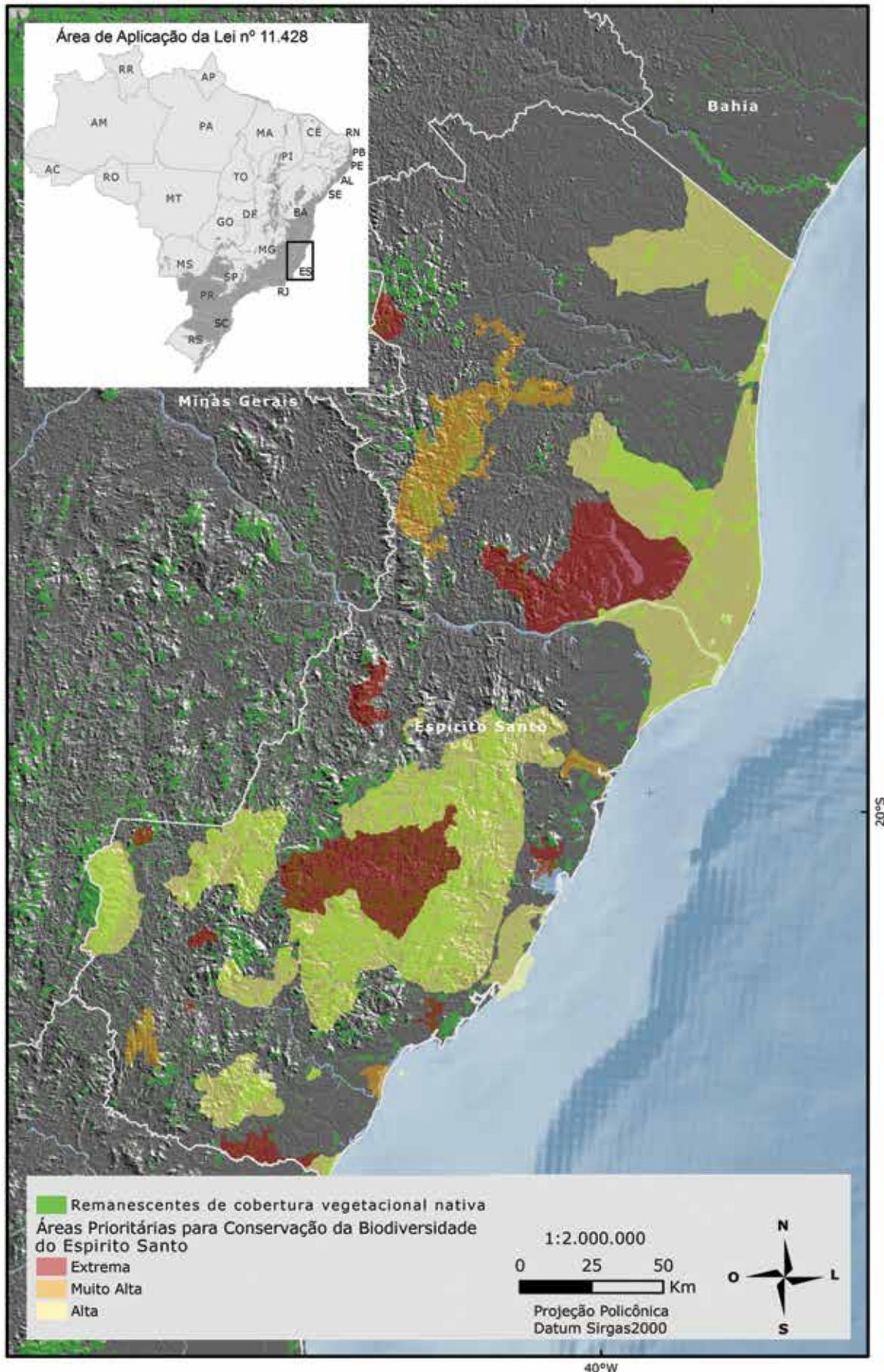
Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: a iniciativa executada pelo Ipema contou com o apoio dos órgãos ambientais estaduais em todas as etapas e, durante o *workshop* com especialistas, contou com a participação da comunidade acadêmica, de ambientalistas e de empresas atuantes no estado. Outro ponto positivo foi que a iniciativa de priorização estava integrada à avaliação das espécies ameaçadas no estado; a base de dados sobre biodiversidade elaborada para o projeto foi utilizada em outras iniciativas de conservação, como por exemplo, a seção estadual do projeto do Corredor Central da Mata Atlântica. Como nas demais iniciativas que utilizaram a metodologia dos *workshops* de áreas prioritárias, como o de Minas Gerais e os *workshops* dos biomas, as mesmas críticas podem ser feitas ao exercício para o estado do Espírito Santo. Grau de implantaço dos resultados: as áreas prioritárias foram oficialmente reconhecidas pelo

Governo do Estado do Espírito Santo apenas em 2010, cinco anos após a conclusão do estudo, por meio do Decreto 2530-R, de 02 de junho. De acordo com esse decreto, a criação de novas UCs estaduais, o licenciamento ambiental, a destinação de medidas de compensação ambiental e o planejamento territorial do estado devem consi-

derar as áreas prioritárias. Como exemplo, o Decreto nº 2529-R, da mesma data, que estabelece os corredores ecológicos prioritários no Espírito Santo, levou em consideração o mapa de áreas prioritárias. Em 2010, uma das áreas prioritárias foi transformada em unidade de conservação estadual.

Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade no Espírito Santo – 2005



2.11. Áreas importantes para a conservação de aves – 2006

Caracterização geral

A ONG Birdlife International tem como uma de suas principais estratégias de atuação a identificação, a nível global, de áreas importantes para a conservação de aves, ou *important bird areas* (IBA). O conceito de IBA deriva das *endemic bird areas*, que apontava para o Brasil a existência de sete áreas onde ocorrem espécies de distribuição restrita. Em 2000, durante o congresso de Ornitologia, a Birdlife apresentou formalmente à comunidade científica brasileira o conceito de IBA e, em 2001, iniciou uma parceria com a Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul com o objetivo de identificar as áreas importantes para a conservação de aves no Brasil. A Birdlife/SAVE-Brasil decidiu iniciar o exercício de identificação de IBAs pela Mata Atlântica e, em 2006, divulgou os resultados. Em 2009, a organização divulgou o mapa de IBAs para o restante do Brasil.

Fonte da divulgação dos resultados: Bencke, G. A., G. N. Maurício, P. F. Develey e J. M. Goerck (orgs.). 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil. Disponível em: <http://www.savebrasil.org.br/?q=publicacoes>

Responsável técnico: Birdlife/SAVE-Brasil; Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica-RS.

Atores envolvidos: equipe técnica da Birdlife/SAVE-Brasil; equipe do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica/RS; grande número de biólogos e ornitólogos esteve envolvido no processo, enviando informações sobre ocorrência das espécies ameaçadas e participando do processo de delimitação das áreas.

Financiamento: Birdlife/SAVE-Brasil

Objetivo do projeto: “O Programa de Áreas Importantes para a Conservação das Aves visa assegurar a conservação, a longo prazo, de uma rede de áreas criticamente importantes para as aves e para a biodiversidade” (Bencke *et al.* 2006).

Metodologia:

Abrangência do estudo: estados do Domínio da Mata Atlântica do Brasil.

Procedimentos: as IBAs são áreas com confirmação da ocorrência de: (i) espécies de aves globalmente ameaçadas de extinção, (ii) espécies de distribuição restrita, (iii) espécies restritas ao bioma, ou (iv) espécies congregantes. Os registros foram compilados da literatura recente e foram posteriormente conferidos por especialistas. Em uma segunda fase foi realizada uma análise de complementaridade para identificar habitats críticos ou espécies que não foram adequadamente representadas nas IBAs inicialmente propostas.

Critérios para priorização: o exercício de identificação de IBAs não faz distinção de priorização entre as áreas; porém, como muitas das IBAs não são unidades de conservação, as ações de conservação propostas levam em conta o grau de ameaça e a urgência de proteção das espécies nas IBAs.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: foram identificadas em 15 estados da Mata Atlântica um total de 163 IBAs, das quais a maioria foi apontada com base exclusivamente no critério de ocorrência de espécie globalmente ameaçada. A soma das áreas de todas as IBAs na Mata Atlântica é de cerca de 8,4 milhões de hectares. Cerca de 23% das IBAs estão protegidas em UCs, 40% parcialmente protegidas e 37% não possuem nenhuma forma de proteção.

Níveis de priorização: as áreas importantes para a conservação de aves não receberam distinção em termos de priorização.

Avaliação crítica:

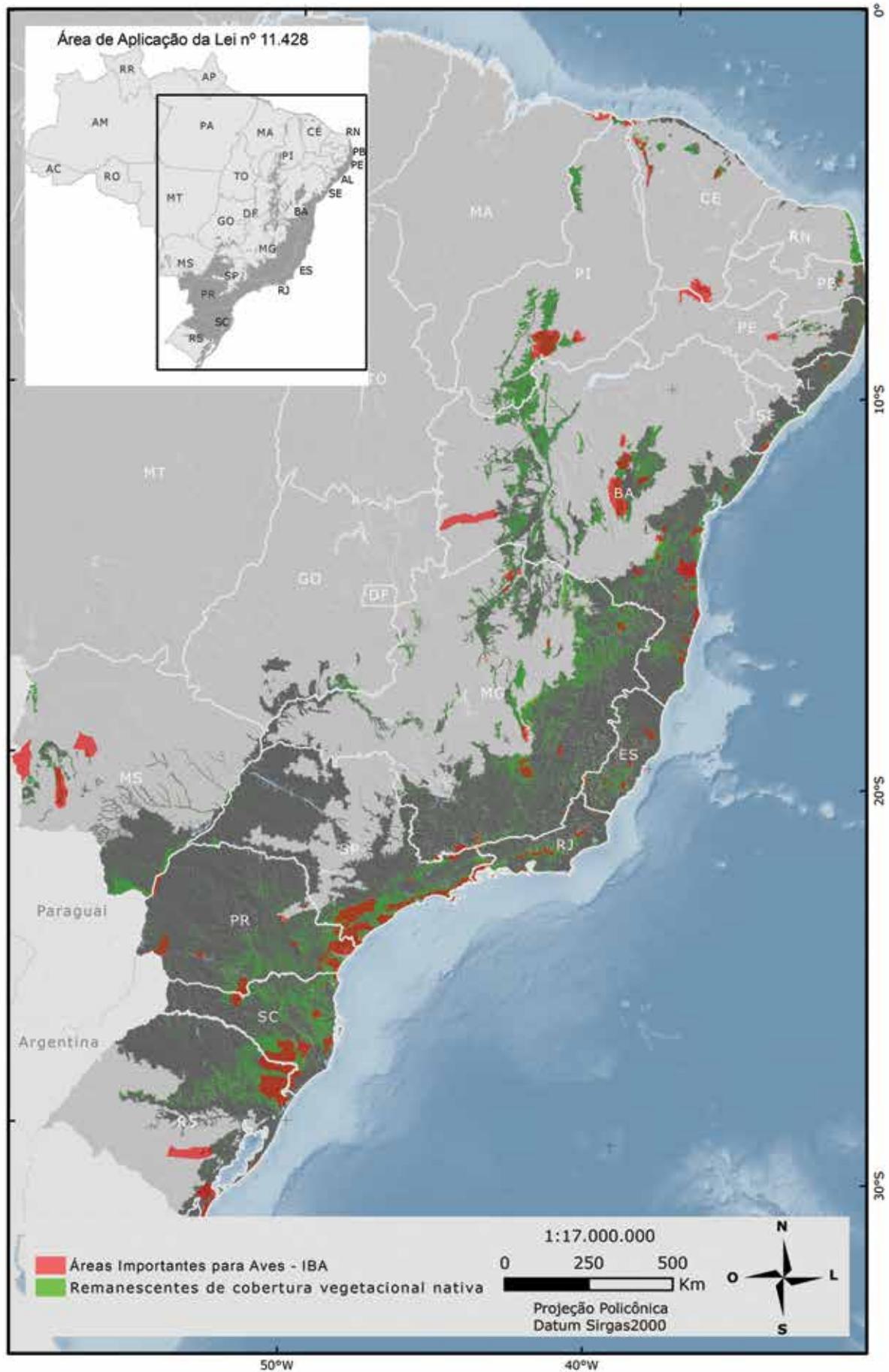
Fortalezas e fraquezas: a estratégia de identificação de IBAs na Mata Atlântica compilou e sistematizou uma extensa base de dados sobre ocorrência pontual de espécies de aves ameaçadas de extinção. Essas informações são certamente a mais completa e confiável base de dados sobre aves disponível para o bioma. Outro ponto importante é que a iniciativa não apenas apontou e delimitou as IBAs como também fez uma descrição da área indicando as ameaças diretas e indiretas para sua conservação. Um ponto a ser considerado é que, na Mata Atlântica, cada novo inventário biológico em uma área ainda não explorada tem o potencial de gerar uma lista de

aves com várias espécies ameaçadas. Isso significa que o mapa de IBAs de 2006 já se encontra defasado e precisaria ser constantemente atualizado com as novas informações. Tal constatação não desmerece a iniciativa; apenas aponta para a necessidade de investimentos em pesquisa científica em áreas da Mata Atlântica consideradas como lacunas de conhecimento.

Grau de implantação dos resultados: a iniciativa de identificação de IBAs é uma importante ferramenta de planejamento de ações de conservação

da ONG Birdlife/SAVE-Brasil e é adotada por vários de seus parceiros, públicos, privados e do terceiro setor. A ONG CI-Brasil utiliza a mesma abordagem metodológica para a identificação das KBAs, com a única diferença de abordar os outros grupos de vertebrados. O conceito de IBAs vem sendo empregado como subsídio para as discussões sobre criação de novas UCs na Mata Atlântica e para estratégias de conservação envolvendo comunidades humanas inseridas na área de abrangência de uma IBA.

Áreas importantes para a conservação de aves – 2006



2.12. Plano de ação para a conservação da biodiversidade do sul da Bahia – 2006

Caracterização geral

O subcomitê regional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA) e o Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia (IESB) executaram, em 2006, um projeto de definição de ações e áreas prioritárias na Mata Atlântica da Costa do Cacau, na região sul do estado da Bahia. O projeto teve como foco a elaboração de um plano de ação regional participativo e também a indicação de uma lista de áreas prioritárias para serem indicadas para a implementação de corredores mesorregionais no âmbito do Projeto Corredores Ecológicos, do MMA.

Fonte da divulgação dos resultados: Araújo, M. e Souza, P.V.N. 2009. Plano de Ação para a Conservação da Biodiversidade do Sul da Bahia. IESB, Ilhéus, BA. 37p.

Responsável técnico: IESB

Atores envolvidos: IESB, Subcomitê Região Sul da Bahia da RBMA, CI-Brasil, especialistas de universidades e centros de pesquisa.

Financiamento: Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (CEPF); Projeto Corredores Ecológicos (MMA)

Objetivo do projeto: estabelecer as áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Sul da Bahia.

Metodologia:

Abrangência do estudo: Mata Atlântica da Costa do Cacau, entre os municípios de Belmonte e Marau, no sul do estado da Bahia.

Procedimentos: uma oficina técnica pré-selecionou um conjunto de áreas na região do estudo, definidas a partir de informações sobre biodiversidade e pressão antrópica. Após a oficina técnica, foi realizada uma oficina de planejamento participativo, ampliando a discussão sobre as áreas e envolvendo representantes de outros setores, como órgãos públicos, empresas, movi-

mentos sociais e academia. A partir de discussão entre os participantes, o consenso produziu o mapa final das áreas prioritárias para a conservação que, por sua vez, foram avaliadas quanto à possibilidade de definição dos corredores ecológicos na região. Para cada área prioritária foram definidos os critérios de escolha, as ações propostas e os potenciais atores e parceiros para execução das ações.

Critérios para priorização: os critérios para a indicação das áreas foram variados e incluíram a ocorrência de espécies de interesse para a conservação (ameaçadas, raras, endêmicas e recém-descritas), riqueza de espécies, existência de ambientes únicos, presença de grandes fragmentos, conectividade e lacunas de informação. Não houve distinção de prioridade entre as áreas.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 21 áreas, sendo uma em ambiente marinho.

Níveis de priorização: as áreas prioritárias não receberam distinção em termos de priorização; por outro lado, foi apresentada uma lista das áreas em ordem de urgência para atuação.

Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: a iniciativa de definição de áreas prioritárias na Costa do Cacau está inserida em um contexto mais amplo, tanto da RBMA quanto do Projeto Corredores Ecológicos, o que confere maior visibilidade e um caráter mais oficial ao documento, uma vez que esse projeto é uma iniciativa do MMA. Outro ponto de destaque foi o caráter participativo do processo, além do fato de que para cada área foram definidas ações emergenciais. Porém, o documento de divulgação do resultado não detalhou os procedimentos metodológicos empregados para a utilização dos dados biológicos, seleção das áreas e delimitação dos polígonos.

Grau de implantação dos resultados: a iniciativa foi utilizada para identificar as áreas para o estabelecimento de corredores ecológicos no âmbito do Projeto Corredores Ecológicos; porém, pouco dessa proposta foi efetivamente implementada. Entre 2008 e 2010, foram criadas várias UCs em algumas das áreas prioritárias indicadas no estudo.

2.13. Áreas insubstituíveis para a conservação da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais e Bahia – 2008

Caracterização geral

A cadeia do Espinhaço é uma formação montanhosa que se estende da região central de Minas Gerais até a Chapada Diamantina, no estado da Bahia. A vegetação predominante nessa região é de Cerrado com extensas áreas de campos rupestres. Porém, considerando os limites de aplicação da Lei da Mata Atlântica, a vertente leste da porção centro-sul da Cadeia do Espinhaço e algumas áreas na região da Chapada Diamantina estão inseridas na Mata Atlântica. Pelas características ecotonais, pela grande variação altitudinal e climática e pela existência de regiões de vegetação única, a Cadeia do Espinhaço suporta elevados níveis de diversidade e endemismo, tendo sido reconhecida como reserva da biosfera pela Unesco. Apesar de sua importância, o sistema de unidades de conservação de proteção integral na região é insuficiente, cobrindo pouco mais de 520 mil hectares, o que representa cerca de 2,5% da Cadeia do Espinhaço. Nesse sentido, através do projeto Espinhaço Sempre Vivo, a ONG Biotrópicos, em parceria com a Fundação Biodiversitas, organizações locais e com o apoio da CI-Brasil, elaborou uma avaliação da representatividade do sistema de UCs dessa região, com uma indicação de áreas insubstituíveis para a conservação da biodiversidade.

Fonte da divulgação dos resultados: Silva, J.A.; Machado, R.B.; Azevedo, A.; Drumond, G.M.; Fonseca, R.F.; Goulart, M.F.; Moraes Jr., E.A.; Martins, C.S. e Ramos Neto, M.B. 2008. Identificação de áreas insubstituíveis para a conservação da Cadeia do Espinhaço, estados de Minas Gerais e Bahia, Brasil. *Megadiversidade* 4: 248-270.

Responsável técnico: Biotrópicos – Instituto de Pesquisa em Vida Silvestre

Atores envolvidos: Fundação Biodiversitas, CI-Brasil, pesquisadores de universidades e centros de pesquisa com atuação na Cadeia do Espinhaço.

Financiamento: CI-Brasil

Objetivo do projeto: “Avaliar o desempenho das unidades de conservação existentes na proteção da biodiversidade e identificar áreas complementares, necessárias para a criação de um sistema representativo para a conservação da biota regional (Silva et al, 2009)”.

Metodologia:

Abrangência do estudo: Cadeia do Espinhaço nos estados de Minas Gerais e Bahia.

Procedimentos: o estudo utilizou os princípios do planejamento sistemático para a conservação, avaliando o conjunto de UCs existentes na região e sua representatividade para proteção da biodiversidade. A equipe do projeto utilizou o software MARXAN, que demanda a indicação dos alvos de conservação e de suas metas, bem como a estimativa de custos de conservação para cada unidade de planejamento. As unidades de planejamento foram definidas como hexágonos de 5 mil hectares. Os alvos de conservação foram 607 espécies de vertebrados e plantas ameaçadas de extinção ou endêmicas com registros de ocorrência conhecidos para a Cadeia do Espinhaço. Além das espécies, foram indicados também como alvos 40 tipos de ecossistemas considerados como substitutos de biodiversidade e também um serviço ambiental, as nascentes situadas na área de estudo. Todos os alvos tiveram metas de conservação definidas entre 10%, para nascentes, a 100%, para espécies com menos de cinco registros conhecidos. Os resultados das simulações do MARXAN foram então discutidos pelos pesquisadores participantes em um seminário de consolidação de resultados; o mapa final foi produzido a partir dessas discussões.

Critérios para priorização: a indicação de prioridade foi feita com base no critério de insubstituíbilidade, calculada para cada unidade de planejamento do estudo e que configura um indicativo da quantidade de opções espaciais disponíveis para se atingir determinada meta de conservação dos alvos propostos. Assim, um valor de insubstituíbilidade equivalente a um (ou 100%) significa que essa área não possui nenhuma alternativa para conservar a espécie ameaçada que lá ocorre.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 27 conjuntos de áreas prioritárias; seis dessas áreas estão completamente e nove

parcialmente inseridas no polígono de aplicação da Lei da Mata Atlântica (IBGE, 2008)

Área Total: média (min – max)

Níveis de priorização: apesar de o método permitir a elaboração de mapas com diferentes níveis de insubstituibilidade para cada unidade de planejamento, os autores optaram por não diferenciar as 27 áreas selecionadas quanto ao grau de priorização.

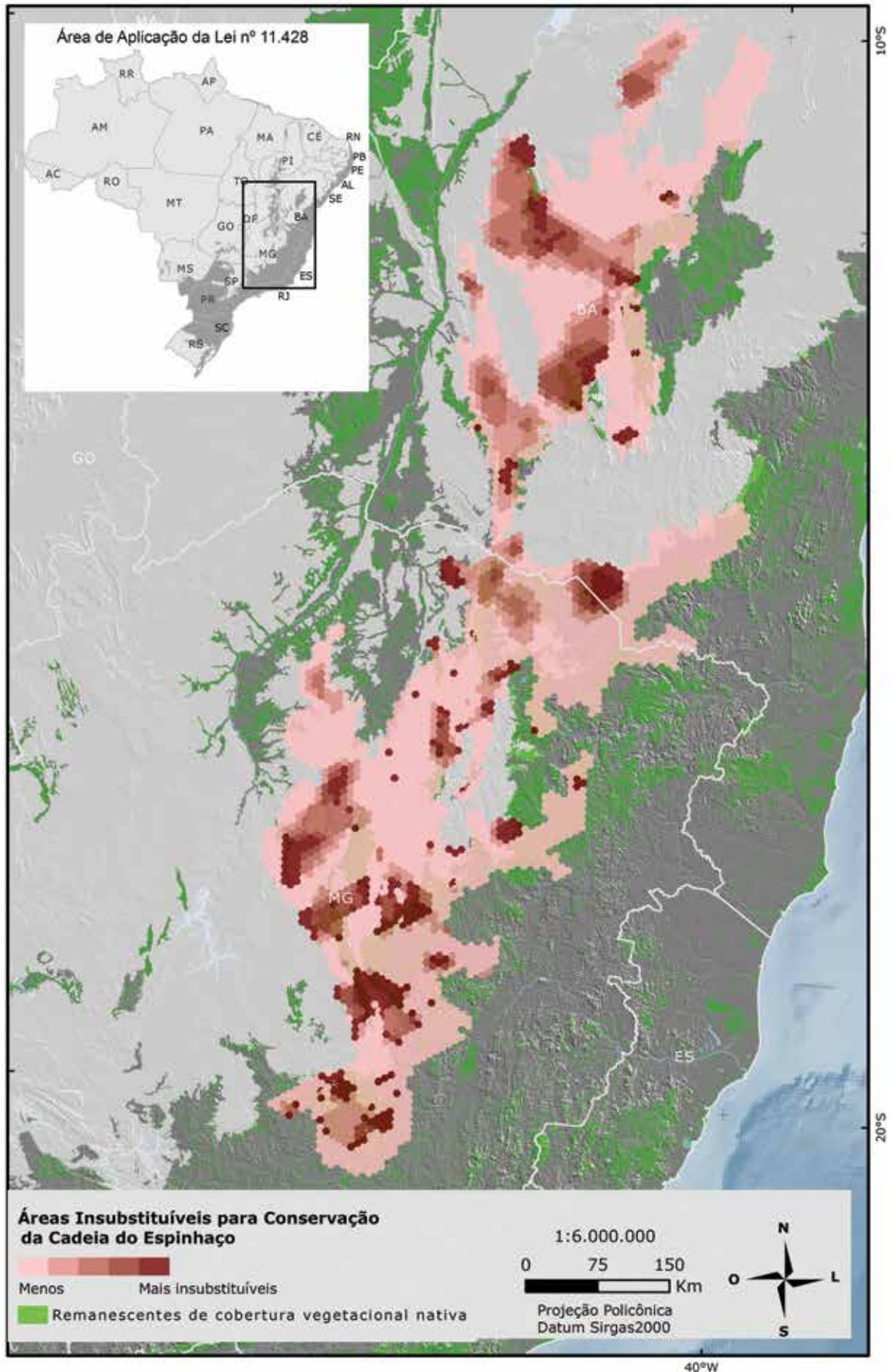
Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: o exercício de priorização de áreas para conservação na Cadeia do Espinhaço utilizou de informação biológica refinada, que foram os registros de ocorrência conhecidos de 607 espécies ameaçadas, raras ou endêmicas, compilados e disponibilizados pelos pesquisadores que participaram do processo de priorização. Tendo detectado um forte viés amostral na distribuição espacial dos pontos de coleta, a equipe técnica do projeto decidiu ampliar a lista de alvos de conservação incluindo feições da paisagem, o que, para a Cadeia do Espinhaço, é importante, pois a região possui alguns atributos fitofisionômicos únicos que, por não terem sido suficientemente amostrados quan-

to à fauna e flora, teriam ficado de fora da análise de insubstituibilidade. Também merece destaque o fato de ter sido a primeira iniciativa utilizando planejamento sistemático para a conservação no país a incorporar como alvo um serviço ecossistêmico - nesse caso, o provisionamento de água. Talvez o principal problema tenha sido o fato de que o estudo não conseguiu aglutinar as diferentes instâncias decisórias do Poder Público dos estados de Minas Gerais e Bahia e o Governo Federal, o que provavelmente explica o baixo grau de adesão à iniciativa e a implantação dos resultados.

Grau de implantação dos resultados: apesar de ter sido um estudo tecnicamente muito bem executado, o mapa-síntese das áreas prioritárias para a Cadeia do Espinhaço não foi formalmente reconhecido por nenhum órgão ambiental público. Desde a divulgação do resultado, nenhuma nova UC de proteção integral foi criada na Cadeia do Espinhaço. Espera-se que as áreas indicadas pelo exercício sejam alvo de atenção dos governos dos estados da Bahia e de Minas Gerais, uma vez o primeiro está elaborando e o segundo planeja revisar seus respectivos mapas de áreas prioritárias para conservação.

Áreas insubstituíveis para a conservação da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais e Bahia – 2008



2.14. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo – 2008

Caracterização geral

O estado de São Paulo iniciou, em 2006, um exercício de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Porém, diferentemente das iniciativas até então realizadas, o foco não foi apenas a produção de um mapa de prioridades. Pretendia-se indicar diretrizes para a conservação e também apontar áreas importantes para investimentos em restauração florestal. Além disso, a equipe coordenadora do projeto decidiu não adotar a metodologia tradicional dos *workshops* de áreas degradadas. O foco seria a utilização da imensa quantidade de informação produzida pelo Programa Biota/Fapesp e a grande rede de pesquisadores instalada no estado de São Paulo.

Fonte da divulgação dos resultados: Rodrigues R. R. e Bononi, V. L. R. (orgs). 2008. Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, Fapesp. São Paulo, SP. 248p.

Responsável técnico: Biota/Fapesp.

Atores envolvidos: Secretaria de Estado de Meio Ambiente de São Paulo; Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA); CI-Brasil; Universidade de São Paulo; Instituto de Botânica; Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo (FF); Instituto Florestal de São Paulo. Mais de 160 especialistas representando dezenas de outras instituições de pesquisa, universidades e empresas com atuação no estado de São Paulo.

Financiamento: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp), através do programa Biota/Fapesp.

Objetivo do projeto: estabelecer diretrizes de conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo utilizando a extensa base de dados compilada no âmbito do programa Biota/Fapesp.

Metodologia:

Abrangência do estudo: estado de São Paulo.

Procedimentos: inicialmente foi feito um esforço para sistematizar as informações biológicas armazenadas no SinBiota, o banco de dados do programa Biota/Fapesp. Adicionalmente, foram inseridos registros de ocorrência de espécies no estado de São Paulo a partir da compilação de dados de outras fontes, como o SpeciesLink, bibliografia e coleções científicas. Os dados biológicos foram qualificados e especializados em um mapa junto com os resultados do projeto Inventário Florestal do Estado de São Paulo. Posteriormente à avaliação e à limpeza do banco de dados, foram selecionadas espécies-alvos e os registros de ocorrência dessas espécies foram associados aos dados de paisagem. O cruzamento entre as informações biológicas e os dados da paisagem no estado de São Paulo levou à elaboração de mapas em três diferentes escalas espaciais: (i) fragmentos de vegetação nativa; (ii) microbacias de quinta ordem; e (iii) unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRH).

Crítérios para priorização: tamanho dos fragmentos remanescentes; métricas de paisagem (como a forma, conectividade, entre outras), além da ocorrência de espécies-alvos; lacunas de informação científica sobre a biodiversidade; potencial para o incremento da conectividade entre fragmentos de vegetação nativa.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: foram elaborados três mapas-sínteses. O primeiro mapa indicou áreas para a realização de inventário biológico, na escala das UGRH. Nesse mapa, foram indicadas como prioritárias para inventário as bacias hidrográficas situadas no norte no oeste do estado de São Paulo. O segundo mapa indicou áreas prioritárias para o incremento da conectividade. O terceiro mapa-síntese indicou, na escala dos fragmentos florestais, as áreas prioritárias para a criação de UCs. A soma das áreas mais indicadas para a criação de UCs totaliza cerca de 51 mil hectares.

Níveis de priorização: em virtude da natureza da iniciativa, não foram definidos níveis de priorização. Para o mapa de áreas para a criação de UCs, um substituto da priorização pode ser o número de vezes em que um fragmento foi indicado pelos diversos grupos temáticos.

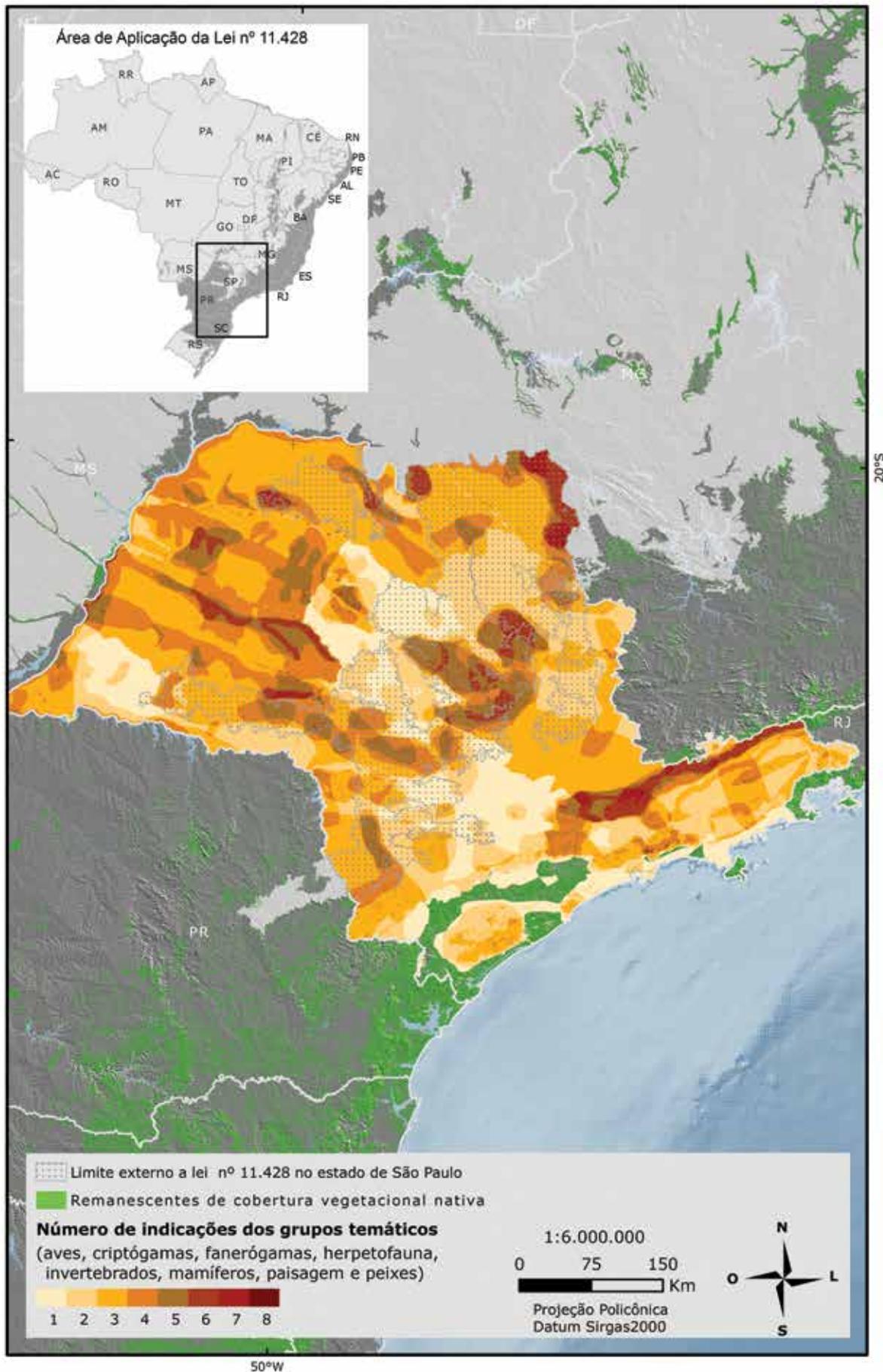
Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: a iniciativa do estado de São Paulo merece destaque por buscar utilizar de maneira pragmática a enorme quantidade de informação produzida nos quase dez anos de atividade do Programa Biota/Fapesp. Foram analisados mais de 179 mil registros de coletas de plantas e animais em São Paulo que, depois de avaliados, corrigidos e limpos, resultaram em registros para mais de 10 mil espécies. A seleção de espécies-alvos, seguindo a proposta metodológica do planejamento sistemático para a conservação, apontou 3.326 espécies de animais e plantas, para os quais foi possível espacializar a informação de ocorrência para os fragmentos florestais no estado. Assim, além de produzir um mapa-síntese com

a indicação das áreas para a criação de UCs, a iniciativa teve o mérito de sistematizar a informação sobre a biodiversidade no estado e direcionar o conhecimento para o estabelecimento de políticas públicas de conservação.

Grau de implantação dos resultados: após poucos meses da divulgação dos resultados, o Governo do Estado de São Paulo adotou os mapas-sínteses como ferramentas de planejamento. A Resolução SMA-15, de março de 2008, por exemplo, determina que a análise dos pedidos de supressão de vegetação nativa no estado leve em consideração os mapas de conectividade e de criação de UCs. Em 2010, o mapa-síntese de prioridades para a criação de UCs foi utilizado para definir quatro novas unidades na Serra da Cantareira.

Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo – 2008



2.15. Áreas estratégicas para a conservação da biodiversidade no estado do Paraná – 2009

Caracterização geral

Desde 2006, o estado do Paraná busca implantar uma ferramenta de gestão ambiental baseada no planejamento de unidades de paisagem em seu território, com foco na delimitação de áreas de importância para a conservação da biodiversidade. O foco do programa é a conservação de remanescentes florestais representativos e a identificação de áreas de restauração para o estabelecimento de corredores ecológicos. Em 2009, o Instituto Ambiental do Paraná, em parceria com a ONG The Nature Conservancy (TNC), divulgou o resultado do exercício de definição de áreas prioritárias para o estado.

Fonte da divulgação dos resultados: Página do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=747>.

Responsável técnico: Departamento de Biodiversidade e Áreas Protegidas, DIBAP/IAP, com o apoio da TNC.

Atores envolvidos: técnicos do IAP, universidades, institutos de pesquisa e ONGs com atuação no estado, representadas por mais de 30 pesquisadores envolvidos no processo de identificação das áreas estratégicas.

Financiamento: Governo do Estado do Paraná.

Objetivo do projeto: identificar áreas de maior importância biológica no estado do Paraná. “Facilitar o planejamento de ações e políticas públicas, as quais deverão estar voltadas para incentivar a criação e conservação tanto de áreas protegidas públicas (Parques, Estações Ecológicas etc.) como também para conservação de áreas particulares, oferecendo oportunidades e benefícios àqueles proprietários que possuem áreas naturais” (IAP, 2009).

Metodologia:

Abrangência do estudo: estado do Paraná.

Procedimentos: a informação metodológica disponível na página do IAP é pouco detalhada e a que

existe dá a entender que o mapeamento das áreas prioritárias foi realizado utilizando o mapeamento de remanescentes florestais da Mata Atlântica (INPE/SOS Mata Atlântica) de 2008; o mapa de áreas prioritárias, do MMA; o mapa de unidades de conservação estaduais e federais no estado do Paraná; e o estudo “análise de pesquisadores do Paraná, relativa ao habitat de espécies ameaçadas de extinção” (IAP, 2009). Esta iniciativa foi consolidada a partir do estudo de Muchailh (2010).

Critérios para priorização: não foram definidas distinções de prioridades. O mapa final aponta um conjunto de áreas estratégicas para a conservação e outro de áreas estratégicas para a restauração.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 167 polígonos, sendo que muitas das áreas são contíguas entre si.

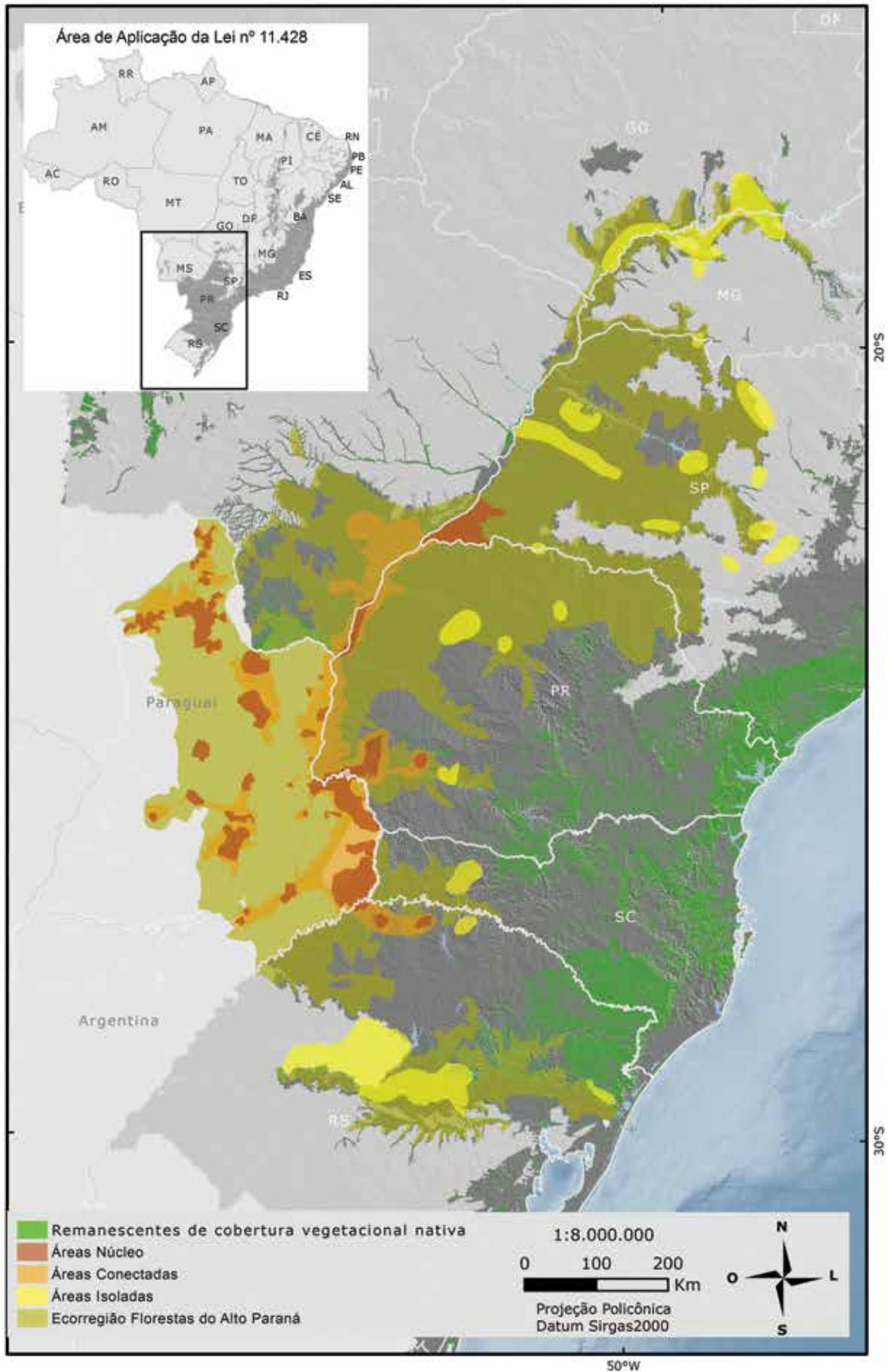
Níveis de priorização: as áreas estratégicas para a conservação no estado do Paraná não receberam distinção em termos de priorização.

Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: por ser uma iniciativa executada pelo órgão ambiental estadual, entende-se que a etapa de apropriação do resultado pelo governo como estratégia pública de conservação da biodiversidade já está superada, diferentemente de estratégias elaboradas por ONGs, que precisam conquistar espaço na agenda política dos governos estaduais ou federal. Qualquer iniciativa de identificação de prioridades deve-se basear em ciência de boa qualidade e informação detalhada. Assim, seria importante que o IAP disponibilizasse em seu *site* maiores informações sobre as bases conceituais do estudo e a metodologia empregada para a definição das prioridades.

Grau de implantação dos resultados: o produto final foi reconhecido como instrumento oficial de conservação do estado por meio da Resolução Conjunta SEMA/IAP nº 005/2009 que, além de definir como prioritárias todas as áreas descritas no mapa-síntese, incorporou também, em seu Artigo 3º, “todos os remanescentes de vegetação nativa em estágio primário e nos estágios secundário médio e avançado de regeneração”. Essa resolução prevê incentivos econômicos para proprietários inseridos nas áreas estratégicas e uma avaliação preferencial e diferenciada de licenciamento de atividades nessas áreas.

Áreas estratégicas para a conservação da biodiversidade no estado do Paraná – 2009



2.16. Estratégias para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro – 2009

Caracterização geral

Com recursos do Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (CEPF), o Instituto Biomas - uma organização não-governamental com forte associação com a comunidade acadêmica no Rio de Janeiro, coordenou o projeto Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro.

Fonte da divulgação dos resultados: Bergallo, HG; Fidalgo, ECC; Rocha, CFD; Uzêda, MC; Costa, MB; Alves, MAS; Van Sluys, M; Santos, MA; Costa, TCCC; Cozzolino, ACR. (Org.). 2009. Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro. Instituto Biomas: Rio de Janeiro.

Responsável técnico: Instituto Biomas e UERJ.

Atores envolvidos: Instituto Biomas, Embrapa, Fundação CIDE, Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro, CI-Brasil, CEPERJ, Instituto BioAtlântica. Mais de 100 pesquisadores representando várias instituições de pesquisa, universidades e organizações ambientais.

Financiamento: Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (CEPF)

Objetivo do projeto: transformar o conhecimento acadêmico acumulado no estado do Rio de Janeiro em ações práticas de conservação da biodiversidade. Contribuir para a implementação do Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar.

Metodologia:

Abrangência do estudo: estado do Rio de Janeiro. **Procedimentos:** de maneira diferente das demais iniciativas, o exercício do estado do Rio de Janeiro adotou o método de uso de indicadores, que foram classificados segundo o modelo pressão-estado-resposta. Pelo modelo, ações humanas exercem **pressão** sobre o ambiente, alterando seu **estado**, e o conjunto de políticas ambientais constituem a **resposta** da sociedade. Um grande conjunto de indicadores biológicos, físicos e socioeconômicos

foi selecionado para a construção dos cenários de conservação, entre eles, a importância dos fragmentos florestais para a conservação da biodiversidade. Porém, como o foco da iniciativa foi a elaboração de estratégias e ações de conservação, o componente de seleção de áreas foi relativamente pequeno frente aos demais produtos gerados pelo estudo. Ainda assim, para todo o estado foram indicados os fragmentos florestais que poderiam contribuir para a conservação da biodiversidade.

Critérios para priorização: a equipe do projeto optou por não definir prioridades para ações e áreas no estado. Porém, durante o processo de construção do produto final, os participantes identificaram um conjunto de fragmentos florestais importantes na Mata Atlântica do Rio de Janeiro. A importância de cada remanescente foi avaliada segundo o seu tamanho, a conectividade e a proximidade de unidades de conservação.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: a escala são os remanescentes florestais no estado do Rio de Janeiro. Foram apontados no estudo mais de 1,6 mil fragmentos acima de 1 mil hectares.

Níveis de priorização: os fragmentos florestais importantes não foram diferenciados entre si com relação à priorização, embora tenha sido atribuído um índice de importância biológica para cada fragmento.

Avaliação crítica:

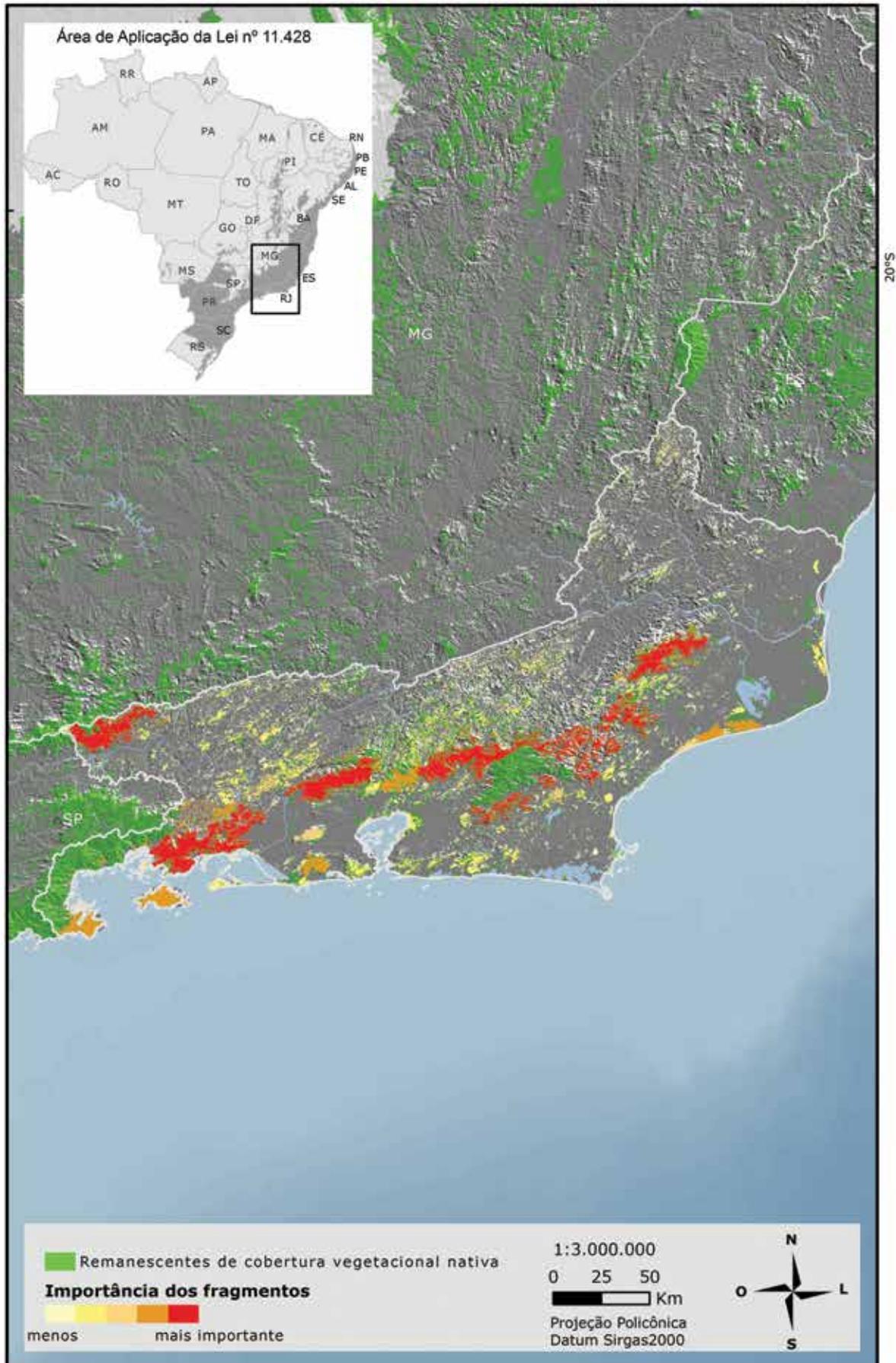
Fortalezas e fraquezas: a iniciativa conseguiu agregar uma grande quantidade de informações ambientais para todo o estado do Rio de Janeiro e, de maneira inovadora para as iniciativas de definição de prioridades, sistematizou essas informações em um conjunto de indicadores para alimentar o modelo pressão-estado-resposta. Foi também extremamente participativa, contemplando um conjunto representativo dos diversos atores da área ambiental no estado e contando com a participação ativa de diversos órgãos governamentais em todas as etapas do processo. Outro ponto de destaque foi a regionalização das ações de conservação, contextualizadas em relação ao cenário ambiental e às ameaças regionais. Um ponto a ser questionado é o fato de que, apesar de ter indicado os fragmentos florestais como áreas importantes para a conservação da biodiversidade, o

estudo não qualifica tais áreas em relação à biota presente, mesmo tendo à disposição a informação biológica refinada.

Grau de implantação dos resultados: o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), ligado à Secretaria do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro, uti-

lizou as informações sistematizadas na publicação de 2009 para definir uma série de medidas ambientais para o estado, entre elas a criação do Parque Estadual da Restinga de Grussaí, a ampliação do Parque dos Três Picos e a implementação dos parques de Cambuci e da Região de Massambaba.

Estratégias para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro – 2009



2.17. Áreas-chaves para a biodiversidade de vertebrados – 2009

Caracterização geral

A estratégia de identificação de áreas importantes para a conservação de aves (IBAS), da ONG Birdlife International, foi incorporada como ferramenta de priorização global pela CI-Brasil, ampliando o foco da análise para todas as espécies de vertebrados globalmente ameaçados de extinção, e não apenas aves. Essa abordagem recebeu o nome de *key biodiversity areas* (KBA), ou áreas-chaves para a biodiversidade, e segue basicamente os mesmos princípios das IBAs. Ao longo de três anos, entre 2006 e 2009, a CI-Brasil investiu na compilação dos dados de ocorrência pontual de espécies globalmente ameaçadas de extinção e cruzou esses registros com os mapas de remanescentes na Mata Atlântica. O resultado foi a identificação e delimitação das KBAs para o bioma, publicado em 2010.

Fonte da divulgação dos resultados: Paese, A.; Paglia, A.; Pinto, L.P.; Foster, M.N.; Fonseca, M.; Sposito, R., 2010. Fine-scale sites of global conservation importance in the Atlantic forest of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 19(12):3445-3458.

Responsável técnico: CI-Brasil

Atores envolvidos: equipe técnica da CI-Brasil, com apoio da Birdlife/SAVE-Brasil e da Fundação Biodiversitas.

Financiamento: CI-Brasil.

Objetivo do projeto: identificar e delimitar, em uma escala fina, as áreas-chaves para a biodiversidade (KBAs) na Mata Atlântica com base nos registros de ocorrência de vertebrados terrestres listados como ameaçados de extinção.

Metodologia:

Abrangência do estudo: bioma Mata Atlântica no Brasil.

Procedimentos: KBAs foram identificadas segundo metodologia estabelecida em Eken et al. (2004), que consiste na confirmação da ocorrência de espécies globalmente ameaçadas de extinção

em um determinado sítio. Para a Mata Atlântica, foram utilizados dados de ocorrência recente e confirmada de vertebrados terrestres ameaçados, segundo a lista da IUCN de 2007. Os registros foram compilados da literatura recente e de coleções científicas e foram posteriormente conferidos por especialistas nos diversos grupos taxonômicos. Após definidos, as KBAs foram delimitadas tendo como base as manchas de vegetação nativa associadas aos pontos de ocorrência ou, então, a acidentes geográficos, como por exemplo, a Serra de Baturité, no Ceará.

Critérios para priorização: a priorização entre as KBAs foi feita com base no cruzamento de três critérios: insubstituibilidade (quanto menos opções de conservação da espécie na KBA, mais prioritária é a área); vulnerabilidade da área (se for uma área protegida, a prioridade é considerada baixa) e vulnerabilidade da espécie (reflexo da categoria de ameaça da espécie).

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: foram identificadas, na Mata Atlântica, 538 KBAs para vertebrados terrestres, das quais a maioria (407) foi identificada para uma única espécie. Do total, 57 KBAs foram classificadas como altamente insubstituíveis e 24 KBAs representam a única área conhecida de ocorrência de uma espécie ameaçada.

Níveis de priorização: para a insubstituibilidade, a priorização foi dada em três níveis - alta, baixa e extrema. Para a vulnerabilidade da área, foram estabelecidos dois níveis - alta e baixa -, os mesmos valendo para a vulnerabilidade da espécie. A combinação entre os três critérios produziu 12 níveis de prioridades.

Avaliação crítica:

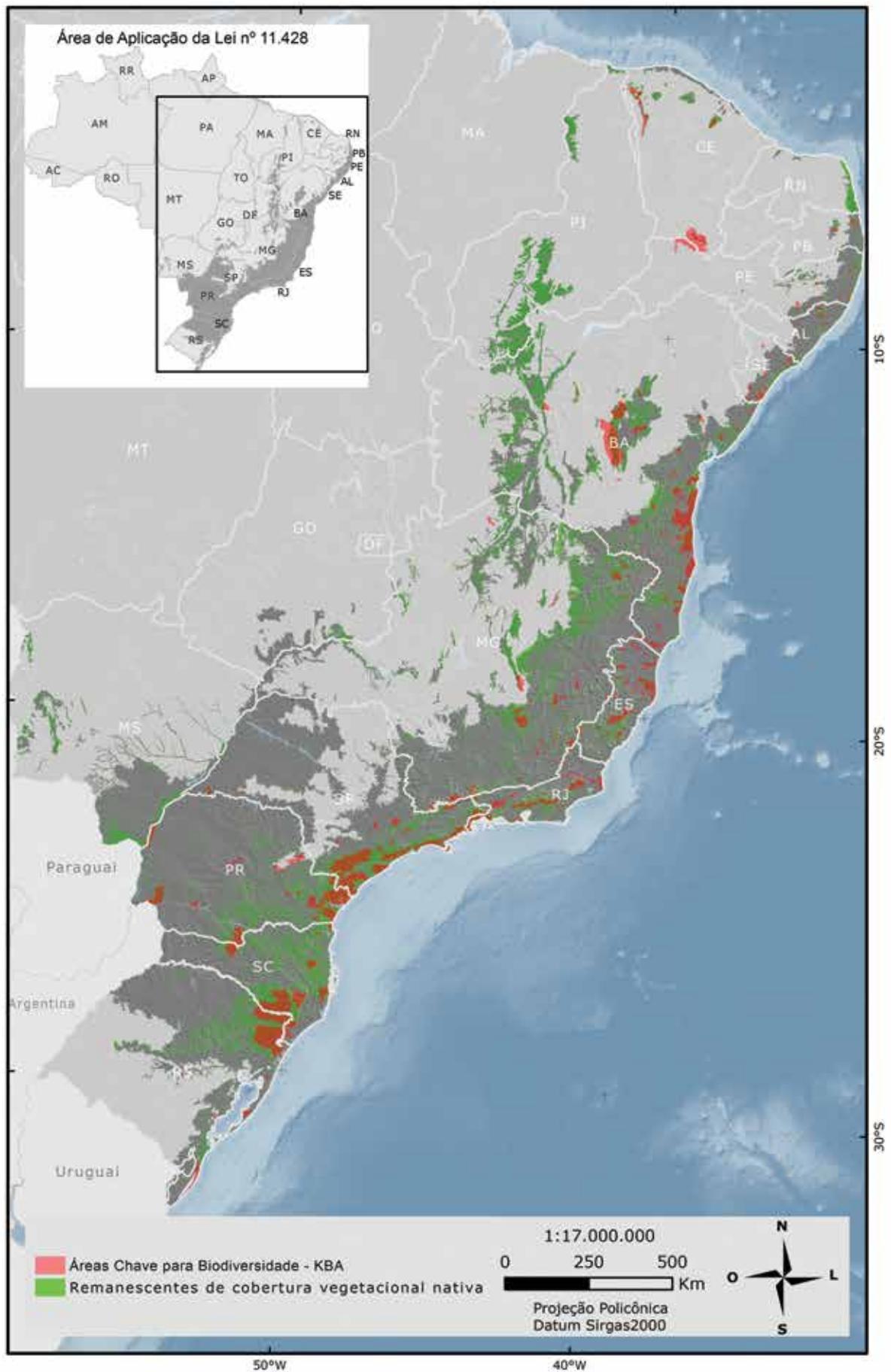
Fortalezas e fraquezas: o exercício de identificação e delimitação de KBAs teve o mérito de refinar a escala de prioridades para conservação ao nível do fragmento florestal que sabidamente abriga populações de espécies ameaçadas de extinção. A avaliação da prioridade considerando a insubstituibilidade e a ameaça permite apontar aqueles fragmentos na Mata Atlântica que são únicos, na medida em que representam os poucos refúgios disponíveis para uma determinada espécie e indicam o quão urgente deve ser sua conservação. Uma ressalva que deve ser feita é que a base de dados utilizada para a identificação

de KBAs deve ser constantemente atualizada, pois cada inventário biológico em um fragmento florestal da Mata Atlântica ainda não amostrado tem enorme potencial de apontar a ocorrência de uma ou várias espécies ameaçadas. Além disso, o exercício realizado considerou a lista de espécies ameaçadas da IUCN de 2007. A lista da IUCN é constantemente atualizada. Por exemplo, em 2008 foi divulgado o resultado *do Global Mammal Assessment*, que tirou algumas espécies de mamíferos da lista e incluiu outras. Sendo assim, um mapa de KBAs deveria ser constantemente revisto e atualizado. Adicionalmente, um proble-

ma em delimitar KBAs utilizando os polígonos dos remanescentes de floresta é que algumas espécies ameaçadas ocupam e demandam áreas mais extensas na paisagem, além da mancha de vegetação na qual foi registrada e a partir da qual foi delimitada a KBA.

Grau de implantação dos resultados: até o momento, a iniciativa de identificação de KBAs teve utilização limitada às estratégias da CI-Brasil e de seus parceiros. Fora desse âmbito, foi empregada como subsídio no exercício da revisão das áreas prioritárias da Mata Atlântica e em exercícios estaduais de definição de prioridades.

Áreas-chaves para a biodiversidade de vertebrados – 2009



2.18. Áreas-chaves para espécies raras de fanerógamas – 2009

Caracterização geral

Seguindo a abordagem de identificação em escala mais fina das áreas-chave para a conservação da biodiversidade (KBAs), a CI-Brasil, em parceria com pesquisadores da Universidade Estadual de Feira de Santana, elaborou o mapa de KBAs para fanerógamas do Brasil. O mapa é fruto do trabalho de catalogação das plantas raras do Brasil, que elenca 2.291 espécies com distribuição geográfica conhecida menor que 10 mil km². Diferentemente da abordagem das KBAs para vertebrados, cuja delimitação foi feita primordialmente pelos fragmentos florestais remanescentes na Mata Atlântica, para as plantas os limites foram estabelecidos utilizando as otto-bacias de quinta ordem.

Fonte da divulgação dos resultados: Kasecker, T.P.; Silva, J.M.C.; Rapini, A.; Ramos-Neto, M.B.; Giuliatti, A.; Andrade, M.J.G.; Queiroz, L.P. 2009. Áreas-chaves para espécies raras de fanerógamas. In: A.M. Giuliatti; A. Rapini; M.J.G. Andrade; L.P. Queiroz & J.M.C. Silva. (Org.). Plantas Raras do Brasil. Belo Horizonte: Conservação Internacional. p. 433-471.

Responsável técnico: CI-Brasil.

Atores envolvidos: equipe técnica da CI-Brasil e botânicos da Universidade Estadual de Feira de Santana, com o apoio de pesquisadores da área de botânica de diversas universidades e centros de pesquisa.

Financiamento: CI-Brasil.

Objetivo do projeto: identificar e delimitar as KBAs de fanerógamas a partir de registros de ocorrência pontual das plantas raras do Brasil.

Metodologia: Abrangência do estudo: todo o território brasileiro.

Procedimentos: as KBAs para fanerógamas foram identificadas a partir da metodologia proposta por Eken et al. (2004), utilizando o critério de distribuição restrita ou microendemismo e o critério de endemismo regional. Eventualmente, algumas das 2.291 espécies utilizadas na análise se

enquadram na categoria de ameaça. Como a lista de espécies de plantas ameaçadas da IUCN está bastante desatualizada, os autores decidiram não utilizar o critério de ameaça, porém certamente muitas das espécies raras são também ameaçadas. Os registros de ocorrência foram obtidos, em sua grande maioria, a partir dos dados de herbários e coleções científicas, avaliados por especialistas e sistematizados no livro Plantas Raras do Brasil (Giuliatti *et al.*, 2009). Uma KBA foi definida para qualquer ponto de ocorrência de pelo menos uma espécie de planta rara e os limites da otto-bacia de quinta ordem associada a esse ponto de ocorrência foram utilizados para delimitar o polígono da KBA.

Critérios para priorização: não houve distinção de priorização entre as KBAs identificadas no estudo.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: a partir de mais de 3 mil registros de ocorrência de plantas raras, o estudo identificou 752 KBAs para fanerógamas no Brasil. Considerando o limite de aplicação da Lei da Mata da Atlântica, foram identificados 423 KBAs. Níveis de priorização: Sem distinção de priorização.

Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: a iniciativa de identificação de áreas-chave para fanerógamas é inédita e o mapa final das KBAs associado à identificação e catalogação das plantas raras do Brasil é um instrumento muito importante para subsidiar estratégias de conservação tanto para as plantas ameaçadas quanto para as áreas onde elas ocorrem. Porém, a decisão dos autores em delimitar as KBAs com base em microbacias, apesar de defensável do ponto de vista do planejamento para conservação - pois as microbacias constituem unidades naturais na paisagem -, gera problemas de outra ordem. Por exemplo, no caso da Mata Atlântica, o mapa de KBAs abrange a maior parte da extensão do bioma na Região Sudeste. Outra dificuldade que surge da utilização de microbacias como delimitadoras de KBAs é que elas são bastante variáveis em tamanho, algumas delas com mais de 1 milhão e hectares, o que entra em conflito com a proposta original de refinamento de escala na identificação de KBAs.

Grau de implantação dos resultados: a iniciativa Plantas Raras do Brasil e o mapa de KBAs de fanerógamas estão sendo utilizados no processo de revisão da lista oficial da flora brasileira ameaçada de extinção, coordenado pelo Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, sob demanda do MMA.

2.19. Visão de biodiversidade da ecorregião Serra do Mar – 2011

Caracterização geral

Seguindo a estratégia de planejamento de ações de conservação, a partir de 2002 o Programa da Mata Atlântica do WWF-Brasil iniciou a elaboração dos documentos segundo a “visão de biodiversidade” para as ecorregiões da Mata Atlântica. Em 2003, o WWF-Brasil divulgou a visão para a ecorregião Florestas do Alto Paraná, descrita anteriormente neste capítulo. Em 2004, o WWF-Brasil iniciou o estudo para a elaboração da visão de biodiversidade da ecorregião da Serra do Mar, concluído e divulgado em 2011. Para a Serra do Mar, a equipe do WWF-Brasil adotou a ferramenta de planejamento sistemático para a conservação (PSC), com definição de alvos e metas e avaliação da importância de unidades de planejamento baseada em métricas de insubstituibilidade.

Fonte da divulgação dos resultados: Scaramuzza, C.A.M.; Simões, L.L.; Rodrigues, S.T.; Accacio, G.M.; Hercowitz, M.; Rosa, M.R.; Goulart, W.; Pinagé, E.R. e Soares, M.S. 2011. Visão de Biodiversidade da Ecorregião Serra do Mar. WWF-Brasil. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/?28724/Visao-da-Biodiversidade-da-Ecorregiao-Serra-do-Mar>

Responsável técnico: WWF- Brasil.

Atores envolvidos: equipe técnica do WWF-Brasil.

Financiamento: WWF- Brasil.

Objetivo do projeto: “Servir como base de planejamento para as ações de conservação do WWF-Brasil nesse território e produzir um documento

com recomendações de como alterar a situação atual, utilizando ferramentas mais eficientes de planejamento, no caso o planejamento sistemático da conservação” (Scaramuzza et al. 2011).

Metodologia:

Abrangência do estudo: Mata Atlântica da Serra do Mar, desde o norte do Rio Grande do Sul até a região centro-sul do Espírito Santo.

Procedimentos: seguindo a metodologia de PSC, a equipe executora do estudo inicialmente elencou os alvos de conservação e compilou a informação espacial disponível para cada alvo, seguida da definição das metas de conservação de cada alvo. Foram definidos dois tipos de alvos de conservação: unidades fitogeomorfológicas, baseadas em tipos de vegetação, topografia e relevo, e 196 espécies de animais e plantas. Parte das espécies de animais e plantas teve sua distribuição geográfica potencial modelada utilizando o GARP. As informações sobre alvos e metas de conservação foram especializadas em unidades de planejamento hexagonais de 5 mil hectares; cruzadas com os dados espaciais das áreas protegidas, permitiu analisar as lacunas do sistema de UCs na região. Também foi realizada uma análise de custos de conservação. Para avaliar a insubstituibilidade e as opções de conservação, a equipe utilizou os softwares C-Plan e MARXAN. De acordo com o WWF-Brasil, todas as etapas do processo de identificação das áreas prioritárias foram acompanhadas por diversos grupos de especialistas externos.

Critérios para priorização: a análise de insubstituibilidade indicou o grau relativo de importância de cada unidade de planejamento para se atingir as metas de conservação estabelecidas e pode ser utilizado, por si só, como medida de priorização. A equipe do WWF-Brasil classificou cada área prioritária a partir da combinação entre a vulnerabilidade (uma medida do risco da área desaparecer) e a insubstituibilidade.

Descrição geral dos resultados:

Número de áreas: 51

Níveis de priorização: quatro níveis resultantes da combinação entre vulnerabilidade e insubstituibilidade, sendo a mais prioritárias as áreas com elevados valores de insubstituibilidade e sob alto risco de desaparecer.

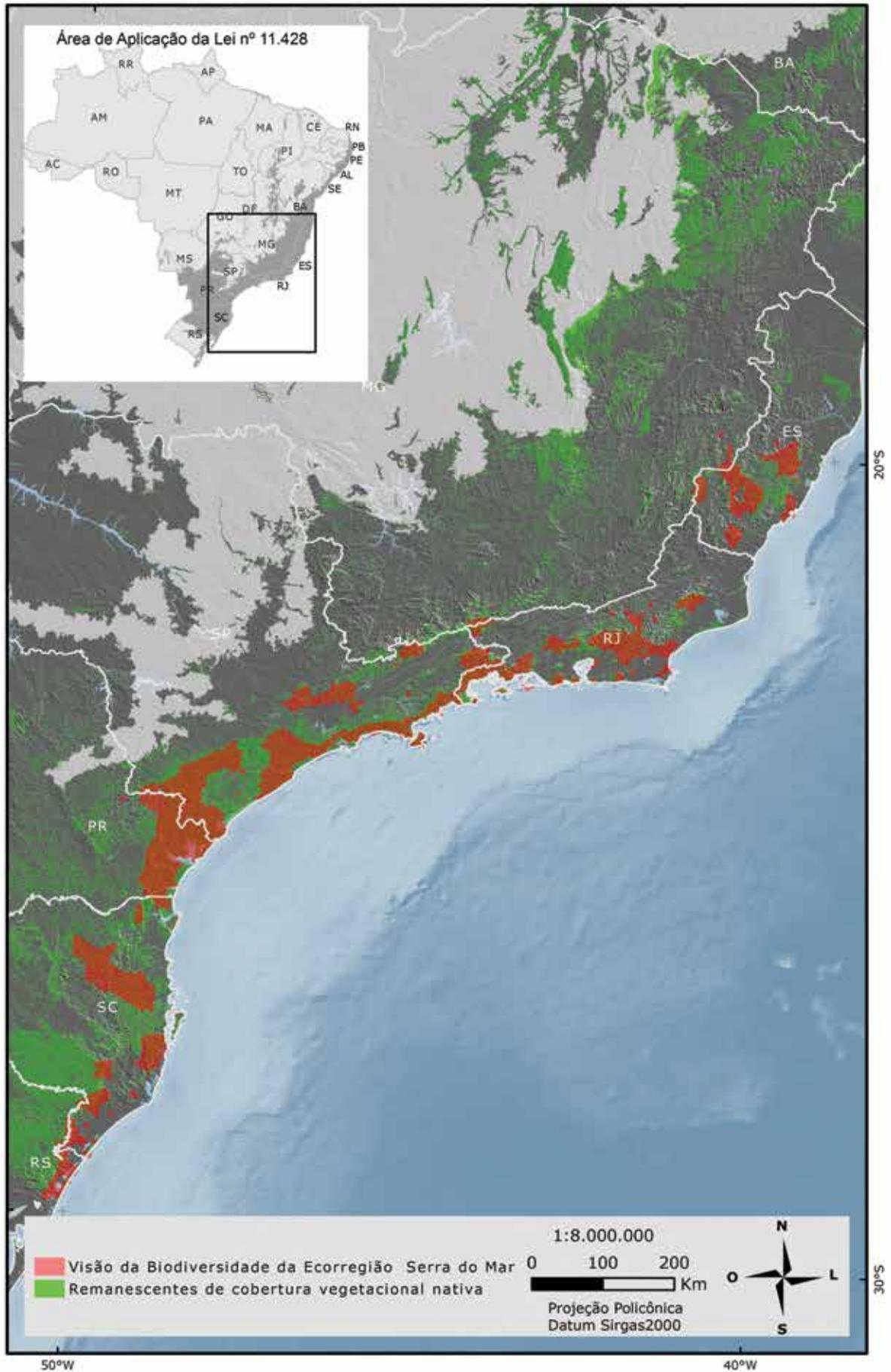
Avaliação crítica:

Fortalezas e fraquezas: o estudo do WWF-Brasil é similar ao executado pelo Biotrópicos para a Cadeia do Espinhaço, apesar de ter empregado um número menor de espécies como alvos de conservação, o que parece problemático, considerando que a região da Serra do Mar é um dos centros de endemismo e de diversidade e, talvez, seja a região mais bem conhecida da Mata Atlântica. Apesar de poucas espécies, o estudo inovou ao modelar a distribuição potencial e utilizar os mapas de cada espécie para definir as metas de conservação. Além disso, merece destaque a bem executada avaliação de custos e oportunidades e a construção participativa em todas as etapas do processo. Um ponto a se considerar é que o procedimento adotado na visão de biodiversidade para a Serra do Mar é bem distinto do que foi feito pela mesma

organização para a ecorregião Florestas do Alto Paraná. Uma vez que os métodos são diferentes, os produtos são pouco comparáveis e a resolução espacial é distinta, o que pode gerar dificuldade de integração das ações de conservação em escala mais ampla.

Grau de implantação dos resultados: a divulgação do produto final é recente e a visão de biodiversidade do WWF-Brasil tem caráter de planejamento interno para as ações de conservação da organização. Porém, em se tratando de uma organização com amplo respaldo científico e político, espera-se que os resultados do estudo sejam utilizados como subsídio para decisões e para a criação de novas UCs, bem como para iniciativas de conservação na Mata Atlântica da Serra do Mar, por diferentes setores da sociedade.

Visão de biodiversidade da ecorregião Serra do Mar – 2011



3. Considerações finais

O aumento na disponibilidade de informação sobre biodiversidade e o refinamento dos dados espaciais, associado ao desenvolvimento de novas ferramentas analíticas, permitiram o crescimento, na última década, do número de iniciativas de identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Além disso, os órgãos responsáveis pela decisão sobre o destino de áreas naturais vêm sendo pressionados a planejar de maneira mais adequada suas ações de conservação, utilizando a melhor informação científica disponível. Muitas das iniciativas aqui apresentadas são passíveis de revisão a partir da incorporação de novos dados e do refinamento da metodologia.

Por outro lado, nota-se um certo desgaste das iniciativas de elaboração de estudos sobre áreas prioritárias para a conservação desvinculadas do contexto socioeconômico. Estamos atravessando um momento de questionamento do modelo de conservação da biodiversidade *“per se”*. A perspectiva é de que os exercícios futuros incorporem às análises abordagens cada vez mais utilitaristas, associando conservação da biodiversidade à manutenção de ecossistemas saudáveis, prestação de serviços ecossistêmicos e contribuição para a melhoria da qualidade de vida das sociedades. Além disso, deve-se considerar também que novas pressões e ameaças à biodiversidade, associadas às mudanças climáticas globais, demandam aborda-

gens inovadoras, projetando no futuro cenários de conservação de espécies.

Os exercícios de identificação de áreas prioritárias na Mata Atlântica são extremamente variados quanto ao método, escala, resolução da informação e grau de implantação de seus resultados. Todos compartilham a visão de que não é possível preservar todos os elementos que sustentam a rica biodiversidade da região e, uma vez que as ações de degradação são atuantes e intensas, então algumas prioridades devem ser eleitas. Porém, para atingir o objetivo de maximizar as chances de proteger elementos essenciais da biodiversidade, é de fundamental importância que tais iniciativas não apenas sejam incorporadas como políticas públicas às diferentes esferas de decisão governamental, mas também que extrapolem os limites da academia ou do movimento ambientalista onde foram realizadas. O nível de conhecimento da sociedade sobre a importância de uma área específica na Mata Atlântica, como por exemplo, a KBA RPPN Feliciano Miguel Abdala, em Caratinga (MG), é ainda muito reduzido. Infelizmente, a divulgação e discussão sobre essas áreas ocorrem apenas quando da divulgação dos resultados das iniciativas e atingem um número reduzido de pessoas. Talvez a adoção de argumentos utilitaristas e a valoração econômica dos serviços prestados pela biodiversidade possam contribuir para o debate sobre a importância dessas áreas para a conservação na Mata Atlântica.

Referências

- Anderson, A. e Jenkins, C. N., 2006. Applying Nature's Design: Corridors as a Strategy for Biodiversity Conservation. New York: Columbia University Press.
- IBGE, 2004. Mapa de Biomas do Brasil. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)
- Margules, C. R. e Pressey, R. L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Muchailh, C.M., 2010, Metodologia de Planejamento da Paisagem para a Conservação da Biodiversidade. Estudo de Caso: Zoneamento Ambiental da Região Centro Sul do Paraná. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná.
- Olivieri, S.; Bowles, I.; Cavalcanti, R.B.; Fonseca, G.A.B.; Mittermeier, R.A.; Rostrom, C., 1995. A participatory approach to biodiversity conservation: the regional priority setting workshop. Conservation International, Washington D.C., USA.
- Paglia, A.P. e Pinto, L.P. 2010. Biodiversidade da Mata Atlântica. Em E. Marone, D. Riet e T. Melo (orgs.). 2010. Brasil Atlântico - um país com a raiz na mata. Instituto BioAtlântica. Rio de Janeiro. p. 102-118.
- Paglia, A.P.; Fonseca, G.A.B. e Silva, J.M.C., 2008. A fauna brasileira ameaçada de extinção: síntese taxonômica e geográfica. Em Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Machado, A.B.M., Drummond, G.M. e Paglia, A.P. (eds.). Ministério do Meio Ambiente. Brasília. p. 63-70.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J. e Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.
- Sanderson J.; Fonseca, G.A.B.; Galindo-Leal C.; Alger K.; Inchausty V.H. e Morrison K., 2003. Biodiversity Conservation Corridors: Considerations for Planning, Implementation and Monitoring of Sustainable Landscapes. Conservation International, Washington, DC.
- Rodrigues, A.S.L.; Andelman, S.J.; Bakarr, M.I.; Boitani, L.; Brooks, T.M.; Cowling, R.M.; Fishpool, L.D.C.; Fonseca, G.A.B.; Gaston, K.J.; Hofman, M.; Long, J.; Marquet, P.A.; Pilgrim, J.D.; Pressey, R.L.; Schipper, J.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; Underhill, L.G.; Waller, R.W.; Watts, M.E.J.; Xie, Y., 2003. Global Gap Analysis: towards a representative network of protected areas. *Advances in Applied Biodiversity Science* 5. Washington DC: Conservation International.
- Stehmann, J.R.; Forzza, R.C.; Salino, A.; Sobral, M. da C.; D.P. e Kamino, L.H.Y. (eds.), 2009. Plantas da Mata Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.



Os rios da Mata Atlântica são a principal fonte de água para as residências de cerca de 120 milhões de brasileiros que vivem na região. Além disso, são fundamentais para irrigar as áreas de agricultura, silvicultura e pecuária. A preservação desses ambientes e da vegetação ao seu redor é a única forma de garantir esse abastecimento para as futuras gerações e para o desenvolvimento econômico do país. (Foto: Wigold B. Schäffer).



As espécies da Mata Atlântica evoluíram nesse ambiente ao longo de milhares ou até milhões de anos. Além de uma história evolutiva única essa biodiversidade presta inúmeros serviços à humanidade. A polinização de culturas é um serviço direto que aumenta significativamente o lucro dos produtores rurais de café, laranja, e outros produtos agrícolas onde há fragmentos florestais próximos, habitat das espécies de polinizadores nativos. (Foto: Wigold B. Schäffer).

Capítulo 4

Estratégias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica incorporando múltiplas iniciativas e escalas

Autores: Milton Cezar Ribeiro, Adriano P. Paglia, Alexandre C. Martensen, André A. Cunha, Bruno D. Borges, Fátima B. Guedes, Ingrid Prem, Jean Paul Metzger, John Wesley Ribeiro, Mauro Galetti, Rodrigo Bernardo e Yuri B. Salmona

1. Contextualização

A Mata Atlântica é uma das regiões mais ricas e ameaçadas do mundo (Myers et al., 2000), cuja cobertura vegetal foi sensivelmente reduzida e fragmentada, o que atualmente põe em risco uma grande parte de sua biodiversidade (Ribeiro et al., 2009). Atualmente 120 milhões de habitantes (70% da população brasileira) vivem em áreas anteriormente cobertas pela Mata Atlântica, o que confere um alto grau de antropização aos remanescentes atuais. Ademais, o processo de degradação da Mata Atlântica teve início mesmo antes da colonização europeia, contudo, seu processo foi bastante acelerado com a exploração do pau-brasil, do ouro, da cana-de-açúcar e do café após o ano de 1500 (Dean, 1996). Atualmente, os intensos processos de urbanização e industrialização dão continuidade à degradação desta rica biota.

Devido ao elevado número de espécies que ainda ocorre nessa região, e o avançado grau de ameaça à conservação desta biota (Ribeiro et al., 2009), importantes trechos da Mata Atlântica foram reconhecidos como Patrimônio Mundial pela ONU e indicados como Sítios Naturais do Patrimônio Mundial e Reserva da Biosfera pela Unesco. Além disso, a Mata Atlântica foi considerada como Patrimônio Nacional pela Constituição Federal de 1988, ressaltando a importância dessa região, que abriga a maior parte da população brasileira, além de fornecer os serviços ambientais fundamentais para a sobrevivência destas pessoas.

Nas últimas décadas, avanços expressivos foram conquistados para a conservação e uso sustentável da Mata Atlântica, como a ampliação da

cobertura de áreas protegidas, e a promulgação da Lei 11.428/06, conhecida como Lei da Mata Atlântica que objetiva regular o uso e proteger todos os remanescentes de Mata Atlântica. No contexto atual da Mata Atlântica, as unidades de conservação são instrumentos robustos e fundamentais, apesar de não suficientes, para garantir a conservação da biodiversidade em longo prazo, e precisam ser ampliadas. Embora proporcionem benefícios, serviços e produto para a população local e global, a criação e implementação das unidades de conservação também gera custos para a sociedade, particularmente com restrições de uso e conversão do solo. Assim, torna-se estratégico identificar áreas extraordinariamente importantes para a biodiversidade, otimizando os investimentos em conservação e aumentando as chances de sucesso das iniciativas. Nesse contexto, a Mata Atlântica suscitou diferentes exercícios e propostas metodológicas de priorização de áreas para a conservação da biodiversidade, conforme detalhado por Paglia nesta publicação. Recentemente, considerando a escassez de habitat remanescente, abaixo do limiar de extinções, e a perda iminente de funções ecossistêmicas, algumas iniciativas propuseram áreas estratégicas para o incremento de conectividade, tanto estaduais (por exemplo, Metzger et al., 2008 e Joly et al., 2010, para São Paulo, e Bergallo et al., 2009, para o Rio de Janeiro) quanto na escala de toda a Mata Atlântica (MMA 2007, Tambosi et al. nesta publicação).

Desta maneira, o principal objetivo deste capítulo é congrega os diferentes exercícios pré-existen-

tes de estratégias de priorização para a conservação na Mata Atlântica. Para tal, foram consideradas iniciativas de priorização encampadas no âmbito regional (Serra do Mar e Espinhaço), estadual (ES, MG, PR, RJ, SP) e para toda a Mata Atlântica (MMA, 2007) objetivando a criação e a consolidação de UCs, a conservação da vegetação nativa, a conservação de espécies, com foco especial nas ameaçadas de extinção. Para isso, também foram considerados os trabalhos conduzidos para identificar áreas-chaves para a proteção de táxons em elevado risco de extinção, como as áreas importantes para a conservação de aves (IBAs, SAVE Brasil), as áreas-chaves para a conservação de vertebrados ameaçados, (KBAs, CI-Brasil) e os sítios para extinção zero (BAZEs, Aliança Brasileira para a Extinção Zero). Além dessas informações, também foram compiladas e incorporadas informações na escala da paisagem, em particular a conectividade funcional potencial dos remanescentes, além da distância das UC.

Através de análises espaciais foi possível integrar informações pré-existentes, gerando referências para orientar a tomada de decisão e a implantação de ações para a conservação e restauração dos remanescentes da Mata Atlântica, e conseqüentemente para a manutenção das espécies e dos serviços ecossistêmicos. O presente estudo possibilitou identificar áreas estratégicas para a conservação da biodiversidade, considerando a integração das diferentes iniciativas existentes já realizadas para diferentes regiões da Mata Atlântica, resultando na definição de áreas extraordinariamente importantes. Assim, pretende-se integrar e otimizar esforços dos diferentes atores e setores da sociedade, e assim, alcançar resultados mais expressivos e promissores em campo. Os resultados devem ser aplicados ao aprimoramento das políticas públicas e aos incentivos a projetos de conservação e recuperação da Mata Atlântica.

2. Experiências anteriores de priorização de áreas

O processo de priorização de áreas para ações de conservação, restauração e outras finalidades é um desafio que vem sendo perseguido há décadas (Faith e Walker, 2002). A tarefa se torna desafia-

dora por diversos motivos, como a falta de sistematização de coleta e organização de dados de biodiversidade (Margules et al., 2002; Williams et al., 2002), dificuldades de se definir claramente quais são os alvos para a conservação, e a falta de informações que cubram todo o espaço de interesse, tanto dados biológicos como sobre o meio físico e paisagem. Entretanto mais recentemente, com o acúmulo de informações biológicas e espaciais, como os mapas de uso e cobertura do solo tem sido possível o estabelecimento de estratégias para múltiplas finalidades (Williams et al, 2002). Um exemplo é o estudo de Kremer et al. (2008), no qual os autores consideraram informações para múltiplos táxons, utilizando dados espaciais em escala fina para priorização de áreas e ações em Madagascar, uma das regiões apontadas como *top hotspot* de biodiversidade, assim como a Mata Atlântica. Da mesma forma Joly et al. (2010), utilizando dados biológicos para múltiplos táxons, dados do meio físico, como solos, vegetação e relevo, somado à estrutura da paisagem, priorizaram áreas e ações para a conservação da biodiversidade e restauração de áreas para o estado de São Paulo (ver Metzger et al., 2008 para detalhes sobre os métodos). Como resultado, os autores propuseram um conjunto de estratégias diferenciadas para cada táxon e região, além de sínteses sobre prioridades para a ampliação da rede de UCs de proteção integral, aumento da conectividade e lacunas sobre conhecimento biológico para nortear novos financiamentos de pesquisa.

Contudo, o ponto-chave desses exercícios conduzidos no âmbito do programa Biota/Fapesp, é que seus resultados culminaram diretamente em políticas públicas e atualmente auxiliam as políticas ambientais do estado de São Paulo. Hoje, existem mais de 20 instrumentos legais que citam nominalmente os resultados do programa Biota/Fapesp como, por exemplo, as resoluções da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, de 13 de março de 2008, que dispõe sobre critérios e parâmetros para a supressão de vegetação nativa, tendo como base as áreas prioritárias para o incremento da conectividade, e o Decreto 53.939, de 6 de janeiro de 2009, que dispõe sobre a manutenção, recomposição e compensação de Reservas Legais no estado. Além disso, foi também gerada uma lista das 14 áreas mais importantes para a criação de UC de proteção integral,

das quais duas delas, em Bertiooga e Cantareira, já foram implantadas.

3. Camadas de informações de múltiplas iniciativas e para várias extensões e escalas espaciais

Para desenvolver o presente trabalho de priorização de áreas para a conservação da biodiversidade, foi proposto um método que contempla as principais iniciativas já realizadas para a Mata Atlântica nas últimas décadas. As iniciativas foram organizadas em três grupos: Grupo 1 (Biológico), que contempla três importantes produtos disponíveis para a Mata Atlântica, com enfoque principalmente taxonômico, onde os grupos alvo são espécies ameaçadas de extinção; Grupo 2 (Estratégias em ampla escala), que contempla exercícios que foram realizados para toda a Mata Atlântica, ou mesmo em escalas regionais mais amplas, como estados ou regiões de elevada relevância, onde a principal informação para o planejamento é a distribuição das espécies e a cobertura de remanescentes da vegetação, muitas vezes acrescidas de dados socioeconômicos; e Grupo 3 (Paisagem e UC), que foca principalmente no uso e organização espacial dos remanescentes, como foco na conectividade potencial dos mesmos, além da posição de cada remanescente em relação às UCs de proteção integral mais próximas. Apresentamos, a seguir, o conjunto de informações e sua descrição para cada grupo indicado acima. A proposição inicial de uma abordagem para a integração foi proposta por Paglia, nesta publicação e refinadas por consultores *ad hoc* que trabalharam em colaboração com membros da Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF) do MMA e da Cooperação Alemã para o Desenvolvimento Sustentável por meio da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). Reuniões e oficinas técnicas foram realizadas entre 2011 e 2013 para aportar contribuições de demais técnicos da SBF e parceiros.

3.1. Grupo 1 – Estratégias focadas em espécies ameaçadas:

- i. Áreas importantes para a conservação de aves – Important Bird Areas (IBAs) - Bencke et al., 2006;

- ii. Áreas-chaves para a biodiversidade de vertebrados – Key Biodiversity Areas KBAs - Paese et al., 2010 (CI-Brasil);
- iii. Sítios da Aliança para Extinção Zero (AZE) e da Aliança Brasileira para Extinção Zero (BAZE) – Ricketts et al., 2005 (Biodiversitas).

3.2. Grupo 2 – Estratégias com dados biológicos em ampla escala

Este grupo de iniciativas contempla as principais estratégias elaboradas para a toda a região da Mata Atlântica, além de estratégias regionais ou estaduais.

- i. Áreas prioritárias do Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2007;
- ii. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo – Rodrigues e Bononi, 2008 (Biota/Fapesp);
- iii. Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade em Minas Gerais - Drummond et al., 2005 (Biodiversitas);
- iv. Análise de lacunas das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção no Sistema Nacional de Unidades de Conservação - Tôrres e Vecillo, 2012 (ICMBio);
- v. Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro - Bergallo et al., 2009 (Instituto Biomas);
- vi. Áreas insubstituíveis para a conservação da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais e Silva et al., 2008.
- vii. Áreas estratégicas para a conservação da biodiversidade no estado do Paraná – 2009 - IAP/TNC, 2009;
- viii. Áreas prioritárias para conservação no estado do Espírito Santo - Ipema, 2007;
- ix. Visão da biodiversidade da ecorregião Serra do Mar – Scaramuzza et al., 2011 (WWF Brasil).

3.3. Grupo 3 – Paisagem para conservação e unidades de conservação

Este grupo é representado por dois conjuntos de informações, sendo um deles a camada de conectividade funcional e outro a camada de proximidade das UCs de proteção integral.

i. Conectividade funcional potencial para espécies com média e alta capacidade de deslocamento

Caracterização geral: conectividade é a capacidade que a paisagem tem de facilitar ou não os fluxos biológicos (Taylor et al., 1993). Cada espécie ou grupo de espécies apresenta características distintas em relação à sua capacidade de deslocamento entre as manchas de habitat, como os remanescentes florestais. Esta capacidade de deslocamento é influenciada particularmente em função dos diferentes tipos de matrizes (pasto, eucalipto, cana, laranja, entre outros), assim como da distância entre os remanescentes. No presente estudo consideramos que área funcional é a quantidade de floresta potencialmente acessível ou funcionalmente conectada para determinada população, considerando uma capacidade de cruzar matrizes abertas (*sensus* Martensen et al., 2008). Desta forma, se um determinado organismo tem a capacidade de cruzar 100m na matriz aberta, a área funcional é a soma das áreas individuais de todos os remanescentes que podem ser acessados por um organismo nesta distância. Para esse exercício foram utilizadas duas diferentes capacidades de deslocamento por áreas de matriz, refletindo organismos que apresentam média (100m) ou alta (500m) capacidade de dispersão, de acordo com estudos empíricos realizados na Mata Atlântica.

Objetivo geral: estimar a conectividade funcional para organismos florestais para todos os remanescentes da Mata Atlântica, considerando dois grupos funcionais de organismos que representam capacidades distintas de cruzar matrizes abertas.

Fonte da divulgação dos resultados: para ver os métodos utilizados, acessar Martensen et al. (2008) e Ribeiro et al. (2009). Em Metzger et al. (2009), essa estratégia foi utilizada para múltiplos grupos (aves, mamíferos, anfíbios e plantas) em uma paisagem de 30% de habitat; em Martensen et al. (2012), foram estudadas três paisagens em um gradiente de proporção de habitat florestal (10%, 30% e 50%) para aves de sub-bosque; em Jorge et al. (2013), foram geradas camadas de conectividade funcional para estudo na escala da Mata Atlântica para quatro espécies-chaves de mamíferos: anta, muriqui, onça pintada e queixa-

da. Esses dados para a Mata Atlântica brasileira pode ser acessado em www.rc.unesp.br/ib/ecologia/leec.

ii. Proximidade de UCs de proteção integral

Caracterização geral: a distância entre um determinado remanescente florestal e a UC de proteção integral mais próxima pode ser um indicativo da potencial proteção de aspectos ambientais particulares, como a combinação de relevo, tipo de solo, tipo vegetacional e clima, abrangidos nas redes de UCs. No caso da Mata Atlântica, Ribeiro et al. (2009) verificaram que mais de 60% da área remanescente de floresta está a pelo menos 25km de qualquer UC de proteção integral, sendo que 40% da área remanescente está a mais de 50km (figura A1). Desta maneira, a distribuição espacial das UCs existentes ainda é inadequada, uma vez que deixa grandes regiões sem nenhuma unidade, o que indica que diversos biótopos ainda não estão representados dentro da rede de UC atuais. Dessa maneira, os remanescentes mais distantes de UC (>25km, 50km ou 100 km) foram classificados como de importância mais elevada. Porém, esses fragmentos foram destacados no resultado final somente quando apresentaram outros atributos que reforçam sua importância, como uma das camadas anteriores, dos grupos 1 e 2, que também enfatizam este remanescente como importante. Na análise realizada nesse trabalho, estamos considerando que os remanescentes mais próximos das UCs terão prioridade atribuída principalmente pelo mapa de conectividade funcional, descrita acima (item 3.3.i.). Além disso, também foi previamente apontada a baixa quantidade de remanescentes próximos de UCs já existentes (Ribeiro et al., 2009), o que caracteriza particular isolamento dessas áreas protegidas e, portanto, dificulta sua ampliação. Assim, foram priorizados os remanescentes localizados próximos das UCs já existentes, de forma a incentivar a criação de redes de áreas protegidas, fortalecendo as já existentes e criando condições para a conservação da biodiversidade a longo prazo nestas áreas.

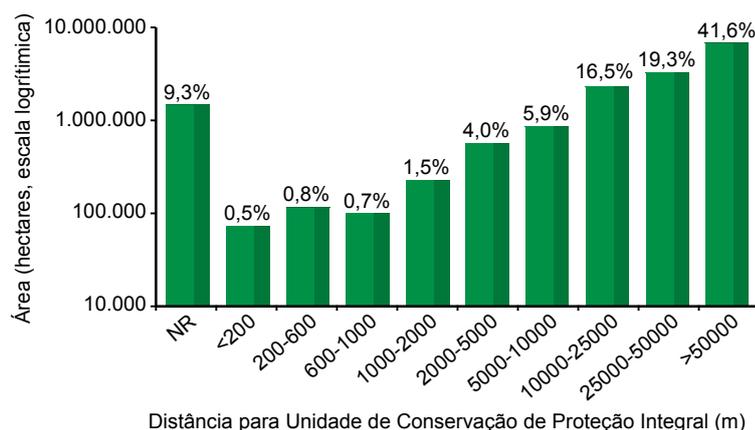


Figura A1 – Remanescentes florestais (área em hectares e porcentagem) dentro das UCs de proteção integral e quantidade por classe de distância (em metros) das UCs para a Mata Atlântica. Fonte: Ribeiro et al. (2009).

Objetivo geral: classificar a vegetação florestal remanescente em diferentes classes de distância em relação à UC de proteção integral mais próxima.

Fonte da divulgação dos resultados: as informações estão disponíveis em Ribeiro et al., 2009.

3.4. Classificação das camadas em notas de prioridade

Cada camada de informação dos grupos 1, 2 e 3 foi classificada em notas 1 (menor prioridade) a 5 (maior prioridade). A tabela 1 apresenta a forma de hierarquização e as regras de classificação das notas de todas as iniciativas. Apenas os remanescentes florestais situados dentro desses polígonos foram classificados, e não toda a área abrangida pelo polígono.

Tabela 1 – Regras de hierarquização e classificação das notas para cada uma das iniciativas de conservação da biodiversidade para a Mata Atlântica brasileira. Todas as camadas receberam valores que variam de 1 (menor prioridade) a 5 (maior prioridade)

Iniciativas	Hierarquização da Iniciativa	Regras para classificação dos níveis de prioridade
KBAs	Apresenta de 1 a 23 espécies	Escala de 1 a 5 com base nos quintis (cinco intervalos equivalentes) utilizando histograma
IBAs	Considerado o número de espécies ameaçadas de cada sítio	Ranking de 3 a 5 com base em espécies ameaçadas - intervalos: IBAs com até 3 spp = 3; de 4 a 9 spp = 4; 10 ou + spp = 5 Ranking final será de 3 a 5
AZEs/BAZEs	Análise das espécies de acordo com o número de ameaça	Polígonos que apresentaram pelo menos uma espécie “criticamente em perigo” (CR) ou “em perigo” (EN) foi atribuído o valor 5
Lacunas de Conservação das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada do Brasil*	1. Espécies Lacunas 2. Espécies Parcialmente Lacunas 3. Espécies Protegidas	Considerar todas as áreas de lacuna = 5. Considerar as parcialmente lacuna da seguinte forma: áreas com 1 a 13 spp=1; áreas 13 a 17spp=2; áreas 17 a 19 = 3; áreas com 20 ou + spp=4

Iniciativas	Hierarquização da Iniciativa	Regras para classificação dos níveis de prioridade
Espinhaço	São 3 níveis de insubstituibilidade	Foram considerados três níveis de prioridade: 3, 4, 5 a partir da reclassificação dos valores originais 1, 2 e 3
Serra do Mar	Inclui 6 níveis de insubstituibilidade	Escala de 1 a 5 com base nos quintis, utilizando histograma
MG	Contempla 19 níveis (4 taxa, 5 níveis)	Escala de 1 a 5 com base nos quintis utilizando histograma
RJ	Índice de importância dos fragmentos varia de 0 a 17305	Escala de 1 a 5 com base nos quintis utilizando histograma
ES	Prioridade de 1 a 3	Prioridades variando de 1 a 3 em função da escala de análise
SP	Mapa conectividade 1 a 8 + mapa importância para a biodiversidade (2 primeiros níveis = 9; 2 últimos níveis + UCs= 10)	Escala de 1 a 5 com base nos quintis utilizando histograma
PR	Áreas estratégicas para restauração e Áreas estratégicas para conservação	Áreas nulas = 0; áreas incluídas em área estratégica restauração = 3; áreas incluídas nas áreas estratégicas conservação = 5
MMA-SFB 2007	Escala de prioridade (1 a 3) Escala importância biológica (1 a 3)	Soma variou de 2 a 6; foi reclassificada para 1 a 5 por subtração de uma unidade de todas as somas
Conectividade funcional	Classificação das áreas funcionais em valores de 1 a 5 conforme esquema indicado no texto	A combinação da área funcionalmente conectada para organismos com capacidades de cruzar matrizes abertas igual a 100m e a 500m permitiu a classificação em valores de 1 a 5
Proximidade de Ucs de proteção integral	Faixas de distâncias definiram a prioridade	Classificação das distâncias: < 1 km = 5; 1 a 10 km = 3; 10 a 25 km = 1; > 25 km = 3; > 50 km = 4; > 100 km = 5

* Análise de Lacunas das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção no Sistema Nacional de Unidades de Conservação, estudo em fase de conclusão, coordenado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, com abordagens e resultados para a Mata Atlântica similares aqueles de Paglia et al. (2004), conforme detalhado por Paglia nesta publicação.

A Figura B1 apresenta um quadro utilizado com elemento para reclassificação dos remanescentes em níveis de conectividade funcional, considerando dois grupos distintos de capacidade de dispersão (100m e 500m). Nessa figura, as letras AF referem-se à área funcionalmente conectada para

a distância indicada entre os remanescentes. Observar que os valores 1 a 5 foram atribuídos em função da combinação dos dois conjuntos de áreas funcionais. As figuras B2 a B15 apresentam os mapas resultantes do processo de atribuição de notas para as diferentes iniciativas.

		AF 500 m			
		1.000	1.500	10.000	150.000
AF 100 m	0 ha	1			2
	300 ha	2		3	
	2.500 ha		3		4
	5.000 ha			4	5
	100.000 ha			5	
	> 100.000 ha				

Figura B1 – Níveis de corte para a classificação dos remanescentes em notas variando de 1 a 5, de acordo com a conectividade ou a soma de área funcionalmente conectada para os remanescentes florestais da Mata Atlântica brasileira. No esquema, a sigla AF refere-se à área funcionalmente conectada, e as distâncias 100m e 500m referem-se à capacidade dos grupos funcionais acessarem áreas circunvizinhas.

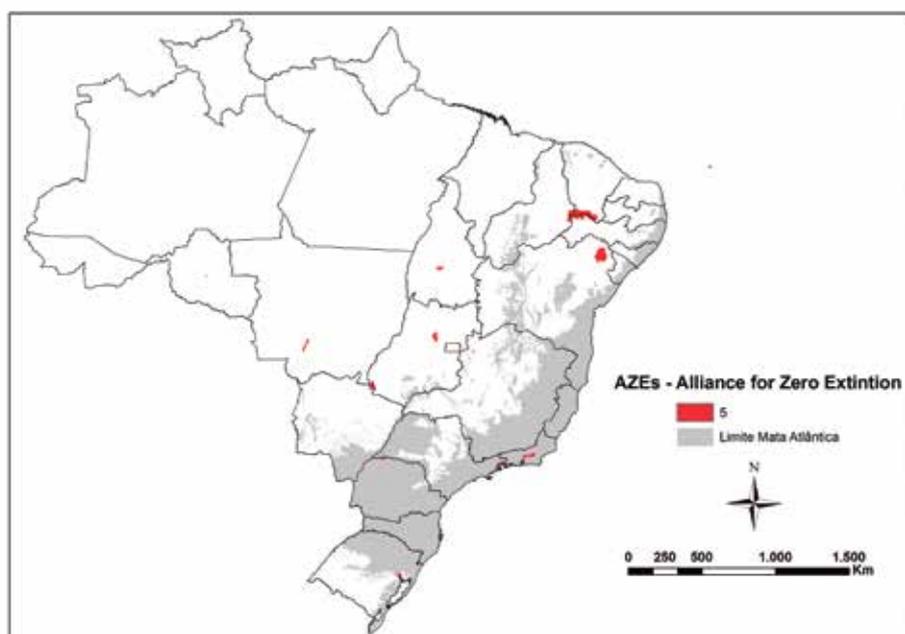


Figura B2 – Mapa reclassificado para Aliança para Extinção Zero (AZEs e BAZE), para o Brasil, com destaque à Mata Atlântica brasileira. Todos os polígonos seleccionados receberam a nota 5.

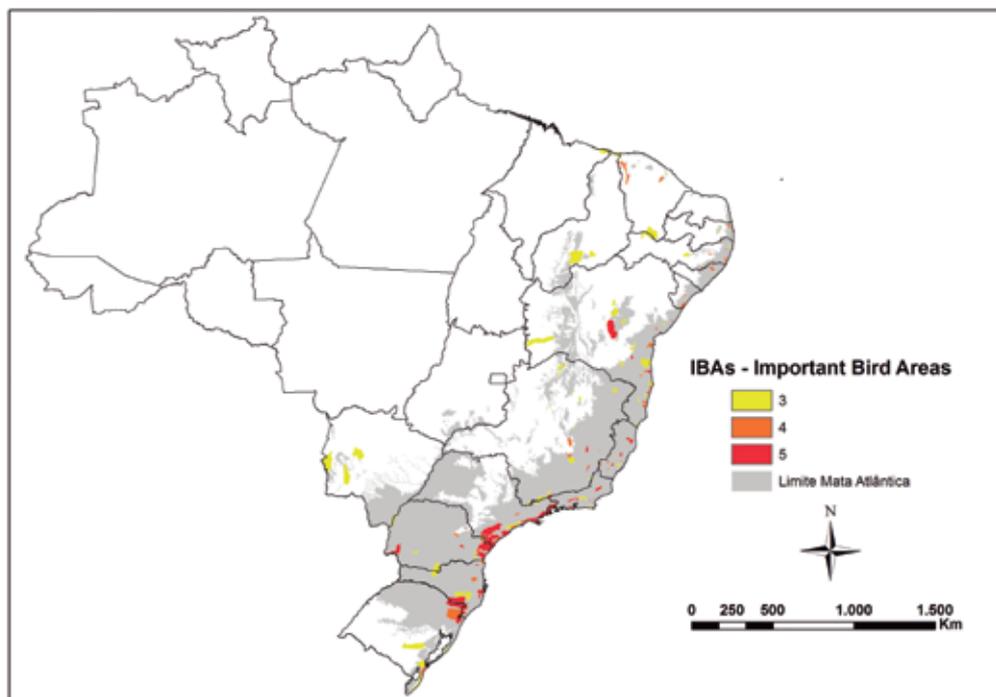


Figura B3 – Áreas importantes para a conservação de aves (IBAs) para o Brasil, com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

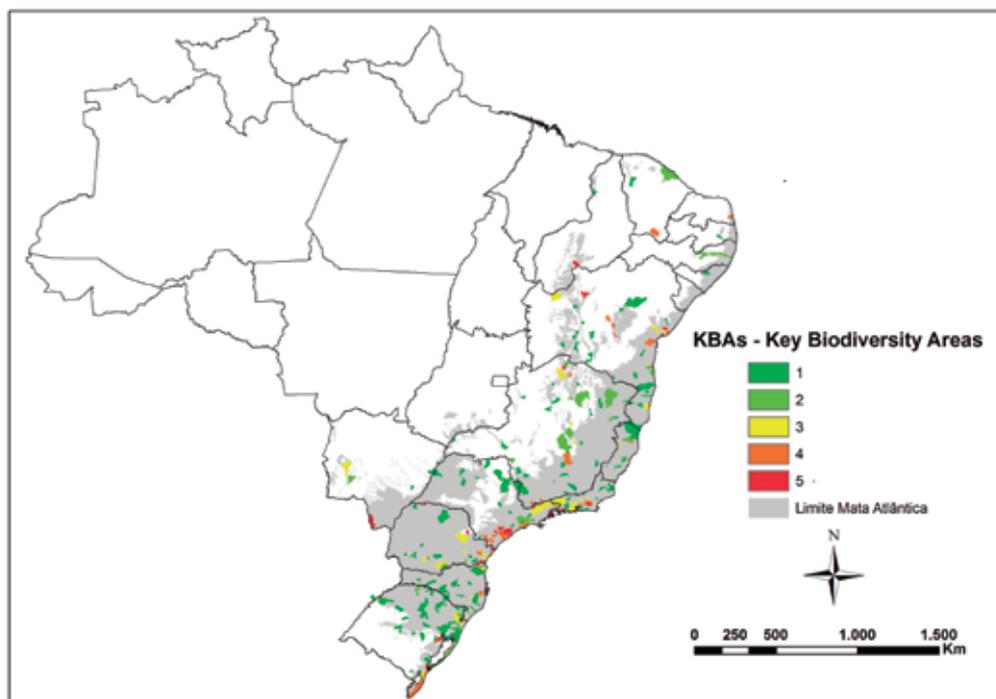


Figura B4 – Áreas-chaves para a conservação da biodiversidade (KBAs) para o Brasil, com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

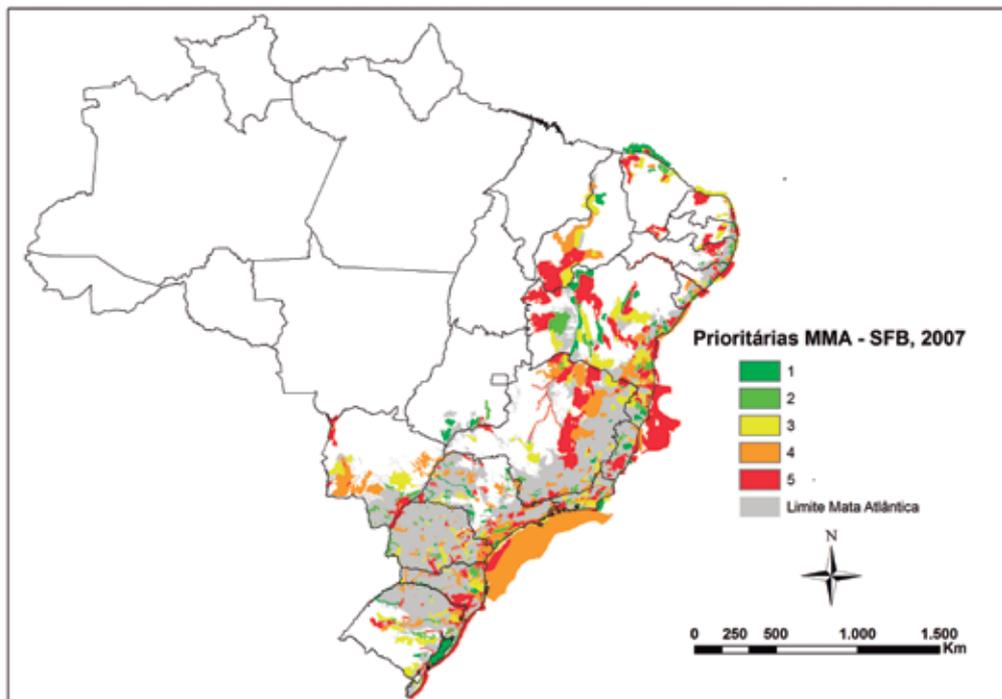


Figura B5 – Áreas prioritárias do MMA-SBF (2007) para uma porção do Brasil, com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

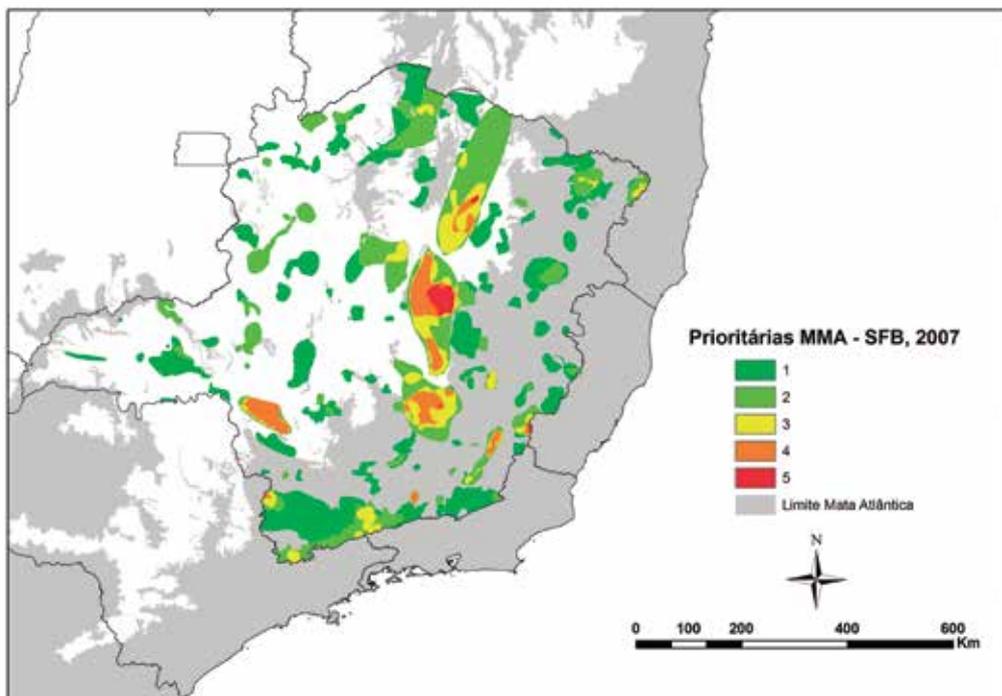


Figura B6 – Áreas prioritárias para Minas Gerais (Biodiversitas, 2007), com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

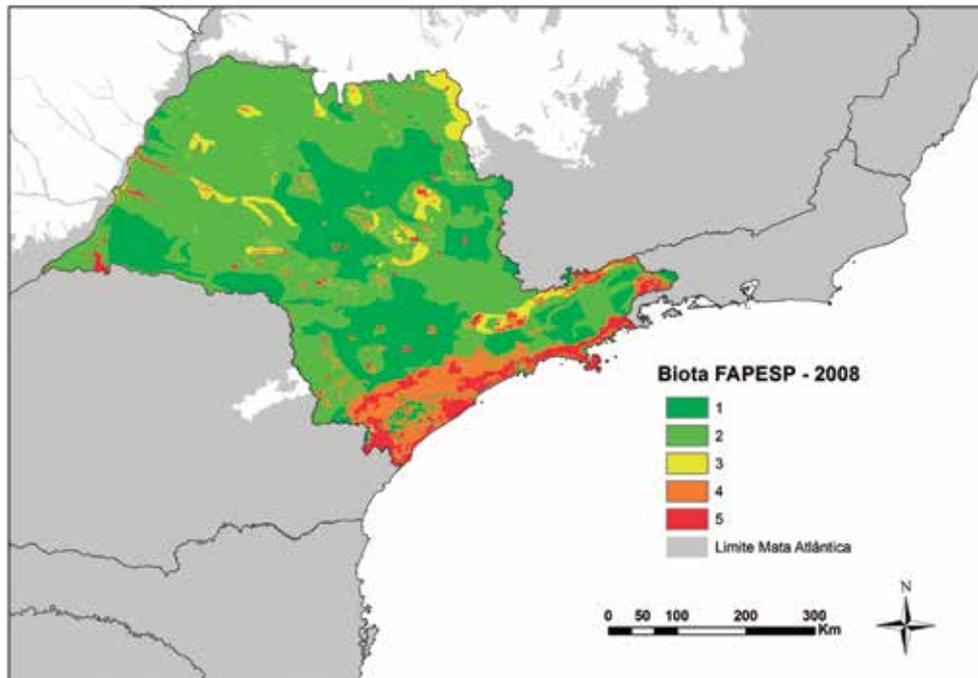


Figura B7 – Áreas prioritárias para conservação e incremento de conectividade para São Paulo (Biota/Fapesp, 2008), com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

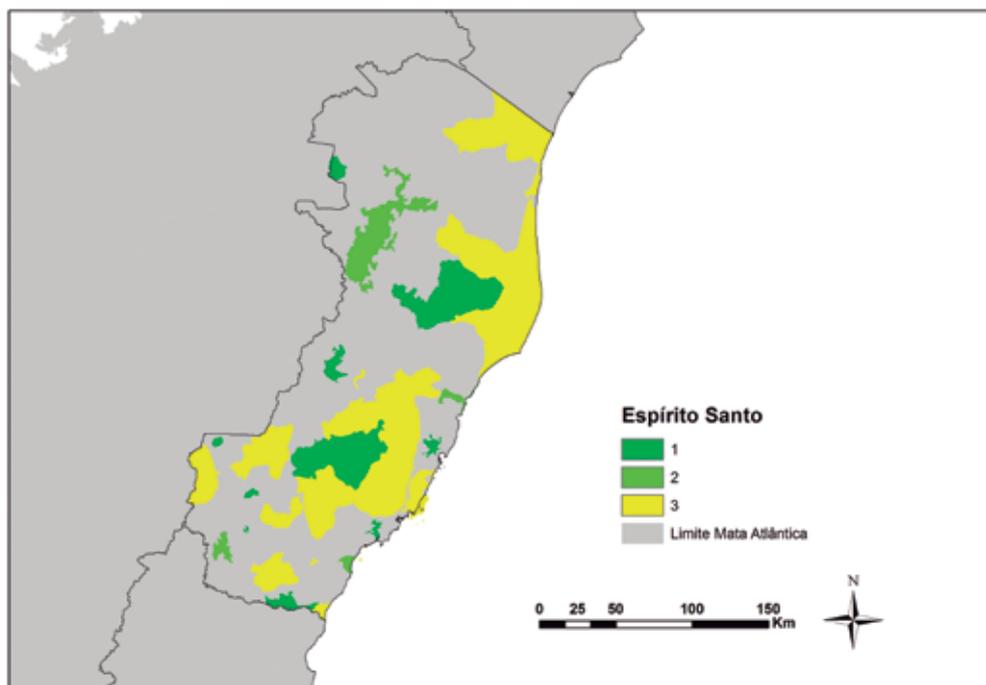


Figura B8 – Áreas prioritárias para conservação no Estado do Espírito Santo (Ipema, 2007), com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

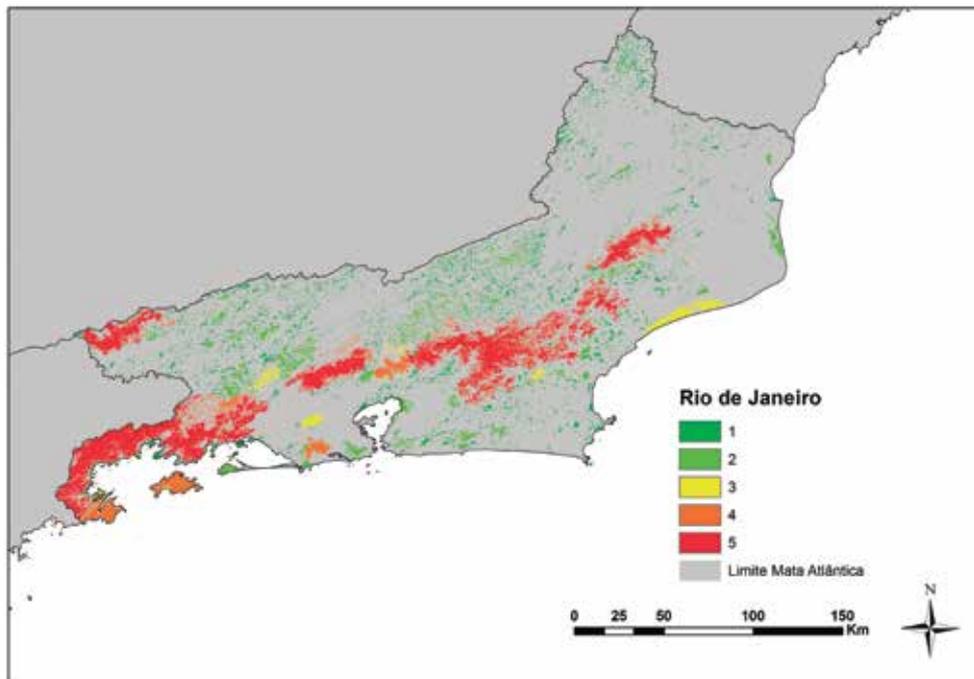


Figura B9 – Áreas prioritárias para conservação no Estado do Rio de Janeiro (Instituto Biomas 2007), com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

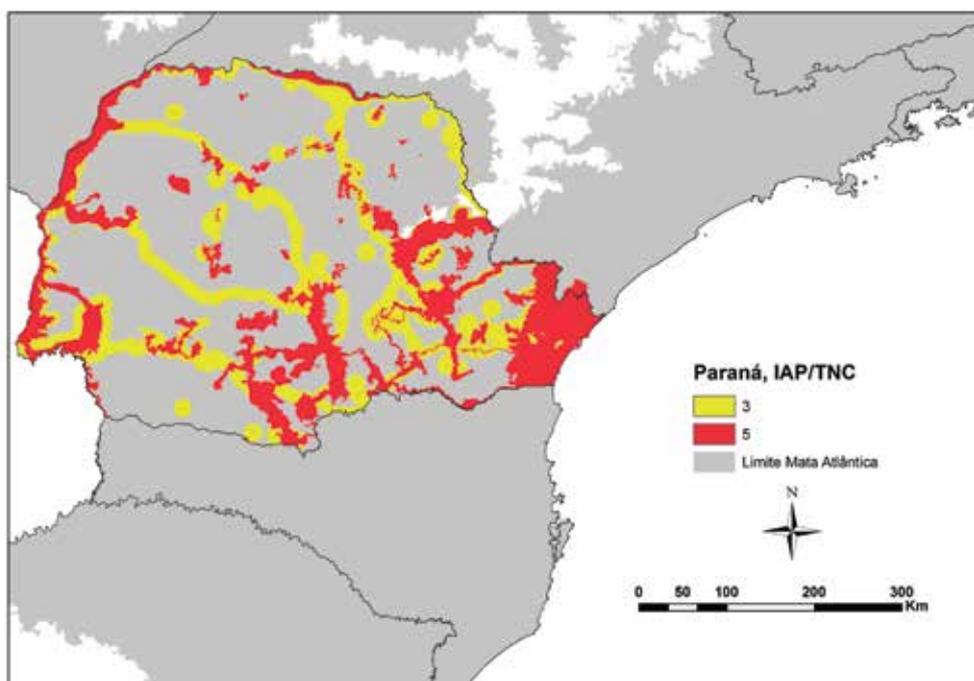


Figura B10 – Áreas prioritárias para conservação e restauração no Estado do Paraná (IAP/TNC 2009), com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

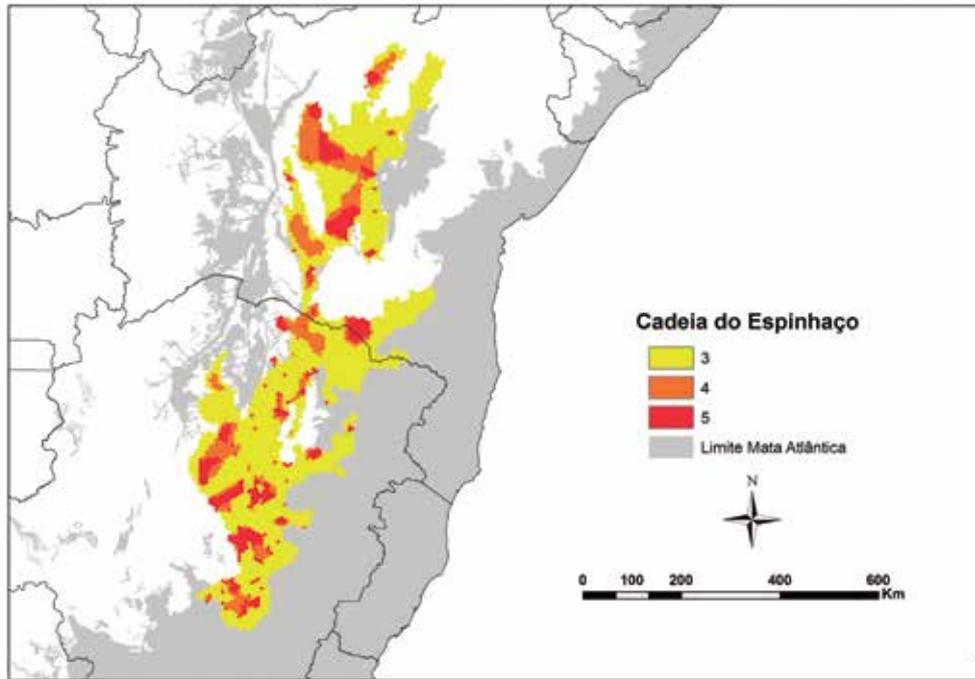


Figura B11 – Áreas prioritárias para conservação na Cadeia do Espinhaço/MG-BA (Biotrópicos, Biodiversitas e Conservação Internacional-Brasil 2006), com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

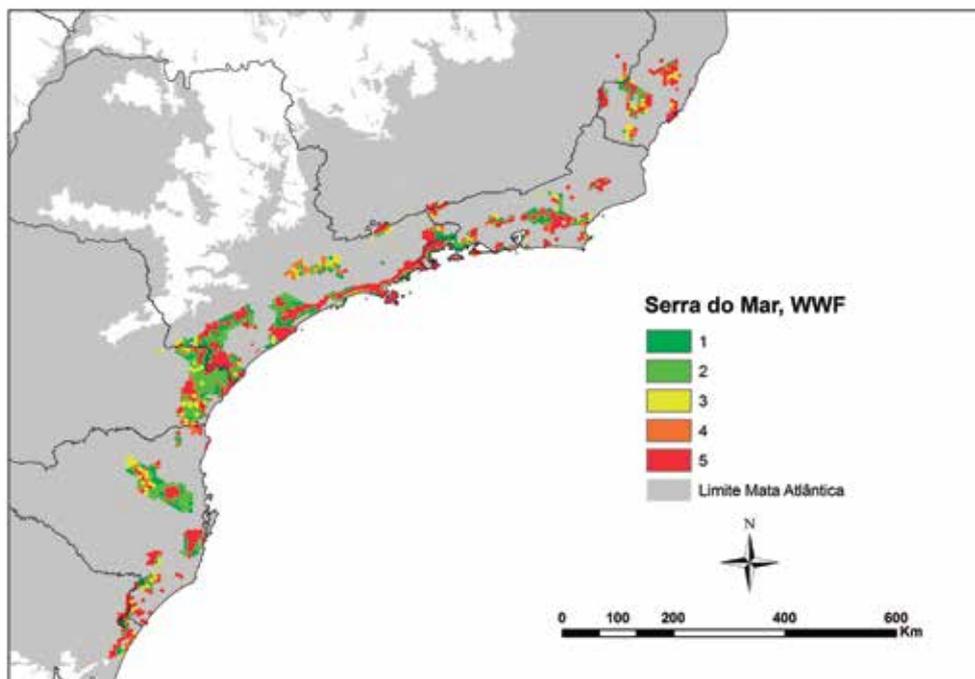


Figura B12 – Áreas prioritárias para conservação na ecorregião da Serra do Mar (WWF-Brasil, 2004), com destaque à Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

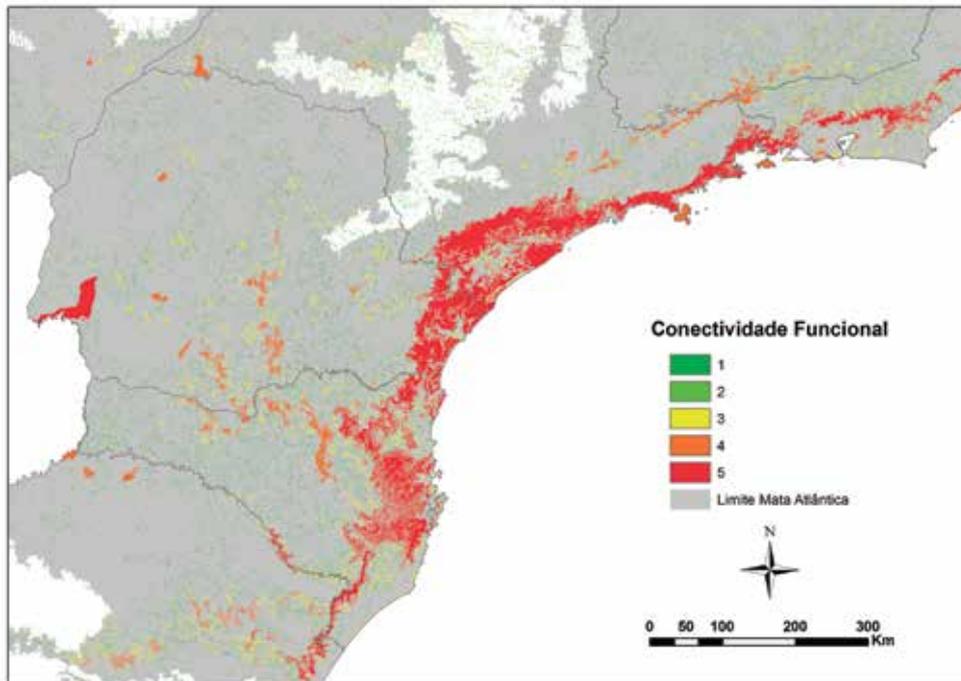


Figura B13 – Conectividade funcional, combinando grupos com capacidades de deslocamento média (100m) e alta (500m), com detalhe na porção sul e sudeste da Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

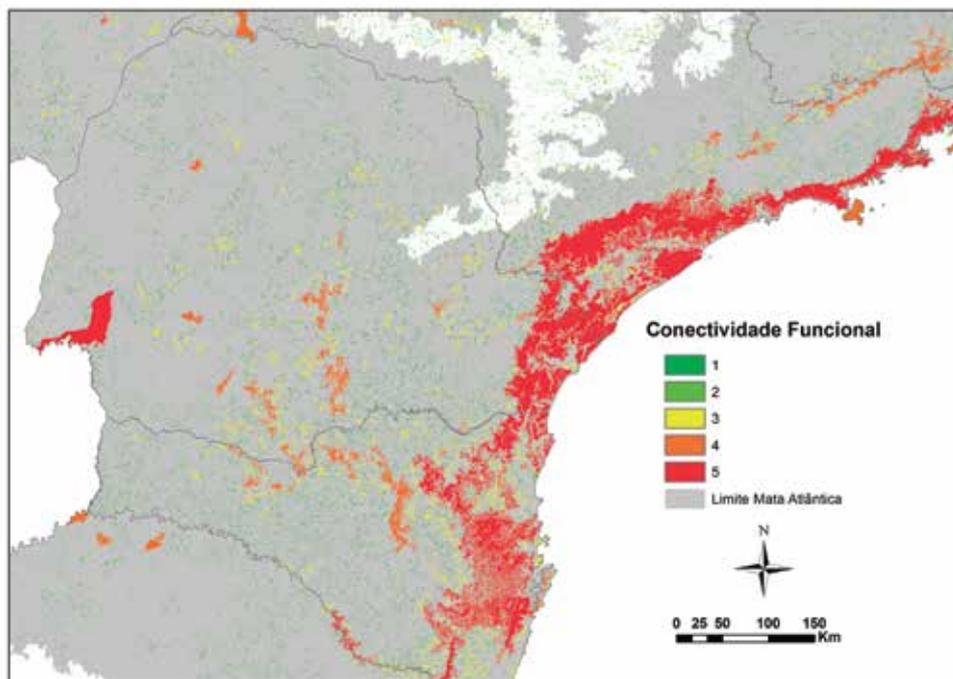


Figura B14 – Conectividade funcional, combinando grupos com capacidades de deslocamento média (100m) e alta (500m), com detalhe na porção sudeste e sul da Mata Atlântica brasileira e legenda indicando o respectivo nível de prioridade.

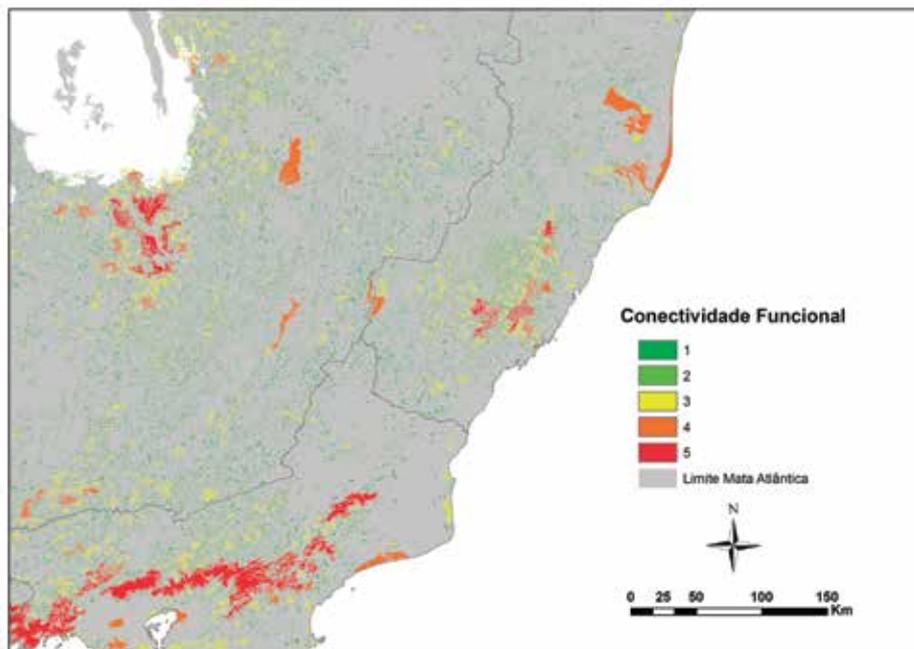


Figura B15 - Conectividade funcional, combinando grupos com capacidades de deslocamento média (100m) e alta (500m), com detalhe na porção situada ao sul de Belo Horizonte (MG), Parque Estadual Rio Doce (MG) e Sooretama (ES), na Mata Atlântica brasileira, com legendas indicando o respectivo nível de prioridade.

4. Integração das múltiplas iniciativas e escalas

Cada uma das camadas ambientais citadas no item anterior foi classificada em cinco níveis (variando de 1 a 5), sendo o valor menor considerado de menor nível de prioridade e o valor maior o de maior

prioridade para a conservação. As camadas de informações do grupo 1 foram consideradas como referente às características espaciais ou atributos biológicos em escala fina. Já os grupos 2 e 3 foram considerados como sendo de escala ampla. A figura C1 ilustra o grupo de informações das camadas utilizadas para as análises.

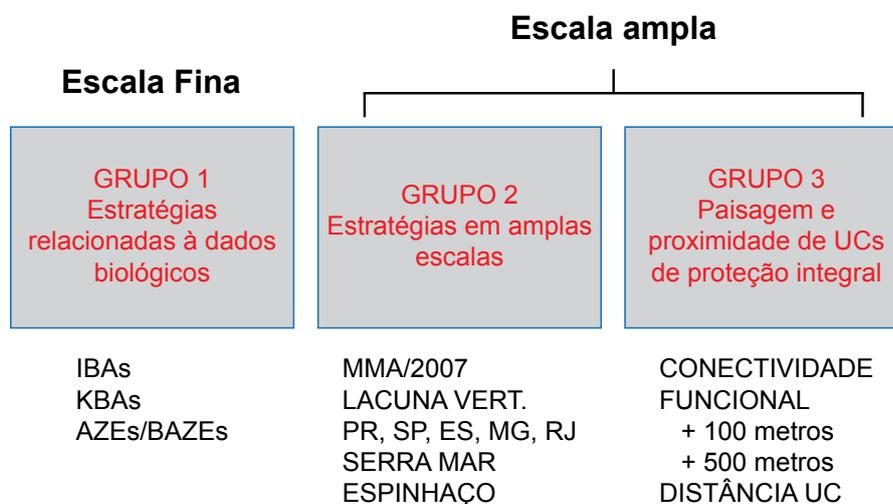


Figura C1 – Grupos 1, 2 e 3 de informações utilizadas para o processo de priorização dos remanescentes da vegetação da Mata Atlântica brasileira. Cada camada de informação foi classificada em notas variando de 1 (baixa prioridade) a 5 (alta prioridade).

As informações foram convertidas de formato vetorial para formato matricial utilizando os softwares ArcGIS 9.3 e GRASS 6.4 (GRASS Development Team, 2012). Todas as camadas foram transformadas para o sistema de projeção Albers, utilizando o Datum SIRGAS 2000. Ao final, foi elaborado um banco de dados geográfico no GRASS 6.4 com as informações matriciais com resolução espacial de 50 metros. As operações de reclassificação dos mapas e processamentos de álgebras de mapas foram realizadas com funções matriciais do GRASS 6.4. As quantificações finais foram realizadas a partir de funções combinadas do GRASS 6.4 com o programa de estatística R 2.15 (R Core Team, 2012).

A seguir apresentamos as álgebras de mapas realizadas durante o processo de definição do nível de prioridade das áreas. Em um primeiro momento, foi calculado o valor máximo a partir das informações em escala fina. Isso se deu pelo fato de que este grupo 1 de informações tem como base elevado esforço de conhecimento de campo sobre a importância biológica e consideramos que, se determinada camada (IBAs, KBAs, AZEs/BAZEs) indicou uma nota elevada (p.ex., nota 5), mesmo que as demais iniciativas tenham indicado níveis inferiores, ou mesmo não indicaram, o remanescente em questão será classificado como nota 5.

Para análise na escala ampla, os grupos 2 e 3 foram organizados de forma a gerar um único conjunto de informações, a saber: 1) prioritárias (MMA,

2007); 2) conectividade; 3) estratégias estaduais (combinou-se os exercícios estaduais), 4) proximidade de UCs; 5) lacunas para a conservação de vertebrados e 6) estratégias regionais (combinando Espinhaço e Serra do Mar). Considerando que nem todas as informações cobrem todas as áreas da Mata Atlântica igualmente, para o cálculo das álgebras de prioridade (figura C2) foi ponderado o número de camadas sobre cada local, nesse caso, cada fragmento. Em virtude do número diferente de camadas para cada sub-região e da grande variabilidade nas notas de priorização referentes a cada iniciativa, calculou-se a média das três maiores prioridades para cada remanescente. Dessa forma, buscamos também destacar a importância e induzir à conservação de fragmentos que receberam notas elevadas para algumas iniciativas, mas notas menores para a maioria, o que faria que fosse atribuída uma nota menor, caso fosse calculada a média de todas as camadas. Assim, mesmo áreas com um número menor de camadas de áreas prioritárias tiveram chance equivalente de receber nota mais elevada, quando comparadas a alguma região onde havia maior número de informações.

Em seguida combinou-se a informação síntese para a escala fina e para a escala ampla. Utilizou-se o valor máximo independentemente de ser da escala fina ou escala ampla, como o valor de prioridade do remanescente. A figura C2 ilustra o esquema de cálculo das prioridades considerando as informações nas escalas fina e ampla.

Álgebras para sobreposição de mapas

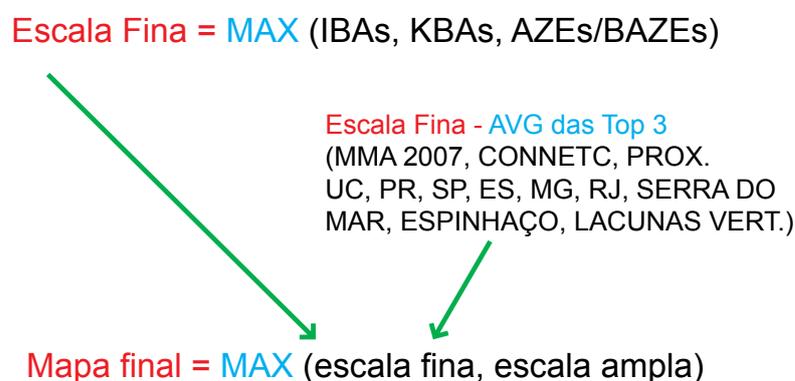


Figura C2 – Álgebras de mapas realizados para as informações do grupo 1 (escala fina do ponto de vista espacial ou biológico) e dos grupos 2 e 3 (escala ampla) de informações utilizadas para o processo de priorização dos remanescentes de vegetação da Mata Atlântica brasileira. Cada camada de informação acima foi classificada em notas variando de 1 (menor prioridade) a 5 (maior prioridade). As funções em azul referem-se à estimativa dos valores máximos - MAX - ou médios - AVG, independente do número de camadas de informações. O nível de priorização final para cada fragmento variou de 1 a 5.

4.1. Reclassificação final e estatísticas

Após os cálculos descritos, o mapa final apresentou notas variando entre 1 a 5. Com o objetivo de seguir a mesma denominação de prioridade do MMA 2007, realizou-se uma nova reclassificação das cinco classes para três classes. Para tanto, foi quantificada a área em hectares e em porcentagem dos remanescentes florestais para cada nível de 1 a 5, para a Mata Atlântica. A mesma estimativa foi realizada para a quantidade de florestas dentro e fora das UCs de proteção integral, para cada um dos cinco níveis. Também foi feita uma análise dos mesmos quantitativos acima para cada uma das sub-regiões biogeográficas e zonas de transições (ver Silva e Casteleti, 2005 e Ribeiro et al., 2009). Para se proceder a reclassificação dos níveis de 1 a 5 para três níveis - 1=alta, 2=muito alta e 3=extremamente alta importância biológica - foi equalizada a quantidade de áreas nos níveis alta, muito alta e extremamente alta para os remanescentes que estão fora das UCs de proteção integral. Estabelecemos como meta ao menos 10% das áreas com o nível mais elevado de importância biológica (i.e. nível 3=extremamente alta) em cada biorregião ou zona de transição da Mata Atlântica, seguindo a divisão de Silva & Casteleti (2005). Este valor estabelecido arbitrariamente tem o objetivo

de priorizar de maneira equivalente os diferentes tipos de ecossistemas que compõe a Mata Atlântica - no caso desse estudo, a partir da divisão em biorregiões proposta por Silva & Casteleti, 2005. As quantificações supracitadas foram realizadas por meio do programa GRASS 6.4 (GRASS Development Team, 2012) em combinação com o programa de estatística R 2.15 (R Core Team, 2012). Essas quantificações foram realizadas considerando a resolução espacial de 250 metros.

5. Resultados dos remanescentes prioritários para conservação da biodiversidade, considerando as múltiplas iniciativas e escalas

Considerando a escala de análise para toda a extensão da Mata Atlântica, foram priorizados 16,6 milhões de hectares nos três diferentes níveis de importância para a conservação da biodiversidade biológica indicadas na tabela 2. Desse total, aproximadamente 2 milhões de hectares estão protegidos por unidades de conservação de proteção integral (UCPI). Comparando as áreas dentro e fora das UCPI nos diferentes níveis de priorização é possível observar que a grande maioria das UCPI foi consi-

derada de prioridade extremamente alta (1,64 milhões de hectares), corroborando a importância desses territórios protegidos para a proteção da biodiversidade nas paisagens da Mata Atlântica. A figura D1 ilustra graficamente as informa-

ções apresentadas acima. A Figura D2 apresenta o mapa resultante do processo de priorização por nível de importância biológica para toda a Mata Atlântica.

Tabela 2: Área de remanescentes florestais da Mata Atlântica nas três categorias de prioridade para a conservação da biodiversidade, incorporando múltiplas iniciativas e escalas, e entre parênteses o percentual de fragmentos priorizados e o total, considerando também a proporção da área total da Mata Atlântica, de acordo com a Lei 11.428/06 e sua respectiva área de aplicação (IBGE, 2012).

	Área total dos fragmentos (ha)	Área fora de UCPI (ha)
Nível 3 (Extremamente Alta)	5.419.495 (32,7%)	3.780.486 (25,8%)
Nível 2 (Muito Alta)	3.067.804 (18,5%)	2.881.184 (19,7%)
Nível 1 (Alta)	8.099.847 (48,8 %)	7.981.619 (54,5%)
Total	16.587.146 (100%; 13%)	14.643.289 (100%; 11%)

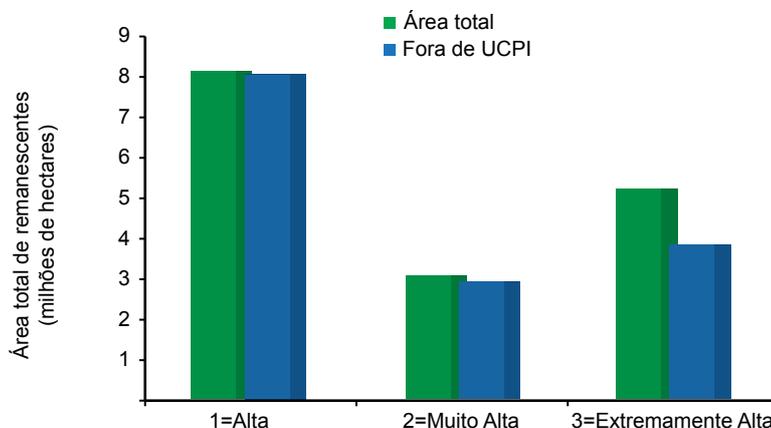


Figura D1 – Quantitativo de área (milhões de hectares) para os níveis de importância biológica, considerando a área total e a área fora de UCs de proteção integral para os remanescentes florestais da Mata Atlântica brasileira.

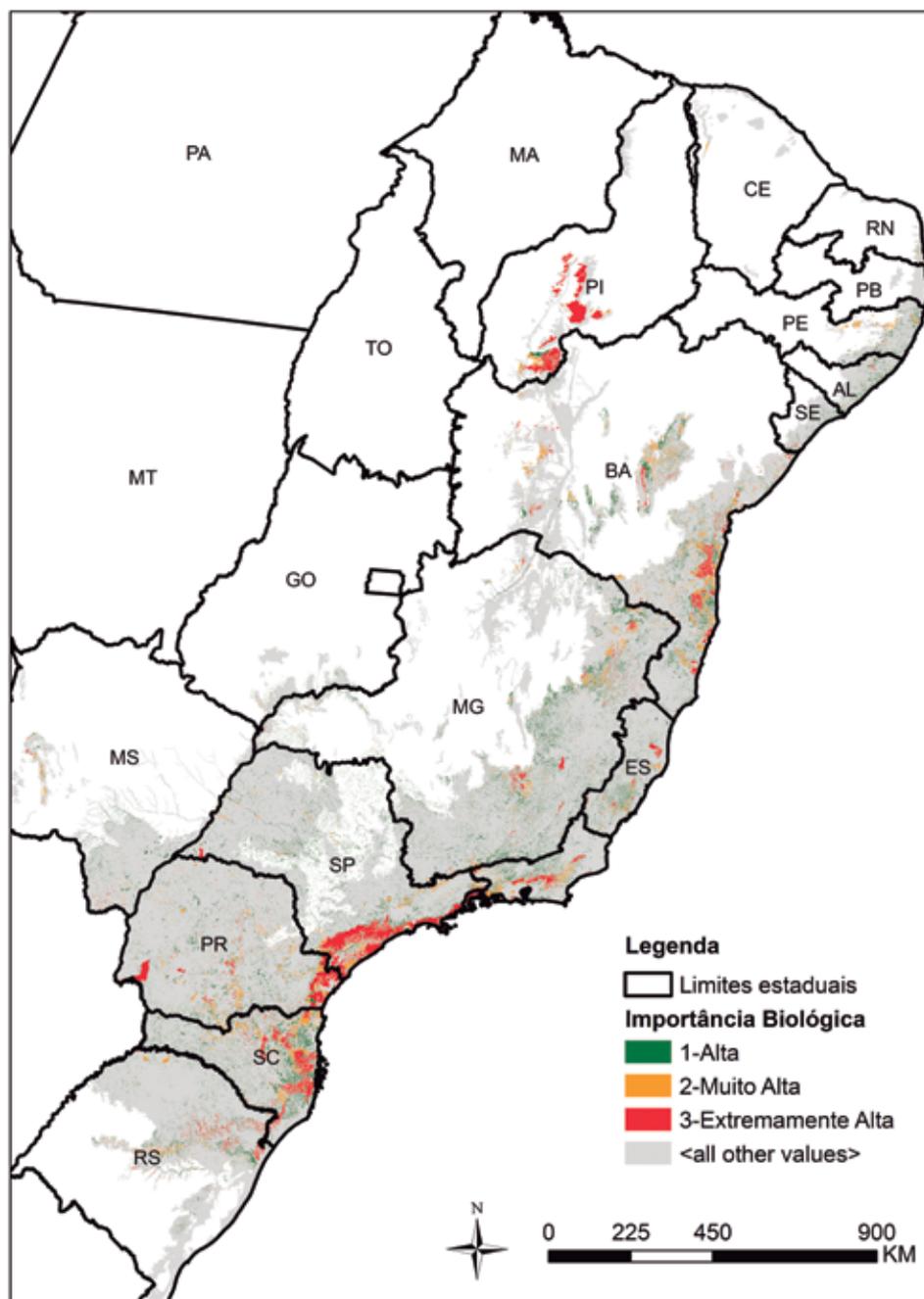


Figura D2 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica brasileira, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

As figuras D3 a D17 apresentam os resultados do presente produto para os estados brasileiros onde ocorre a Mata Atlântica, com exceção da Paraíba,

que não dispunha de mapeamento de remanescentes para a análise. Os estados estão apresentados em ordem alfabética.

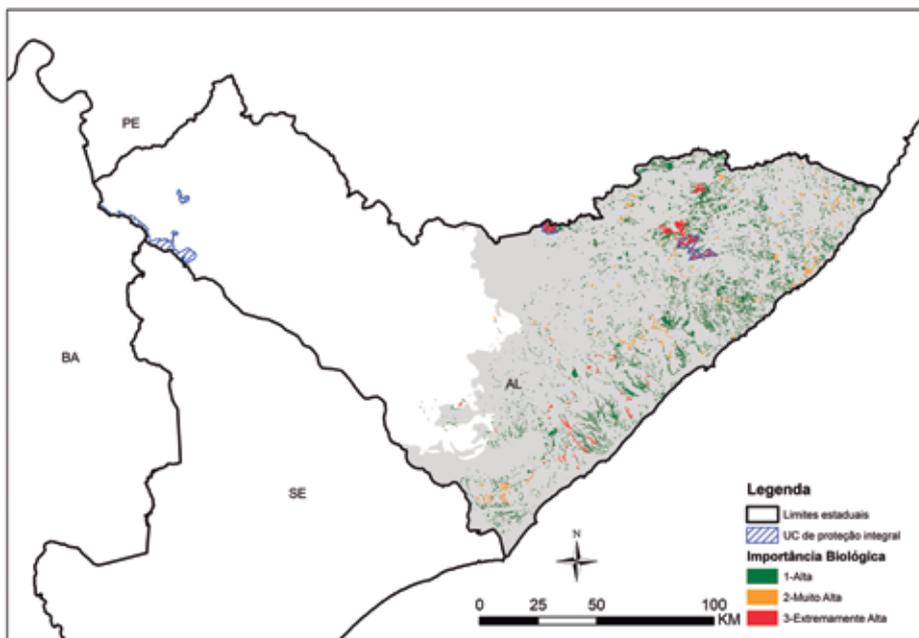


Figura D3 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado de Alagoas, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

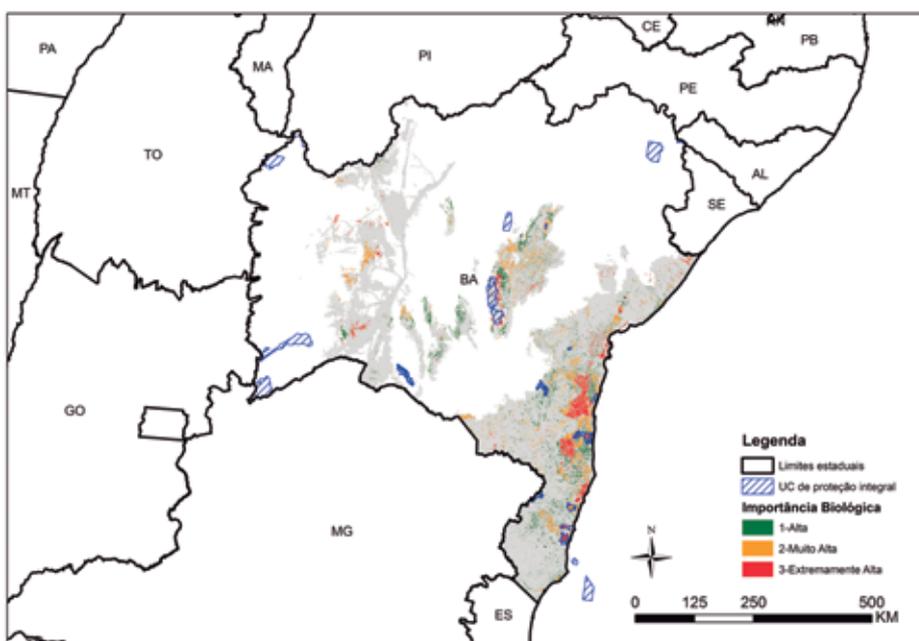


Figura D4 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado da Bahia, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

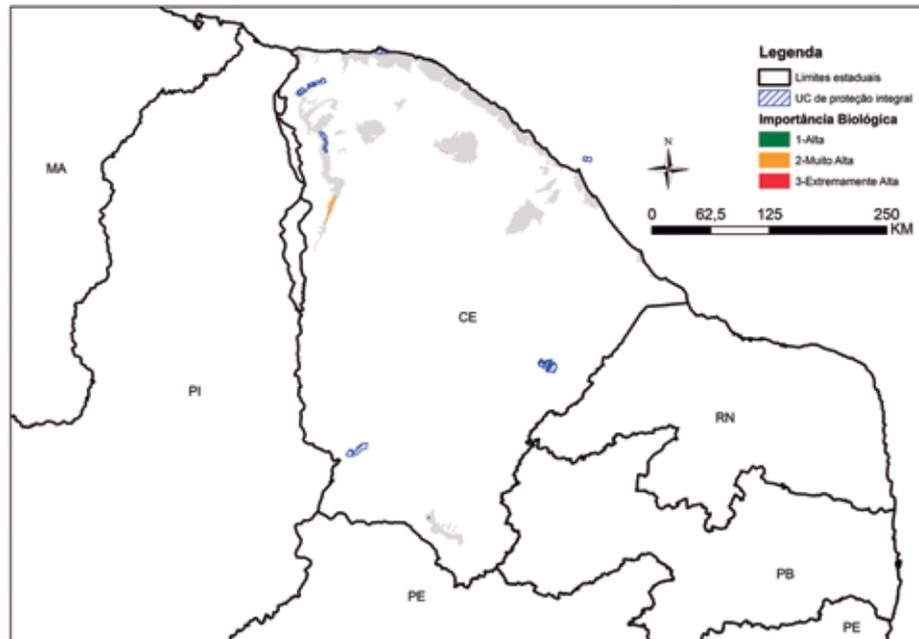


Figura D5 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Ceará, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

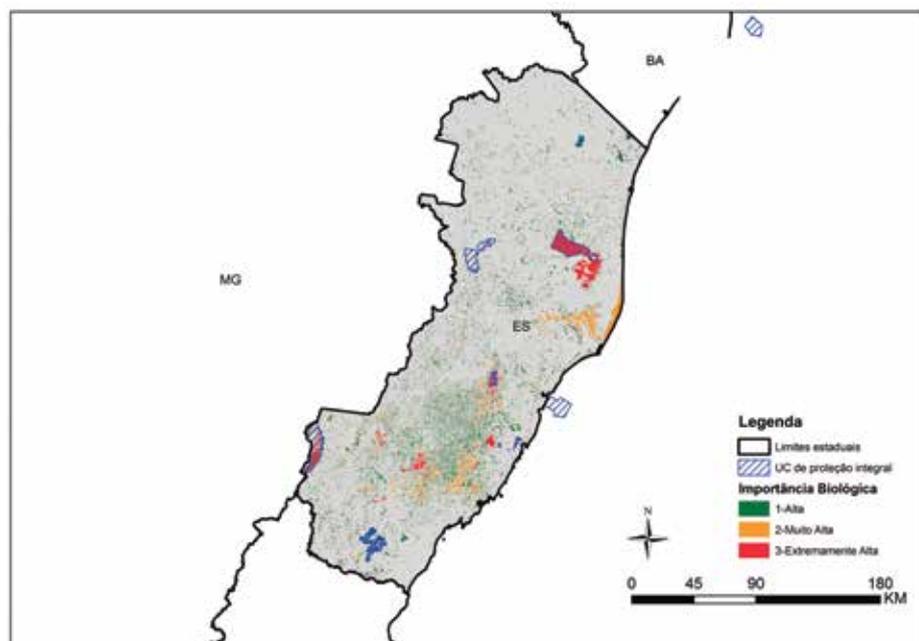


Figura D6 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

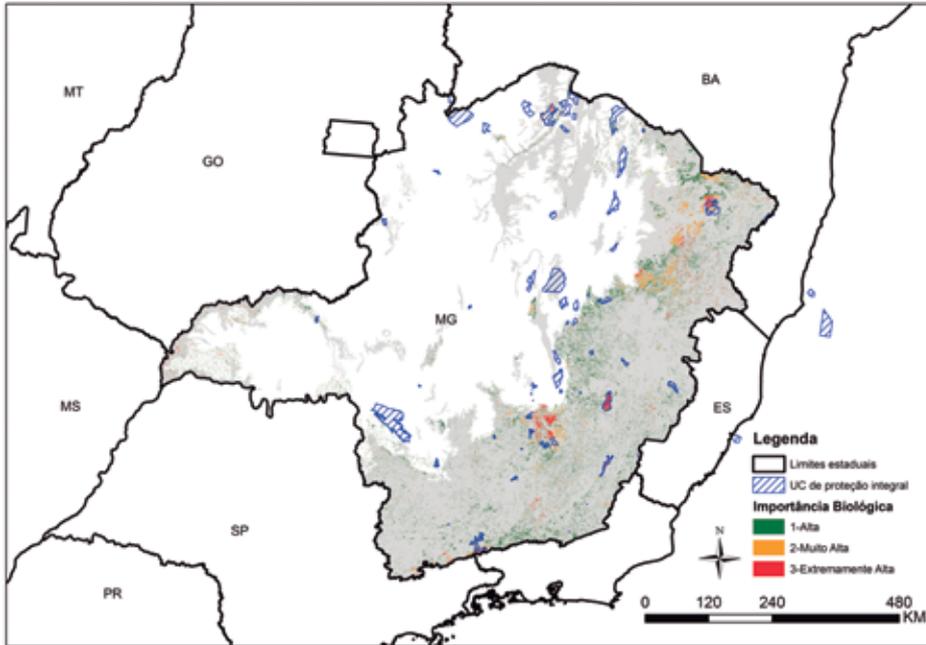


Figura D7 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

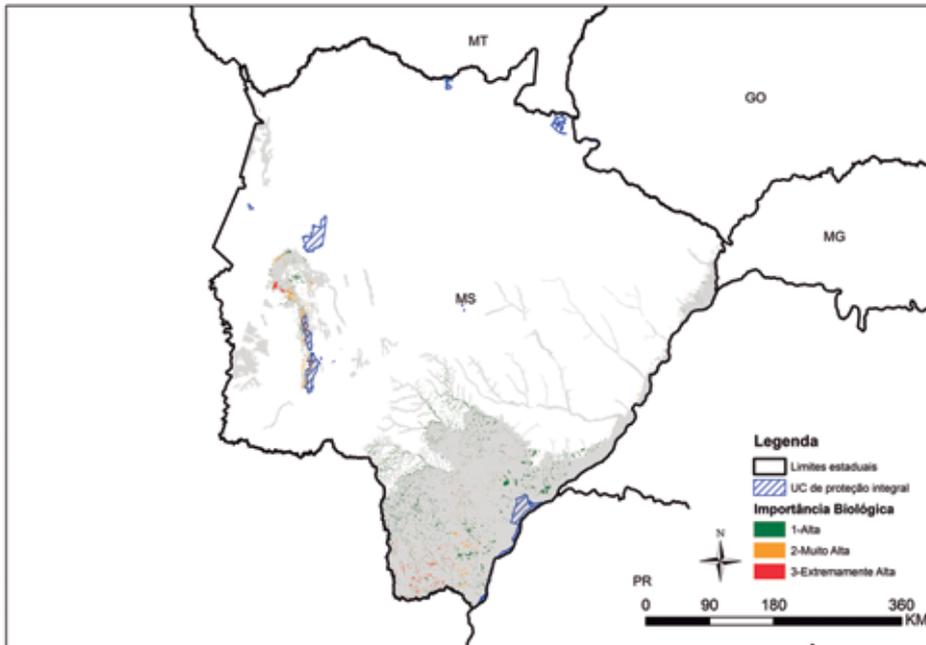


Figura D8 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Mato Grosso do Sul, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

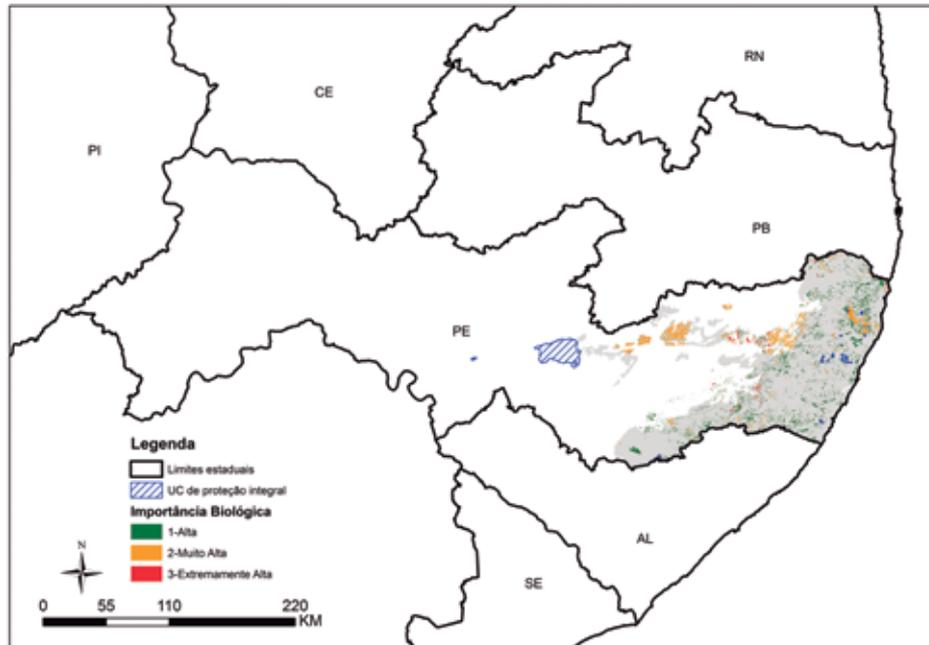


Figura D9 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado de Pernambuco, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

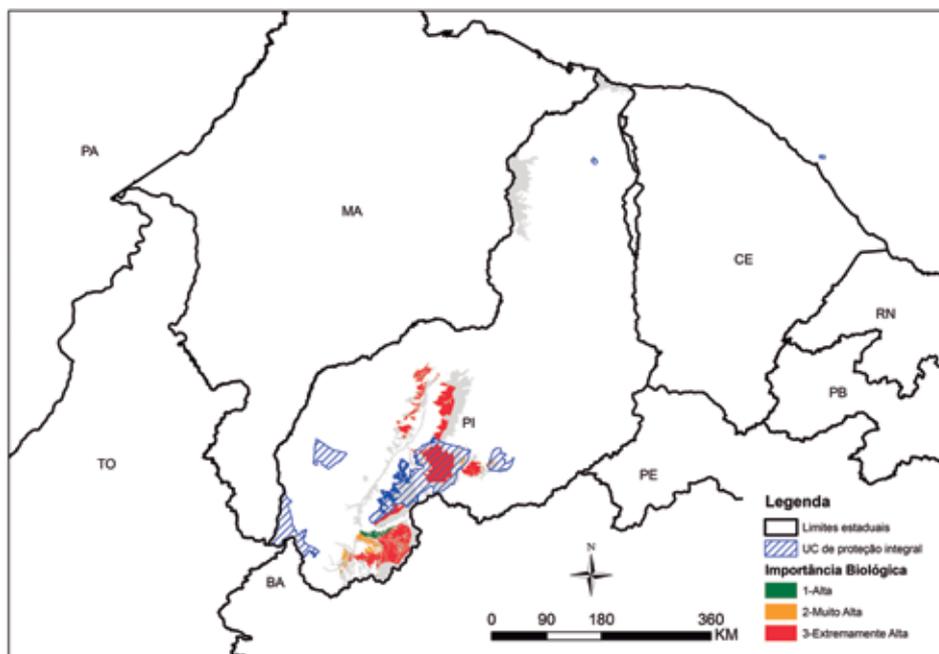


Figura D10 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado de Piauí, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

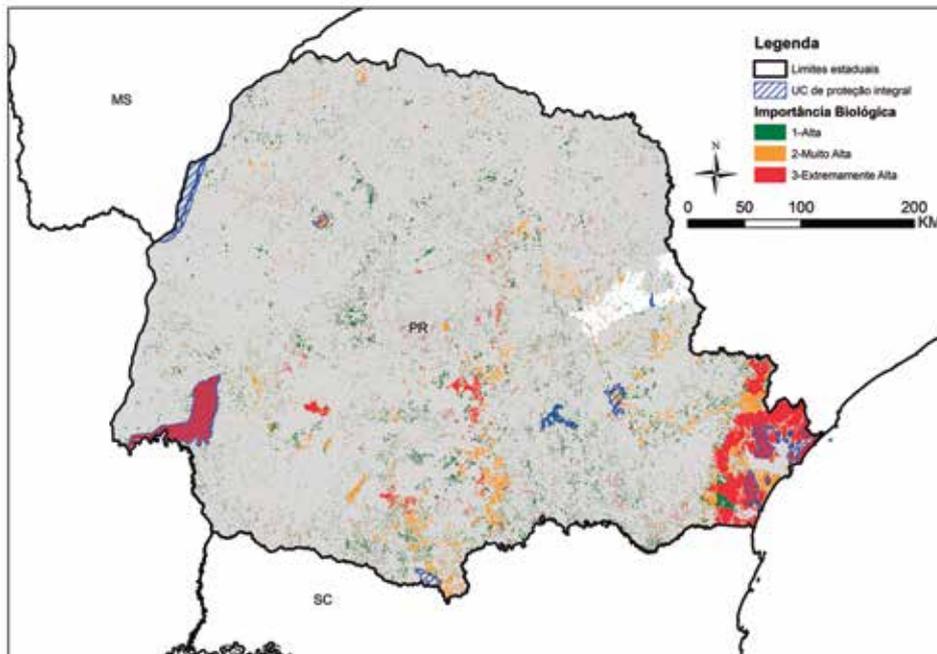


Figura D11 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Paraná, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

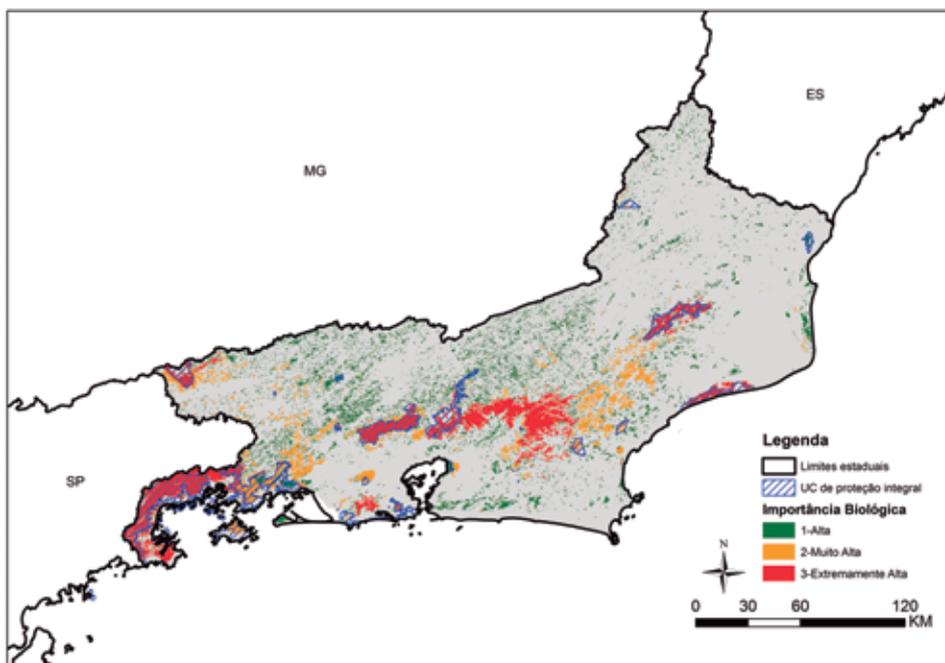


Figura D12 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

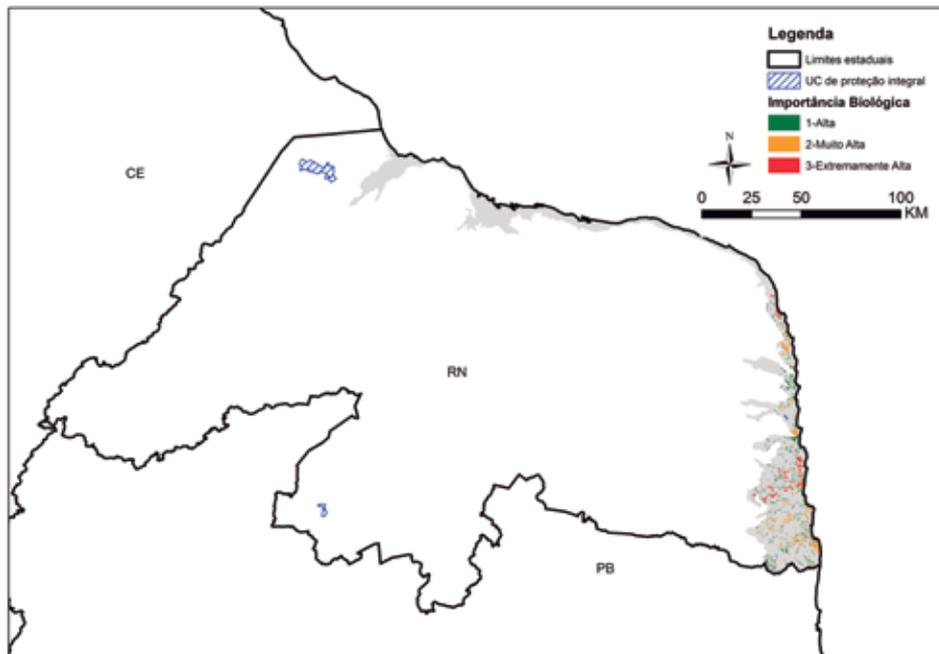


Figura D13 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Rio Grande do Norte, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

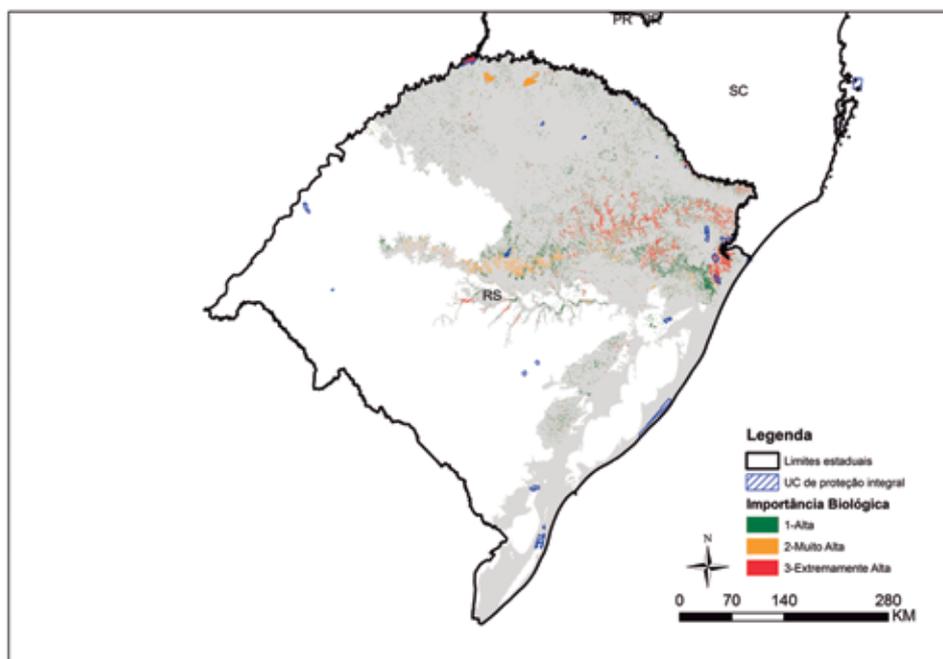


Figura D14 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Rio Grande do Sul, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

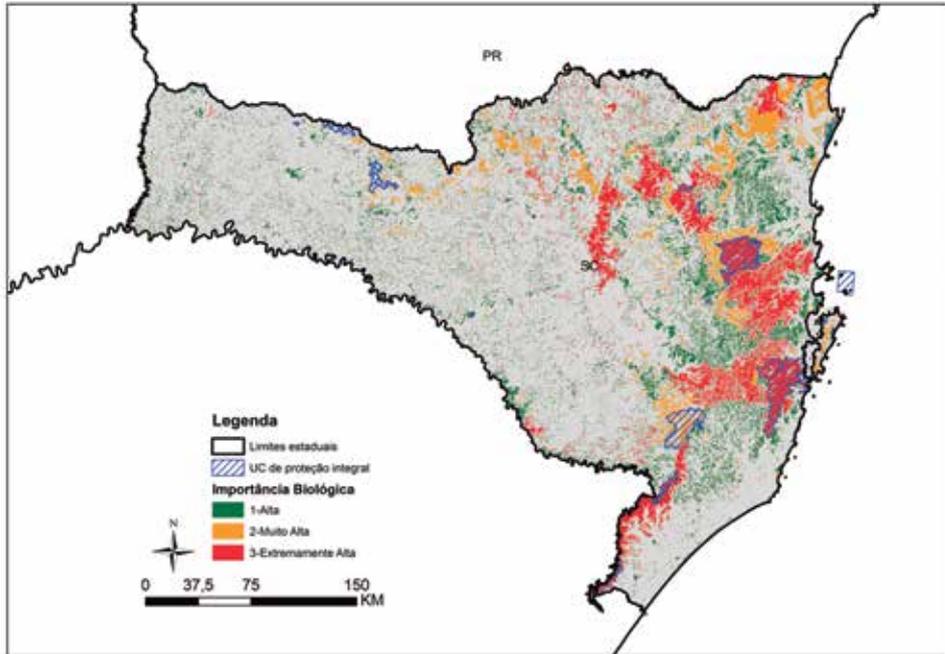


Figura D15 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado de Santa Catarina, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

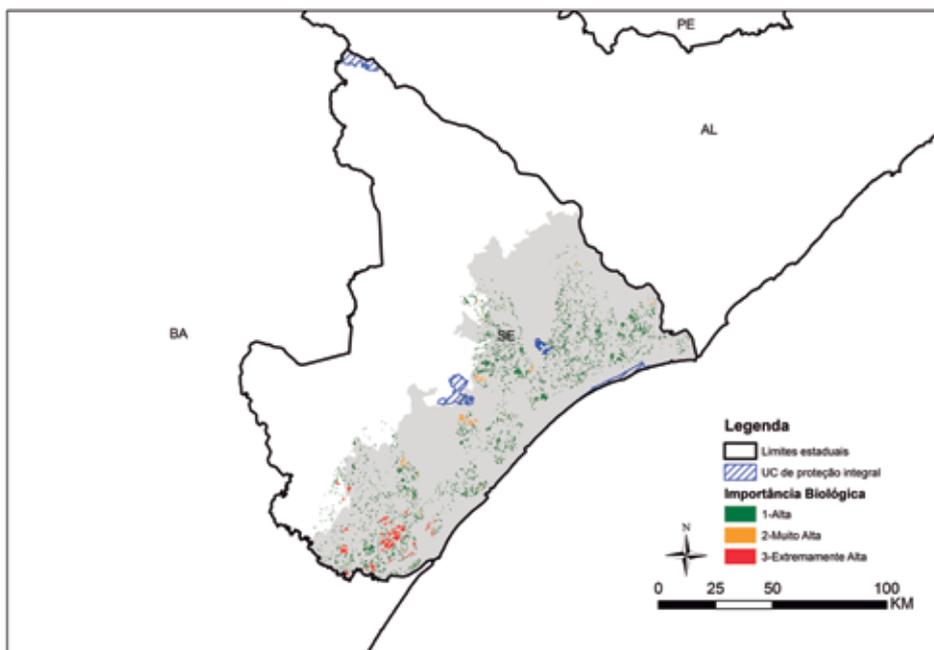


Figura D16 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado de Sergipe, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

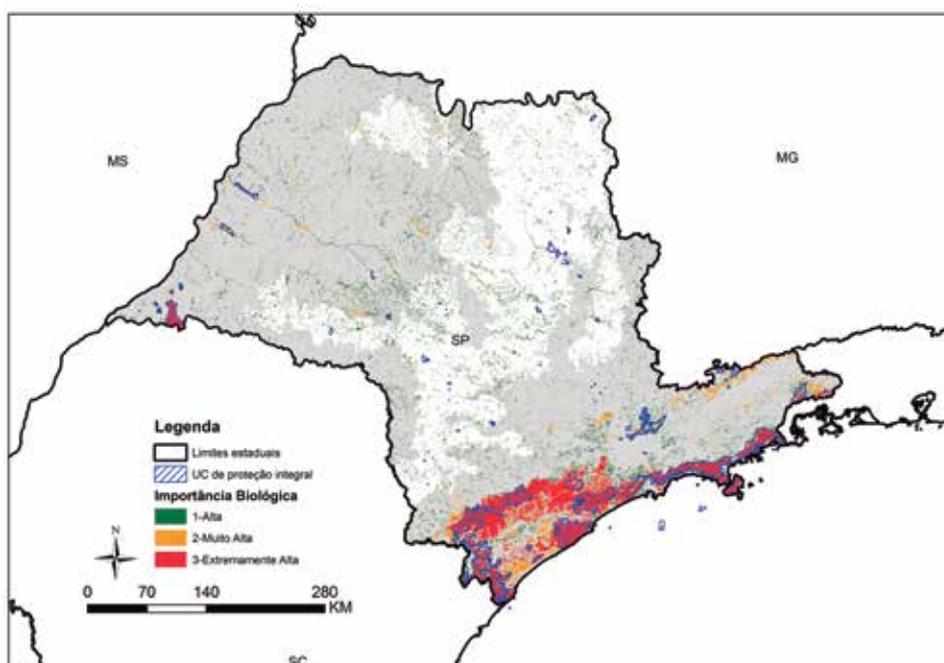


Figura D17 – Níveis de importância biológica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado de São Paulo, considerando-se múltiplas iniciativas e múltiplas escalas espaciais.

6. Discussão dos resultados com vistas a subsidiar o planejamento e a aplicação de instrumentos legais para a proteção da Mata Atlântica

Este produto apresenta os resultados de um exercício em busca da integração de múltiplas estratégias espaciais, elaboradas desde o início da década de 1990, considerando múltiplos atores e iniciativas voltadas à conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira, como detalhado por Paglia nesta publicação. Tal estudo foi realizado de forma inclusiva considerando todos os exercícios com enfoque em espécies, realizados nas duas décadas anteriores, aos quais se teve acesso. Esses exercícios de priorização contaram com diversas abordagens metodológicas, inclusive o planejamento sistemático para a conservação (Margules et al., 2002) naquelas mais recentes. A presente iniciativa é um produto da incorporação de todos os resultados e, mesmo que de forma indireta, também de tais métodos.

O mapa resultante deste estudo é um importante subsídio para o planejamento de políticas públicas e de incentivo à conservação, recuperação e ao uso

sustentável da biodiversidade na Mata Atlântica. As áreas delimitadas neste exercício servem para guiar o planejamento estratégico para a conservação em escala regional e também em escala mais fina, já que os dados foram processados com base nos fragmentos florestais e em uma resolução espacial que permitiu delimitar fragmentos pequenos de até três hectares.

Estudos anteriores em escala de paisagem (Martensen et al. 2008, 2012; Metzger et al., 2009; Pardini et al., 2010) e na escala da Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009, 2011), demonstraram a importância de remanescentes pequenos (p.ex. < 50 hectares) para manutenção da biodiversidade, seja por garantir o fluxo de organismos por meio de conectividade entre fragmentos maiores, seja por garantir a manutenção de indivíduos que se utilizam de múltiplos fragmentos (Martensen et al., 2008). Uma vez que a Mata Atlântica encontra-se severamente reduzida e fragmentada (Ribeiro et al., 2009, 2011), pode-se considerar que todos os remanescentes são importantes em algum nível e, portanto, devem ser adequadamente preservados para a conservação da biodiversidade única existente na região.

Todos os remanescentes do bioma foram classificados dentro dos três níveis apresentados, buscando subsidiar uma política abrangente para toda a extensão da Mata Atlântica, conforme determina a Lei 11.428/2006, cujo objetivo é proteger e regular o uso do conjunto dos remanescentes, evitando os desmatamentos desnecessários e as diferentes formas de degradação. O processo de reclassificação dos níveis de priorização garantiu também que, para todas as regiões biogeográficas e zonas de transição, ao menos 10% dos fragmentos tenham sido indicados como de importância extremamente alta (nível 3 dos resultados) para a conservação da biodiversidade. Assim, permitiu-se que remanescentes distribuídos ao longo de toda a Mata Atlântica tivessem chances equivalentes para serem classificados nos diferentes níveis de priorização.

Esses resultados devem servir de subsídio tanto para a ampliação da rede de unidades de conservação como também para o incentivo às práticas sustentáveis em regiões de particular relevância para a conservação. Por exemplo, ações de pagamento por serviços ambientais podem ser direcionadas para as áreas de maior relevância para a conservação e seus entornos. Além disso, podem servir para orientar os esforços de fiscalização do cumprimento da legislação ambiental, reduzindo desmatamentos e outras atividades ilegais, particularmente em ambientes de elevada importância para a conservação da biodiversidade na região. Os resultados desse exercício podem também ser utilizados para a definição de áreas e regiões estratégicas para a realização de compensações ambientais, a criação de RPPNs, a definição de áreas de reserva legal, entre outros mecanismos que garantam a preservação do hábitat nativo. Esses mecanismos de incentivo devem reunir esforços de todos os setores da sociedade, inclusive da iniciativa privada.

Os resultados aqui apresentados podem e devem ser aprimorados, assim como utilizados em conjunto com outras iniciativas, como as paisagens estratégicas para a recuperação visando o incremento da conectividade, como detalhado por Tambosi e colaboradores nesta publicação. Ademais, podem também ser empregados na criação e/ou revisão de critérios para orientar incentivos e regulamentações, como registrado em São Paulo. Nesse estado, a partir dos resultados do Pro-

grama Biota/Fapesp, as decisões sobre licenciamento ambiental levam em conta a importância de cada fragmento para calcular, com diferentes pesos para cada nível de prioridade, medidas de compensação, e também no estado do Paraná, conforme detalhado por Paglia nesta publicação. Os atributos de importância dos diferentes fragmentos florestais indicados no presente estudo podem subsidiar ações de compensação ambiental, considerando os diferentes níveis de importância, para toda a Mata Atlântica. Além disso, podem ser agregados outros critérios como, por exemplo, a bacia hidrográfica. Nesse caso, é interessante notar a cobertura e distribuição dos remanescentes florestais em escala equivalente à Ottobacia de 4ª ordem da Agência Nacional de Águas (Pfafstetter, 1987). Por exemplo, em casos em que o nível de degradação da bacia seja muito elevado, como naquelas com cobertura de remanescentes inferior à 15%, pode-se considerar a possibilidade de compensação em bacias de 4ª ordem vizinhas àquela onde o desmatamento vir a ocorrer, sendo priorizadas aquelas bacias a partir da cobertura de remanescentes e o grau de importância destes.

7. Considerações finais

A presente estratégia apresenta um foco voltado à indicação da importância de cada região e fragmento da Mata Atlântica para a conservação da biodiversidade, visando à priorização e apontando oportunidades para o adequado planejamento e implantação de medidas aplicadas em campo. Esta camada, que identifica a importância de cada fragmento florestal para a manutenção das espécies e seus serviços, pode e deve ser considerada em conjunto com outras iniciativas de ordenamento e planejamento territorial. Tal integração deve ser estimulada tanto com foco em outros aspectos, como, por exemplo, o provimento de serviços ambientais, quanto em escalas espaciais distintas, onde fragmentos de menor relevância na escala de toda a Mata Atlântica podem ter importância bem maior, considerando o contexto local.

Cada vez mais é destacada a importância e eficácia de compatibilizar os diferentes setores e demandas da sociedade em planejamentos integrados. Este trabalho integrou em um só resultado as iniciativas focadas na identificação de áreas extraordinariamente importantes para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, rea-

lizadas nos últimos 20 anos. Assim, pretendemos proporcionar uma diretriz única e agregadora para as ações de conservação e uso sustentável da biodiversidade e, também, facilitar a integração e comunicação com outros setores e iniciativas de planejamento territorial, além do setor ambientalista e da academia. Assim, é possível fornecer uma visão objetiva das áreas extraordinariamente importantes para a manutenção da biodiversidade e seus serviços na Mata Atlântica, de forma que essas possam ser consideradas no planejamento para o desenvolvimento de atividades produtivas e projetos de infraestrutura. Este exercício pode ser utilizado também para nortear trabalhos futuros de estratégias espaciais que busquem sinergicamente proteger água e biodiversidade, estimar estoque de carbono e prioridades para aumentar esses estoques em escalas regionais, entre outros.

Referências

- Bencke, G.A.; Maurício, G.N.; Develey, P.F.; Goeck, J.M. (orgs.), 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil. Disponível em:
- Bergallo, H.G.; Fidalgo E.C.C.; Rocha, C.F.D.; Uzêda, M.C.; Costa, M.B.; Alves M.A.S.; Van Sluys, M., Santos, M.A.; Costa, T.C.C.; Cozzolino, A.C.R. (orgs.), 2009. Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Instituto Biomas. Pp. 344.
- Dean, W., 1996. A Ferro e fogo: A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Companhia das Letras, São Paulo. p 484
- Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.B.M.; Sebaio, F.A.; Antonini, Y., 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Fundação Biodiversitas. Disponível em:
- Faith, D.P.; Walker, P.A., 2002. The role of trade-offs in biodiversity conservation planning: linking local management, regional planning and global conservation efforts. *J. Biosci.* 27:393–407.
- GRASS Development Team, 2012. GRASS 6.4 Users Manual. Open Source Geospatial Foundation, USA. Electronic document: <http://grass.osgeo.org/grass64/manuals/>
<http://www.biodiversitas.org.br/atlas/>
<http://www.savebrasil.org.br/?q=publicacoes>.
- IAP/TNC 2009. Instituto Ambiental do Paraná, disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/modulos/conteudo/conteudo.php?conteudo=747>.
- Ipema. 2011. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade no estado do Espírito Santo. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Vitória, ES. 64p.
- Joly, C.A; Rodrigues R.R.; Metzger, J.P.; Hadda C.F.B.; Verdade L.M.; Oliveira M.C. e Bolzani, V. S., 2010. Biodiversity Conservation Research, Training, and Policy in São Paulo. *Science* 328: p 1358.
- Jorge, M.L.S.P.; Galetti, M.; Ribeiro, M.C.; Ferraz, K.M.P.M.B., 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, in press.
- Kremen, C.; Cameron, A.; Moilanen, A.; Phillips, S.J.; Thomas, C.D.; Beentje, H.; Dransfield, J.; Fisher, B.L.; Glaw, F.; Good, T.C.; Harper, G.J.; Hijmans, R.J.; Lees, D.C.; Louis, Jr E.; Nussbaum, R.A.; Raxworthy, C.J.; Razafimpahanana, A.; Schatz, G.E.; Vences, M.; Vieites, D.R.; Wright, P.C.; Zjhra, M.L.. Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools. *Science* 11 April 2008, vol 320.
- Margules, C.R.; Pressey, R.L.; Williams, P.H., 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *J. Biosci.* 27:309–326.
- Martensen, A.C.; Pimentel, R.G.; Metzger, J.P., 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.; Ribeiro, M.C.; Banks-Leite, C.; Prado, P.I.; Metzger, J.P., 2012. Associations of forest cover, fragment area and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* 26:1100–1111.
- Metzger JP; Martensen AC; Dixo M; Bernacci LC; Ribeiro MC; Teixeira AMG; Pardini R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166–1177.
- Metzger, J.P.; Ribeiro, M.C.; Ciocheti, G.; Tambosi, L.R., 2008. Uso de índices de paisagem para a definição de ações de conservação e restauração da biodiversidade do Estado de São Paulo. In: Ro-

- drigues, R.R.; Joly, C.A.; Brito, M.C.W.; Paese, A.; Metzger, J.P.; Casatti, L.; Nalon, M.A.; Menezes, N.; Ivanauskas, N.M.; Bolzani, V.; Bononi, V.L.R. (eds.). *Diretrizes para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente e Fapesp, São Paulo, pp. 120–127.
- MMA, 2007. *Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira - Atualização: Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007*. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf
- Myers, N. et al., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Paese, A.; Paglia, A.; Pinto, L.P.; Foster, M.N.; Fonseca, M.; Sposito, R., 2010. Fine-scale sites of global conservation importance in the Atlantic forest of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 19:3445-3458.
- Paglia, A., 2011. Avaliação das abordagens e iniciativas de priorização de ações para a conservação da Biodiversidade na Mata Atlântica, Minas Gerais, maio de 2011. Relatório GIZ/MMA, não publicado.
- Paglia, A.P.; Paese A.; Bedê, L.; Fonseca, M.; Pinto, L.P.; Machado, R.B., 2004. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. Pp. 39-50. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Volume II - Seminários*. Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação. Curitiba, PR
- Pardini, R.; Bueno, A.A.; Gardner, T.A.; Prado, P.I.; Metzger, J.P., 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos One*, v. 5 (10), p. e13666.
- Pfaster, O., 1987. *Classificação das bacias*. Rio de Janeiro.
- R Core Team, 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.; Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv* 142: 1141-1153.
- Ricketts, T.H.; Dinerstein, E.; Boucher, T.; Brooks, T.M.; Butchart, S.H.M.; Hoffman, M.; Lamoreux, J.F.; Morrison, J.; Parr, M.; Pilgrim, J.D.; Rodrigues, A.S.L.; Sechrest, W.; Wallace, G. E.; Berlin, K.; Bielby, J.; Burgess, N.D.; Church, D.R.; Cox, N.; Knox D.; Loucks, C.; Luck, G.W.; Master, L.L.; Moore, R.; Naidoo, R.; Ridgely, R.; Schatz, G. E.; Shire, G.; Strand, H.; Wettengel W.; Wikramanayake, E., 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences - US*. 51:18497-18501
- Rodrigues e Bononi, V.L.R. (orgs), 2008. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo*. Instituto de Botânica, FAPESP.
- Scaramuzza, C.A.M.; Simões, L.L.; Rodrigues, S.T.; Accacio, G.M.; Hercowitz, M.; Rosa, M.R.; Goulart, W.; Pinagé, E.R.; Soares, M.S., 2011. *Visão de Biodiversidade da Ecorregião Serra do Mar*. WWF- Brasil. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/?28724/Visao-da-Biodiversidade-da-Ecorregiao-Serra-do-Mar>
- Silva, J.A.; Machado, R.B.; Azevedo, A.; Drummond, G.M.; Fonseca, R.F.; Goulart, M.F.; Moraes Jr., E.A.; Martins, C.S.; Ramos Neto, M.B., 2008. Identificação de áreas insubstituíveis para a conservação da Cadeia do Espinhaço, estados de Minas Gerais e Bahia, Brasil. *Megadiversidade* 4: 248-270.
- Silva, J.M.C. e Casteleti, C.H.M., 2005. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C. e Câmara, I.G. (eds), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. CABS and Island Press, Washington, pp. 43-59.
- Taylor, P.D.; Fahrig, L.; Henein, K.; Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Tôrres, N.M. e Vercillo, U.E., 2012. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações de governo? *Natureza & Conservação* 10, 228-230.
- Williams, P.H.; Margules, C.R.; Hilbert, D.W., 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *J. Biosci.* 27:327–338.



A Mata Atlântica é uma região estratégica para o enfrentamento as mudanças do clima global. Além de preservar estoques de carbono florestal expressivos, agregados a elevados valores sociais e da biodiversidade, é uma região chave para o sequestro de carbono. Nas últimas décadas, vêm surgindo evidencias que demonstram a regeneração de alguns trechos abandonados, além de crescentes iniciativas de recuperação e restauração da vegetação nativa. E necessário avançar em iniciativas específicas para a quantificação e monitoramento desses estoques. (Foto: Wigold B. Schäffer).

Capítulo 5

Métodos *in situ* para o monitoramento dos estoques de carbono da Mata Atlântica

Autores: Thiago Metzker, Tereza C. Spósito, Britaldo S. Filho, Jorge A. Ahumada, Queila S. Garcia, Christiane G. Dall'Aglio-Holvorcem e Natalie Unterstell

1. Introdução

O carbono é o quarto elemento mais abundante do planeta. Os ecossistemas florestais do mundo estocam 638 gigatoneladas de carbono (1Gt = 1 bilhão de toneladas), considerando até 30cm de solo, ou seja, considerando o carbono estocado nas florestas, na serrapilheira e no solo juntos, a quantidade é maior do que em toda a atmosfera, com cerca de 750 Gt C (FAO, 2005). Consequentemente, alterações nos estoques de carbono, pela mudança no uso da terra, têm impactos significativos sobre as mudanças climáticas globais (Keeling e Phillips, 2007).

Mudanças climáticas são processos naturais, dentro de escalas de tempo de milhares de anos de eras geológicas. As principais espécies do planeta sobreviveram às variações climáticas, por exemplo, durante o Pleistoceno, ajustando sua distribuição geográfica às condições climáticas. Entretanto, a velocidade e magnitude com que estão ocorrendo mudanças no sistema climático da Terra, desde a Revolução Industrial, tem sido objeto de preocupação. Em 1991, o Painel Intergovernamental para Mudança do Clima (IPCC) das Nações Unidas publicou um primeiro relatório sobre o aumento da temperatura no globo, devido à intensificação do efeito estufa. Após este anúncio oficial, o IPCC estabeleceu diferentes grupos de trabalho, incluindo cientistas de várias partes do mundo, com o objetivo de conhecer e compilar tanta informação quanto possível e atualizar previsões científicas sobre o futuro climático do planeta. Esse relatório constituiu uma declaração da comunidade científica internacional, passando

a ser considerado como referência principal sobre a mudança global do clima.

Na atualidade, as sociedades científicas questionam a capacidade da biota atual em tolerar tais mudanças num ambiente altamente fragmentado pela ação antrópica, onde apenas relictos de áreas intactas estão limitadas dentro de unidades de conservação. Consequentemente, a uma mudança da biota estão associadas diretamente alterações nos serviços ecossistêmicos prestados por ela. O bem-estar da espécie humana depende dos serviços ambientais prestados gratuitamente pela natureza, como a regulação do clima, a formação dos solos, o controle da erosão, o armazenamento de carbono, a ciclagem de nutrientes, o provimento de recursos hídricos em qualidade e quantidade, a manutenção dos ciclos hidrológicos, a proteção da biodiversidade, a manutenção de recursos genéticos, a proteção contra desastres naturais, a beleza cênica, espiritual, dentre outras Guedes e Seehusen, 2011. Além disso, as florestas tropicais possuem 50% de todas as espécies do mundo e são considerados como ambientes megadiversos. Portanto, alterações em qualquer um destes serviços têm consequências graves para a biodiversidade, para o ciclo natural do carbono, bem como para o ciclo hidrológico, que por sua vez pode alterar princípios da economia mundial e afetar a vida cotidiana dos seres humanos e de outras espécies do planeta.

Em resposta a essas preocupações com a mudança do clima, nas últimas duas décadas uma série de medidas de mitigação de gases de efeito estufa

vêm sendo estabelecidas, a exemplo de projetos que sequestram carbono atmosférico e que podem auferir benefícios financeiros, inclusive através da compensação de emissões de carbono realizadas por outras atividades humanas. O mercado formal de créditos de carbono é regulamentado por acordos internacionais como o Protocolo de Kyoto ou o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Vem surgindo também uma variedade de “mercados voluntários” de carbono, com suas regras próprias, assim como acordos particulares entre projetos que sequestram carbono e agentes emissores de carbono atmosférico, visando a compensação de emissões. Outra proposta relevante é o mecanismo de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (ou REDD), que procura recompensar financeiramente os esforços dos vários países para reduzir suas emissões provenientes da conversão de biomassa florestal em dióxido de carbono atmosférico. O escopo do mecanismo de REDD foi ampliado (Alexander et al., 2011) para incluir pagamentos por outros serviços ecossistêmicos além da redução de emissões de desmatamento e de degradação florestal. Para mais detalhes sobre a literatura relacionada à valoração de estoques de carbono, recomenda-se a excelente revisão de Pearce (2001).

A participação de projetos individuais ou países nestes mecanismos exige que se disponha de metodologias de medição, comunicação e verificação (*measurement, reporting, and verification*, ou MRV) de estoques de carbono que satisfaçam os requisitos de precisão e confiabilidade do mecanismo de mercado de carbono em questão. Essas metodologias são necessárias tanto para o estabelecimento de linhas de base, em relação às quais os créditos de carbono serão computados, quanto para o monitoramento periódico dos estoques de carbono acumulados ao longo do tempo.

No caso de projetos florestais de sequestro de carbono, as metodologias de monitoramento dividem-se em duas categorias principais: métodos *in situ* e métodos remotos. A primeira categoria utiliza dados provenientes de inventários florestais, que normalmente têm propósitos mais amplos do que o monitoramento de carbono - por exemplo, monitoramento da biodiversidade, de alterações na estrutura e dinâmica florestais etc.,

para estimar a biomassa, e conseqüentemente o estoque de carbono por unidade de área (Metzker et al., 2012).

Destacam-se aqui os métodos baseados em parcelas permanentes de monitoramento (*permanent monitoring plots*, ou PMPs), que vem sendo implantadas em diversas florestas tropicais do mundo, especialmente na Floresta Amazônica, na forma de redes de monitoramento, e que permitem produzir estimativas de alta precisão em determinadas áreas. Os métodos remotos de monitoramento de estoques de carbono são baseados na análise de imagens de satélite, utilizando técnicas de geoprocessamento e processamento digital de imagens, ou na análise de dados obtidos usando a tecnologia de *Light Detection and Ranging* (LIDAR). Os métodos baseados em imagens de satélite possuem grande cobertura espacial e geralmente com menores custos por unidade de área monitorada. Contudo sua precisão é ainda menor quando comparada ao método de monitoramento *in situ*. Os métodos baseados em LIDAR possuem alta precisão, mas sua cobertura espacial é bem menor do que a de imagens de satélite e seus custos podem ser proibitivos em muitas situações.

Comunidades locais podem desempenhar um papel importante no monitoramento local se metodologias e procedimentos forem construídos de forma apropriada ao contexto e às capacidades locais. O envolvimento de comunidades pode garantir a apropriação local das atividades, com efeito sobre a permanência das atividades e/ou do monitoramento no longo prazo, e eventualmente reduzir custos de transação associados à concentração de atividades em organizações ou indivíduos especializados. O envolvimento de comunidades locais é, entretanto, dependente de apoio financeiro, técnico e tecnológico adequado, em um esforço continuado de diálogo e capacitação de forma a garantir o incremento de capacidades para o desenvolvimento e a coleta de dados de acordo com o rigor desejado.

Na Mata Atlântica, existem atualmente algumas dezenas de iniciativas de carbono florestal, cobrindo algumas dezenas de milhares de hectares, e espera-se que iniciativas de recuperação florestal em grande escala nas próximas décadas

- particularmente no âmbito do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica - contribuam para o sequestro de grandes quantidades de carbono atmosférico¹. Para que estas iniciativas possam participar efetivamente dos vários mecanismos do mercado de carbono, será essencial que utilizem metodologias adequadas e economicamente viáveis de monitoramento de estoques de carbono, e que seja implantada uma infraestrutura correspondente de monitoramento - um exemplo disso são as parcelas de monitoramento estabelecidas pelo Inventário Florestal Nacional, do Serviço Florestal Brasileiro. Em suma, um cenário ideal de monitoramento é aquele capaz de conjugar as técnicas de monitoramento remoto do carbono, abrangendo grandes áreas, com a utilização de PMPs *in situ* para a validação e calibração dos dados. Neste artigo, será discutida em detalhe uma metodologia *in situ* para estimativas de biomassa e estoques de carbono, baseada em partes de um protocolo desenvolvido pelo projeto *Tropical Ecology Assessment Monitoring* (TEAM), que possui mais de 15 sítios de monitoramento em florestas tropicais do mundo, atrelado ao conhecimento adquirido em mais de oito anos de monitoramento anual utilizando parcelas permanentes na Mata Atlântica. Importante destacar que há, ainda, na literatura, diversas metodologias e tamanhos de parcelas que podem ser utilizadas para as estimativas de carbono florestal. O principal ponto é garantir a qualidade dos dados coletados para que sejam comparáveis, replicáveis e reportáveis. No Brasil, por exemplo, o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) desenvolve o Inventário Florestal Nacional, que utiliza de técnicas específicas de amostragem por parcelas permanentes com o objetivo de possibilitar o monitoramento contínuo dos recursos florestais².

2. Medição, comunicação e verificação

As iniciativas de carbono florestal necessitam de dados confiáveis sobre os estoques de carbono

existentes de forma que permitam determinar uma linha de base para os vários projetos. Além disso, a implementação de atividades de REDD+ na Mata Atlântica requer a implementação de um sistema de monitoramento florestal, com uma metodologia adaptada às peculiaridades deste bioma que permita estimar as emissões de gases-estufa provenientes das florestas - discriminando quais destas emissões são antropogênicas - e as variações nos estoques de carbono florestal - ou seja, a sua dinâmica. Esse monitoramento deve ser realizado de forma confiável, transparente e com a maior precisão factível, de uma forma que seja reconhecida como aceitável pela comunidade global de países comprometidos com a mitigação das mudanças climáticas.

Sistemas de monitoramento de emissões, remoções e estoques de carbono devem incorporar metodologias de medição, comunicação e verificação (MRV, na sigla em inglês) a serem realizados de forma contínua e que satisfaçam requisitos internacionalmente acordados. Tal processo é fundamental para quantificar o nível de emissões associados a uma determinada atividade, em um determinado local e o impacto de ações voltadas à mitigação dessas emissões. Desde que países desenvolvidos e países em desenvolvimento passaram a adotar medidas para contabilizar emissões de gases de efeito estufa (GEE) e para sua mitigação, o termo MRV ganhou popularidade e passou a ser aplicado para além das atividades e informes previstos no âmbito da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC ou UNFCCC, na sigla em inglês).

O conceito de MRV compreende pelo menos quatro níveis diferentes de aplicação: organizacional, de projeto, nacional e de políticas. São níveis diferentes tanto em seu propósito quanto em relação à natureza das atividades de MRV e monitoramento. Metodologias e experiências em um nível podem não ser imediatamente aplicáveis a outro: uma metodologia de linha de base aplicada a um projeto, por exemplo, pode não ser relevante para uma política de âmbito nacional.

¹ Leia sobre o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica no capítulo 6.

² Mais informações em <http://ifn.florestal.gov.br/>.

Além da escala, a finalidade do MRV é essencial para a determinação do nível de rigor do mesmo, o que por sua vez influenciará a precisão dos instrumentos a serem adotados para uma contabilidade ideal. Um sistema de MRV que vise à medição e ao monitoramento acurado dos níveis de emissão que exija uma gama de dados, cálculos e instrumentos, que pode ser excessivamente cara e complexa, tornando-se inviável. É preciso, portanto, que haja um compromisso entre simplicidade e rigor, que seja adequado à finalidade do processo de MRV.

Iniciativas que visam ao acesso a mercados compensatórios de carbono exigem um nível de rigor no processo de MRV bastante superior àquele que seria necessário se o objetivo é tão-somente informar o estado de desenvolvimento de iniciativas de mitigação de emissões de GEE. Em um processo rigoroso de MRV, há que quantificar diversos riscos, como a impermanência dos estoques de carbono, o deslocamento de emissões e a temporariedade, no caso de remoções por sumidouros, que tem efeito considerado temporário. No caso de iniciativas que buscam a mitigação adicional de GEE, sem finalidade compensatória, o MRV pode evoluir ao longo do tempo, de modo que novos fatores sejam inseridos à medida que incentivos sejam oferecidos para que uma contabilidade mais simples seja incrementada.

3. Um protocolo para monitoramento de carbono florestal utilizando parcelas de monitoramento permanente

A implantação de redes de monitoramento é uma estratégia que visa a criação de um banco de dados integrado, através de coletas de dados sistematizadas por um protocolo de monitoramento único em diversos sítios. Para a implantação de redes, é de extrema importância que a equipe gestora do banco de dados tenha claramente quais são as perguntas a serem respondidas e os objetivos da coleta de dados em campo. Essa sistematização possui implicações diretamente relacionadas ao método de coleta e à definição do protocolo de implantação e monitoramento. As principais análises a serem realizadas também precisam estar predefi-

nidas, pois também possuem impactos diretos no desenho amostral e na forma de coleta dos dados.

Durante o planejamento de uma rede de monitoramento é importante que se tenha em mente que o principal objetivo é realizar análises em escalas maiores, podendo-se falar em fisionomias, biomas e maiores generalizações. Essa escala de trabalho é fundamental para que análises robustas possam ser realizadas e que processos ecológicos de maior magnitude possam ser estudados. Contudo, é necessário prever que dados e publicações de caráter local e regional também fazem parte dessa rede, pois promovem a criação de conhecimento científico local, inclusive com a participação da própria equipe responsável pela coleta de dados a campo. Essas iniciativas fortalecem a cooperação e a troca de experiências, além de estimular os responsáveis locais para a continuação do monitoramento, uma vez que fica claro para todos os objetivos e resultados do trabalho.

Apesar da obrigatoriedade de um protocolo rigoroso, como em todo bom planejamento, este não deve estar congelado para adaptações e evoluções posteriores. Diversos protocolos de monitoramento de florestas tropicais foram avaliados e estão disponíveis, como os dos projetos RAINFOR (Malhi et al., 2002) e TEAM (TEAM Network, 2010) e do *Smithsonian's Center for Tropical Forest Science* (Condit, 1998). Dessa forma, um bom protocolo deve prever adaptações intrínsecas ao processo, levando em conta o conhecimento gerado durante sua implantação e operação em diferentes locais. A realização de *workshops* contínuos com a equipe local garante que seja registrada formalmente a memória das experiências adquiridas, além de favorecer o aprimoramento contínuo do protocolo pela experiência adquirida *in loco* com sua execução.

3.1. Técnicas de geoprocessamento para a seleção de áreas-alvos

Procedimentos de campo podem envolver altos custos devido ao deslocamento e logística. Por isso, antes de qualquer procedimento em campo é importante procurar otimizar a escolha de áreas, utilizando técnicas de geoprocessamento e senso-

riamento remoto. Essas ferramentas são de grande utilidade no processo de análise dos dados, pois permitem uma economia significativa de tempo e recursos financeiros.

Após definidos claramente os objetivos da implantação de uma rede de monitoramento, inicia-se a fase de seleção de áreas potenciais para abrigar as parcelas. O uso do geoprocessamento permite uma escolha mais bem fundamentada das áreas-alvos, uma vez que trabalha com bases cartográficas e *shapes* georreferenciados que possibilitam a simulação de implantações de PMPs em diferentes locais dentro da área de interesse. Essas áreas podem ser selecionadas por exclusão daquelas que, por exemplo, não possuem os atributos necessários, ou mesmo por uma seleção de múltiplos critérios que envolva a interpolação de bases. Pela experiência adquirida na implantação e monitoramento de PMPs entendemos que os critérios mínimos de exclusão de áreas-alvos de monitoramento são:

- áreas que possuem declividades acentuadas;
- áreas que não possuem acessos práticos e dificultam a logística de campo;
- áreas cortadas por córregos, brejos, lagoas e rios;
- áreas que apresentem grande heterogeneidade espacial;
- áreas que apresentem variações de tipos de solos.

Supondo que o objetivo do monitoramento seja a avaliação temporal da dinâmica de áreas de vegetação primária, pode-se primeiramente excluir todas as áreas que não estejam localizadas em unidades de conservação, considerando que, de modo geral, áreas florestais protegidas por lei possuem maior percentual de vegetação primária bem conservada. Depois deste primeiro filtro, sobrepõe-se os *layers* ou *shapes* que possuam os critérios de exclusão acima citados, o que normalmente reduz em mais de 90% as áreas-alvos possíveis para o monitoramento.

Eliminadas as áreas inadequadas para a amostragem, ferramentas de geoprocessamento seriam utilizadas para delimitar polígonos nos quais as futuras PMPs poderiam ser instaladas, de modo

a tornar aleatórias as amostras dentro da área de interesse, objetivando maximizar a confiança estatística da amostragem. Outro ponto importante é que as PMPs possuam réplicas em áreas de vegetação com fisionomias similares, permitindo o cálculo de médias, erros e desvios confiáveis.

Para a equipe de campo, é de fundamental importância que sejam preparados mapas temáticos, incluindo as vias de acesso, cotas altimétricas e hidrografia, o que facilita a localização em campo. Devem ser elaborados mapas com imagens de satélite atuais, sobrepondo croquis das PMPs em diversos *layers*, coloridos e de fácil visualização e entendimento. Padronizar uma simbologia, uma linguagem, a escala de trabalho, ter como padrão um *datum* pré-definido, estar em um sistema de coordenadas único e compatível com o uso de receptores GPS locais também são condições essenciais para o sucesso do trabalho de campo.

3.2. Seleção de áreas-alvos

O objetivo do monitoramento também deve estar bem claro para a equipe de campo. Caso a pergunta principal do trabalho esteja relacionada à dinâmica de áreas em recuperação ou a diferenças de áreas de vegetação primária e de vegetação secundária, a escolha das áreas se dará com parâmetros diferentes. Caso a pergunta esteja pautada em variações temporais de áreas intactas de vegetação, em estágio climático, a seleção de áreas estará voltada principalmente para áreas protegidas por mecanismos legais em cada região, de forma que não haja interferências na parcela durante os anos de monitoramento. Dependendo do objetivo, pode ser estabelecido também um critério para análises entre sítios, como, por exemplo, um gradiente latitudinal, altitudinal, de temperatura, entre outros.

Após estabelecidos todos os critérios, a equipe de campo deverá localizar e validar, *in loco*, as áreas alvo escolhidas. Além dos mapas temáticos elaborados pela equipe de GIS, a equipe de campo deverá utilizar GPS, bússola e câmera para validação ou não das áreas previamente definidas pela equipe de GIS. Adicionalmente, a equipe de seleção a campo deve possuir no GPS todos os pontos e *layers* preparados anteriormente pela equipe do

GIS. Na referência em questão (TEAM Network, 2011), é descrito um conjunto de técnicas para a transferência de dados.

É importante que a equipe de campo tenha pleno domínio do protocolo de monitoramento e que possua autonomia suficiente para decidir naquele momento se a área realmente possui os critérios definidos para a escolha ou se a melhor opção é procurar uma nova área. Essa decisão possui um papel-chave, pois todo o monitoramento ao longo dos anos dependerá da correta escolha e demarcação destas parcelas. Para a seleção das melhores áreas onde serão implantadas as PMPs devem ser levados em consideração vários fatores como homogeneidade da tipologia florestal a ser amostrada, existência de cursos de água, logística, condições de acesso, tipo de solo e inclinação do terreno.

Devido às dificuldades de orientação e localização no interior das matas, chegando à área alvo, devem ser checadas as coordenadas geográficas e certificada a localização da equipe no campo. O importante é que nessa fase de verificação, bem como na fase de implantação da PMP, não sejam utilizados foices ou facões para a abertura de trilhas ou passagens na floresta, pois esses impactos possuem implicações significativas na dinâmica da vegetação a longo prazo.

3.3. Implantação das PMPs em campo

Somente após todo o processo de validação parte-se para a marcação propriamente dita das PMPs no campo. A equipe mínima necessária para fazer a implantação das PMPs deve ser formada por quatro pessoas. É importante que a equipe esteja atenta para que nenhum tipo de vegetação (lianas, ramos ou arvoretas) seja cortado durante a implantação das parcelas.

O protocolo de monitoramento da vegetação do TEAM (TEAM Network, 2010) recomenda o uso de PMPs de 100m x 100m, ou seja, um hectare. O tamanho da PMP dependerá do objetivo inicial traçado pela equipe responsável pela gestão do projeto. A dimensão de um hectare é amplamente utilizada em parcelas permanentes cujos objetivos estejam ligados ao monitoramen-

to da dinâmica florestal e dos estoques de carbono. Para maiores detalhes sobre a marcação das PMPs no campo, pode-se consultar o trabalho de Metzker et al., (2012).

3.4. Marcação de árvores

Após a marcação das PMPs, os indivíduos a serem monitorados são marcados para a coleta de dados estruturais e da dinâmica florestal. Para estudos relativos ao monitoramento a longo prazo da estrutura e dinâmica da vegetação, é comum que a amostragem inclua todos aqueles indivíduos na floresta que possuam diâmetro à altura do peito (DAP) de pelo menos 10cm. Em estudos de biomassa e estoques de carbono, não se inclui na amostragem indivíduos com DAP < 10cm devido à sua baixa contribuição para os estoques totais de carbono. Contudo, se o objetivo for o monitoramento de mudanças na composição florística e da biodiversidade na PMP, é importante que esses indivíduos de menor DAP sejam incluídos no monitoramento.

A medida do DAP de uma árvore ou liana é normalmente realizada a 1,30m de altura. Porém, em indivíduos que apresentaram raízes tabulares, sapopemas ou raízes-escora, a medida deve ser realizada a 50cm acima da raiz mais alta (figura 1). Esta mudança é válida, pois é comum em inventários florestais observar que todos os indivíduos arbóreos tenham seus DAPs medidos a 1,30m. Esses dados, quando inseridos em equações alométricas para os cálculos de biomassa, superestimam a biomassa, aumentando o erro associado desses cálculos (Condit, 1998; TEAM Network, 2011, Clark & Clark, 2000; Clark, 2002; Chave et al., 2004).

Para o caso de árvores que possuam muitas deformidades na altura-padrão de média (1,30m), a medida do diâmetro deve ser realizada numa altura selecionada como ilustrado nas figuras 1 e 2. Árvores inclinadas ou prostradas devem ter o DAP medido conforme a mesma metodologia acima, porém a distância da base deve ser medida pelo lado de baixo da árvore (figura 1) para que se obtenha a distância verdadeira. Árvores que possuam troncos múltiplos, onde a bifurcação

ocorra abaixo de 1,30m, devem ser considerados como indivíduos separados (figura 1), possuindo um número de medidas de acordo com o número de troncos múltiplos que a árvore possuir.

Todos os indivíduos selecionados devem ser marcados com pregos e etiquetas de alumínio numeradas em ordem crescente ao longo de um percurso pré-definido dentro da PMP. O prego deve estar sempre a uma distância de 40cm da altura onde será medido o DAP a fim de que a marca do prego não danifique o tronco e, conseqüentemente, cause alterações no ponto de medição.

Com a coleta e identificação do material botânico pode-se localmente criar guias de identificação das árvores registradas nas PMPs. Este guia pode ser composto por fotos tiradas das exsiccatas, identificação taxonômica, local de ocorrência das espécies, se possui utilização medicinal e detalhe das flores ou frutos. Em conjunto com os técnicos locais, a produção deste tipo de material fortalece as relações entre a gestão do projeto e a equipe executora, além de deixar registrado um material de fácil entendimento para a população local.

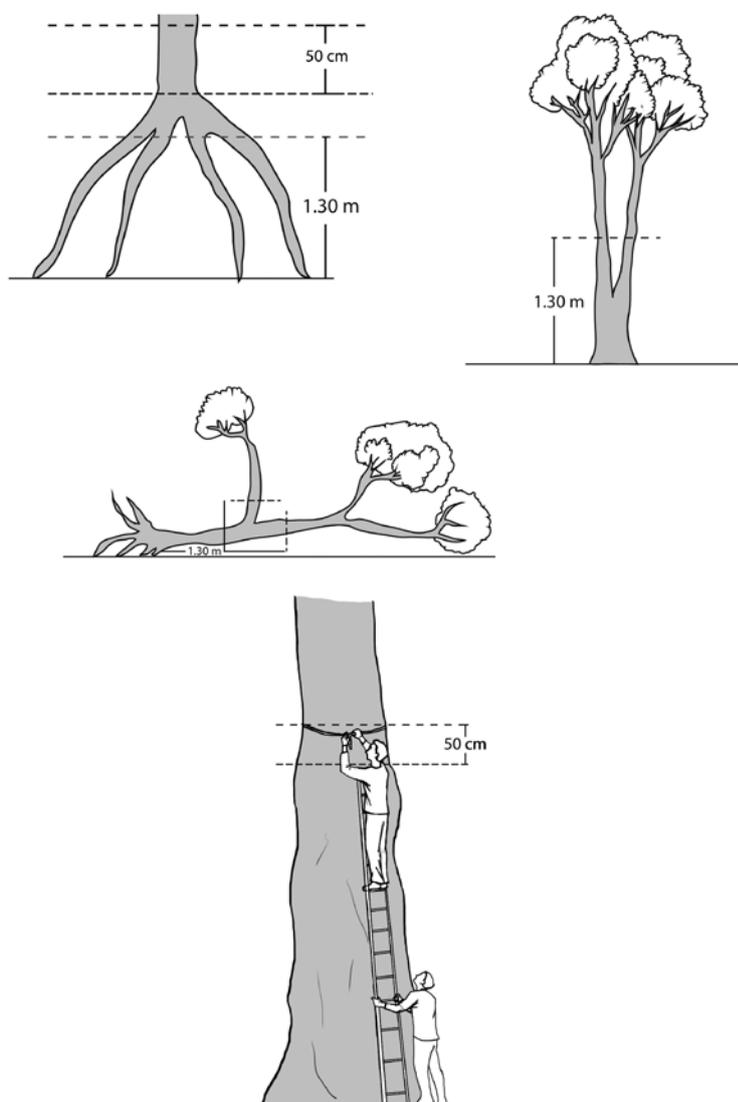


Figura 1 - Detalhes para a marcação em campo de árvores com deformidades . A) Para o caso de raízes tabulares, o ponto de mensuração é 50cm acima da última raiz; B) para troncos múltiplos, mede-se como indivíduos separados, desde que a bifurcação esteja abaixo de 1,30m; C) em árvores prostradas à distância é feita pelo lado de baixo; D) em árvores altas, a medida deve ser realizada com o auxílio de escadas modulares. Retirado de: Metzker et al. (2012).



Figura 2 - Detalhes da marcação e medição de árvores grandes no Parque Estadual do rio Doce, MG, Brasil: Uso de uma escada modular de até 12 metros e processo de pintura do ponto de mensuração com a utilização de estêncil. Retirado de Metzker et al. (2012).

3.5. Censo e recenseamento

O período para realizar a medição das parcelas (realização do primeiro censo ou recenseamento) deve ser estipulado pela análise das séries de precipitações existentes para a região em estudo, de forma que as medições sejam realizadas sempre no mesmo período do ano, sendo este o mês que apresente as menores taxas de precipitação do ano. Esta medida visa proporcionar uma melhor logística de deslocamento nos acessos, geralmente de terra, como também evitar a influência da chuva nas medidas de diâmetros, período em que as cascas das árvores podem ficar saturadas de água influenciando/falseando os dados de crescimento.

Outra grande atividade a ser realizada durante os recenseamentos é a procura ativa em toda a PMP de novos indivíduos que entrarão na amostragem (recrutas) e indivíduos que não mais apresentam atividade vegetativa (mortas). Todas as novas árvores, palmeiras e lianas que atingiram o limite de inclusão ($DAP \geq 10\text{cm}$) ingressam na

amostragem seguindo a mesma metodologia de marcação. Indivíduos marcados no primeiro censo e que durante o recenseamento não apresentavam atividade vegetativa ou que não foram encontrados depois de minuciosa varredura na parcela, devem ser considerados como mortos.

É possível também que árvores que pareciam estar mortas no ano anterior voltem a apresentar atividade com crescimento diamétrico ou rebrotas. Nesse caso, deve-se modificar a planilha de processamento, corrigindo os dados registrados no ano anterior e inserindo este indivíduo novamente na amostragem, pois na verdade este indivíduo não estava morto.

3.6. Estimativas de biomassa e estoques de carbono

As estimativas de biomassa viva acima do solo e, conseqüentemente, dos estoques de carbono, podem ser obtidas por dois métodos principais.

O primeiro, baseado em amostragem destrutiva (método direto), tem como procedimento cortar, secar e pesar separadamente (raízes, tronco e folhas) de todas as árvores de uma determinada área. Esta técnica torna-se inviável no caso de monitoramentos, uma vez que esta ação prejudica a amostragem em longo prazo da dinâmica da vegetação. O segundo método (método indireto) consiste em realizar estimativas de biomassa e estoques de carbono através de medições de variáveis em campo sem a necessidade de derrubada de árvores. Neste caso, utilizam-se dados de DAP e/ou altura total das árvores (Ht) e/ou densidade específica das madeiras (ρ), inseridos em equações alométricas previamente desenvolvidas para realizar a estimativa de biomassa e dos estoques de carbono da PMP.

A Tabela 1 mostra exemplos de equações alométricas já desenvolvidas que podem ser utilizadas para realizar os cálculos de biomassa.

A escolha da melhor equação a ser utilizada deve estar baseada no objetivo do trabalho e nas perguntas a serem respondidas. Modelos alométricos que apresentem maior precisão devem ser preferencialmente escolhidos (Vieira et al., 2008).

Para a realização pontual de comparações com outras áreas ou para servir como um indicador potencial do estoque de carbono de determinada região, pode-se utilizar equações alométricas mais simples com apenas uma variável – o DAP (Vieira et al., 2004). Nesse caso, não é necessário medir a altura das árvores, nem obter dados sobre a densidade da madeira desses indivíduos, o que faz com que o inventário seja realizado com muito mais rapidez. Ao escolher uma equação alométrica, deve-se atentar para o fato de que algumas delas fornecem estimativas da biomassa fresca, outras da biomassa seca e outras do conteúdo de carbono.

Tabela 1: Exemplo de equações alométricas utilizadas para as estimativas de biomassa (kg) para árvores, palmeiras e lianas em diferentes fisionomias de florestas tropicais. DBH= *Diameter at breast height* (ou DAP), = Diâmetro à altura do peito, Ht= altura total e ρ = densidade específica da madeira em g/m³.

Florestas	Equações alométricas	R ²
Florestas Super Úmidas* ¹	$EXP(-2.557 + 0.940 * LN(\rho * DBH^2 * Ht))$	0,99
Florestas Úmidas* ¹	$EXP(-2.977 * LN(\rho * DBH^2 * Ht))$	0,99
Florestas Secas* ¹	$EXP(-2.187 + 0.916 * LN(\rho * DBH^2 * Ht))$	0,99
Palmeiras ²	$\frac{EXP((5.7236 + 0.9285 * LN(DBH^2)) * 1.05001)}{10^3}$	0,82
Lianas ³	$EXP(0.07 + 2.17 * (LN(DBH)))$	0,95
Amazônicas ⁴	$EXP(-1.754 + 2.665 * LN(DBH))$	0,92
Amazônicas ⁴	$EXP(-0.151 + 2.17 * LN(DBH))$	0,90
Samambaias ⁵	$-4266348 / (1 - (2792284 * EXP(0.313677 * Ht)))$	0,88
Florestas Super Úmidas * ⁶	$EXP(21.297 - 6.953(DBH) + 0.74(DBH^2))$	0,91

*Do original: Florestas Molhadas (*Wet Forest*); Florestas Úmidas (*Moist Forest*); Florestas Secas (*Dry Forest*).

¹Chave et al., 2005; ²Nascimento & Laurance 2002; ³Gerwing & Farias 2000; ⁴Higuchi et al., 1998; ⁵Tiepolo et al., 2002; ⁶Brown, 1997.

Conforme dito anteriormente, o ideal é utilizar um modelo alométrico que forneça o melhor grau de confiança estatística. Na maioria dos casos, as equações que utilizam três variáveis por indivíduo (DAP, Ht e ρ) são as mais confiáveis. Em florestas tropicais, é geralmente difícil obter medidas precisas da altura das árvores e levantar tais medidas tomam um tempo considerável no campo, elevando o custo dos inventários. Para otimizar esse trabalho, pode-se utilizar uma estimativa de altura das árvores através da criação de uma equação alométrica ajustada às medidas de diâmetro e altura de um determinado número de árvores da parcela (figura 3). Para isso, é necessário medir a altura de um subconjunto dos indivíduos da PMP. Estes dados devem ser coletados com a maior precisão possível,

podendo-se utilizar cordas, escalada ou aparelhos como *rangefinder*.

É recomendável que uma amostra aleatória de 20% dos indivíduos de uma PMP tenha suas alturas medidas para posteriormente relacioná-los aos diâmetros, gerando uma equação de alturas específica para o sítio que está sendo monitorado (figura 3). Para a coleta de dados de densidade específica de madeira, existem alguns protocolos de extração e obtenção destes valores para cada árvore de uma PMP. No mesmo sentido de economia de tempo e recursos do projeto, pode-se utilizar banco de dados disponível como, por exemplo, *Global Wood Density Database* (Chave et al., 2009; Zanne et al., 2009), que oferece uma série de valores de densidade de madeira para espécies ocorrentes em praticamente todo o mundo.

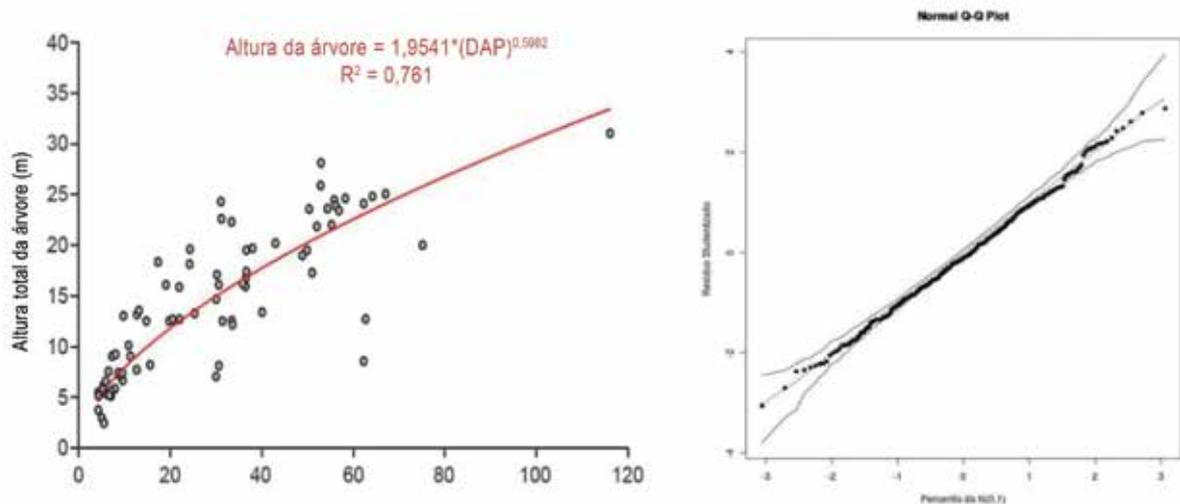


Figura 3 - Exemplos da elaboração de uma equação *site* específica para o cálculo das alturas através do diâmetro das árvores e do ajuste da equação pela observância da normalidade dos resíduos.

Na Tabela 2 são apresentados dados de biomassa acima do solo para diferentes sítios de florestas neotropicais (adaptado de Alves et al., 2010). Os maiores valores encontrados estão relacionados

principalmente à Amazônia brasileira (Manaus e Santarém). Os valores de biomassa da literatura para a Mata Atlântica aparecem destacados na tabela.

Tabela 2: Estimativas de biomassa acima do solo (*aboveground biomass* - AGB) em diferentes tipologias florestais em sítios brasileiros. Adaptado de Alves et al., (2010) e Leite et al., (2012). Dados em AGB (Mg.ha⁻¹).

Sítio	AGB (Mg.ha ⁻¹)	Referência
Floresta Estacional Semidecidual Submontana – Floresta secundária. Marliéria, Brasil	92,0	Metzker <i>et al.</i> (2011)
Floresta Estacional Semidecidual Submontana – Floresta secundária. Marliéria, Brasil	107,0	Metzker <i>et al.</i> (2011)
Florestas sazonalmente inundadas de restinga. Ubatuba, Brasil	154,0	Alves <i>et al.</i> (2010)
Floresta Estacional Semidecidual Montana. Viçosa, Brasil	166,0	Ribeiro <i>et al.</i> (2009)
Floresta Estacional Semidecidual Submontana – Floresta primária. Marliéria, Brasil	174,0	Metzker <i>et al.</i> (2011)
Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas. Guaraqueçaba, Brasil	178,1	Tiepolo <i>et al.</i> (2002)
Floresta Estacional Semidecidual Submontana – Floresta primária. Marliéria, Brasil	179,8	Metzker <i>et al.</i> (2011)
Floresta Ombrófila Mista. Araucária, Brasil	191,1	Socher <i>et al.</i> (2008)
Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Ubatuba, Brasil	198,4	Alves <i>et al.</i> (2010)
Floresta Estacional Semidecidual Submontana – Floresta primária. Marliéria, Brasil	201,0	Metzker <i>et al.</i> (2011)
Floresta Estacional Semidecidual Submontana. Guaraqueçaba, Brasil	226,4	Tiepolo <i>et al.</i> (2002)
Floresta Ombrófila Densa Submontana. Ubatuba, Brasil	239,3	Alves <i>et al.</i> (2010)
Florestas de Terras Baixas Superúmidas. Manaus, Brasil	240,2	DeWalt and Chave (2004)
Florestas de Terras Baixas Úmidas. Rio Branco, Brasil	244,1	Vieira <i>et al.</i> (2004)
Floresta Ombrófila Densa Montana. Ubatuba, Brasil	262,7	Alves <i>et al.</i> (2010)
Florestas de Terras Baixas, Central & Leste da Amazônia, Brasil	277,5	Baker <i>et al.</i> (2004)
Florestas de Terras Baixas Úmidas. Santarém, Brasil	281,2	Vieira <i>et al.</i> (2004)
Floresta Semidecídua de Terras Baixas. Roraima, Brasil	292,1	Nascimento <i>et al.</i> (2007)
Florestas de Terras Baixas Úmidas. Santarém, Brasil	294,8	Rice <i>et al.</i> (2004)
Florestas de Terras Baixas Úmidas. Santarém, Brasil	298,0	Pyle <i>et al.</i> (2008)
Florestas de Terras Baixas Úmidas. Rondônia, Brasil	306,8	Cummings <i>et al.</i> , 2002
Florestas de Terras Baixas Superúmidas. Manaus, Brasil	307,6	Castilho <i>et al.</i> (2006)
Florestas de Terras Baixas Superúmidas. Manaus, Brasil	325,5	Nascimento and Laurance (2002)
Florestas de Terras Baixas Superúmidas. Man, Brasil	334,0	Pyle <i>et al.</i> (2008)
Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas. Linhares, Brasil	334,5	Rolim <i>et al.</i> (2005)
Florestas de Terras Baixas Superúmidas. Manaus, Brasil	360,2	Vieira <i>et al.</i> (2004)
Floresta Ombrófila Densa. Sete Barras, Brasil	373,4	Bais (2008)

4. Iniciativas de carbono florestal na Mata Atlântica

Na região da Mata Atlântica vem surgindo, nos últimos anos, uma profusão de iniciativas de carbono florestal. Vivan (2012) compilou dados sobre 38 projetos desta natureza, cobrindo 33.648 hectares na Mata Atlântica, 92% dos quais possuem área superior a 1.200 hectares e um marco legal minimamente consolidado. A maioria destes projetos (72%) está situada nas regiões Sul e Sudeste, havendo também alguns (17%) na região Nordeste e outros (8%) de abrangência nacional. São ainda raros projetos que incluam uma participação efetiva no mercado de carbono: entre os 38 projetos levantados, somente um projeto de desmatamento evitado em floresta ombrófila mista, desenvolvido pela Sociedade de Pesquisa da Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), no Paraná, prevê esta opção, sendo o pagamento calculado com base na capacidade de sequestro de carbono por vegetação em diferentes estágios da sucessão (SPVS, 2009).

Boa parte (58%) dos projetos levantados geram serviços ambientais (sequestro de carbono) sem terem sido planejados para a valoração e venda de créditos de carbono e 44% deles não remunera os serviços ambientais de forma definida. A maioria dos projetos (47%) não tem fonte de financiamento bem definida, enquanto que 42% dos projetos são financiados com recursos do mercado voluntário de carbono; outras fontes de financiamento significativas são o MDL (10% dos projetos) e fundos federais (4% dos projetos). Assim, ainda há um longo caminho a ser trilhado para que a maioria das iniciativas que envolvam carbono florestal na Mata Atlântica sejam adequadamente financiadas e funcionem dentro dos sistemas estabelecidos de mercado de créditos de carbono. Em particular, será necessário que a maioria dos projetos atuais

e projetos futuros adotem metodologias de monitoramento de estoques de carbono como aquelas citadas nesse trabalho.

Outra iniciativa com potencial relevante para o sequestro de carbono é o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (PACTO), uma aliança entre organizações da sociedade civil, empresas, instituições acadêmicas e órgãos governamentais, criada em 2009, e que tem a meta de restaurar 15 milhões de hectares de terras degradadas na Mata Atlântica até 2050, além de atingir outros objetivos sociais, como a criação de empregos em atividades ligadas à cadeia produtiva da restauração florestal, e ecossistêmicos, como a restauração e manutenção de serviços ambientais, em especial, o suprimento de água para grande parte da população brasileira. Ainda que o sequestro de carbono não seja um dos objetivos explícitos do PACTO, estima-se que as suas atividades de restauração sequestrarão cerca de 200 milhões de toneladas de CO₂ por ano (Alexander et al., 2011). O monitoramento dos estoques de carbono resultantes das atividades do PACTO, utilizando métodos *in situ* ou remotos, contribuirá significativamente para a contabilização das reduções de emissões líquidas de carbono da Mata Atlântica.

As cotas de reserva ambiental previstas no Código Florestal (Lei 12.651/2012) também poderão servir ao propósito de informar o estoque de florestas existente em uma determinada área passível de transação para fins de compensação de reserva legal. Esse mesmo instrumento, derivado do Cadastro Ambiental Rural, que delimita as áreas designadas como reserva legal e a área de preservação permanente em uma propriedade, poderá ser utilizado como base para mercados associados ao carbono, desde que combinados a um processo de MRV na escala da propriedade.

Agradecimentos

O suporte para todo o trabalho foi recebido através da Fapemig (Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais, processo APQ-02183-09), PELD (*Long Term Ecological Research* – CNPq, Processo 520031/98-9) e do *Tropical Ecology Assessment and Monitoring* (TEAM) Network, um projeto de colaboração entre a *Conservation International*, o *Missouri Botanical Garden*, o *Smithsonian Institution*, e a *Wildlife Conservation Society*. O trabalho foi financiado pela *Gordon and Betty Moore Foundation* e outros doadores, como a *USF&WS*. Agradecemos ainda ao ilustrador Edgar Paiva e a toda a comunidade do Parque Estadual do Rio Doce. Agradecimentos à UFMG, ECMVS e IEF pelo suporte com a logística de campo do trabalho.

Referências

- Alexander, S.; Nelson, C.R.; Aronson, J.; Lamb, D.; Cliquet, A.; Erwin, K.L.; Finlayson, C.M.; de Groot, R.S.; Harris, J.A.; Higgs, E.S.; Hobbs, R.J.; Lewis III, R.R.R.; Martinez, D. & Murcia, C., 2011. *Restoration Ecology*, 19(6), 683-689.
- Alves, L.F.; Vieira, S.A.; Scaranello, M.A.; Camargo, P.B.; Santos, F.A.M.; Joly, C.A., & Martinelli, L. A., 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *For. Ecol. Manage.* 260, 679-691.
- Bais, C., 2008. Tamanho de parcelas para quantificação de biomassa e carbono em uma floresta ombrófila densa de Mata Atlântica, MS dissertation, Programa de Pós-Grad. em Recursos Florestais, Escola Super. de Agric. "Luis de Queiroz," Univ. de São Paulo, Piracicaba, Brasil.
- Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L., 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass, *Glob Chang Biol.* 10, 545-562.
- Becker, F. e Seehusen, S.E., 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Ministério do Meio Ambiente. Brasília. 276p.
- Brown, S., 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. For the food and agriculture organization of the united nations. Rome, FAO Forestry Paper 134.
- Castilho, C.V.; Magnusson, W.E.; de Araújo, R.N.O.; Luizão, R.C.C.; Luizão, F.J.; Lima, A.P.; Higuchi, N., 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management* 234, 85-96.
- Chave, J.; Coomes, D.; Jansen, S.; Lewis, S.L.; Swenson, N.G.; Zanne, A.E., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecol. Lett.* 12, 351-366.
- Chave, J.; Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Lao, S.; Perez, R., 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London - Series B: Biological Sciences* 359, 409-420.
- Chave, J.; Andalo, C.; Brown, S.; Cairns, M.A.; Chambers, J. Q.; Eamus, D.; Fölster, H.; Fromard,

- F.; Higuchi, N.; Kira, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145, 87-99.
- Clark, D.A., 2002. Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. *Ecological Applications*. Vol 12: 3-7.
- Clark, D.B. & Clark, D.A., 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, Vol: 137. 185-198.
- Condit, R., 1998. *Tropical Forest Census Plots*. Springer-Verlag, Berlin, and R. G. Landes Company, Georgetown, Texas.
- Cummings, D. L.; Kauffman, J. B.; Perry, D. A.; e Hughes, R. F.; 2002. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 163, 293-307.
- DeWalt, S.J. & Chave, J., 2004. Structure and biomass of four lowland Neotropical forests. *Biotropica*. Vol 36: 7-19.
- FAO. *Global Forest Resources Assessment, 2005*. Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 350p.
- Gerwing, J.J. & Farias, D.L., 2000. Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.* Vol 16: 327-336.
- Higuchi, N.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Minette L. e Biot, Y., 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, 28(2):153-166.
- Keeling, H.C. & Phillips, O.L., 2007. The global relationship between forest productivity and biomass. *Global Ecol. Biogeogr.* Vol. 16: 618-631.
- Leite, C.C.; Costa, M.H.; Soares-Filho, B.S.; Hisa, L.B.V., 2012. Historical land use change and associated carbon emissions in Brazil from 1940 to 1995. *Global Biogeochem. Cycles*, 26, GB2011.
- Malhi, Y.; Phillips, O. L.; Lloyd, J.; Baker, T.; Wright, J.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Frederiksen, T.; Grace, J.; Higuchi, N., 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science* 13, 439-450.
- Metzker, T.; Spósito, T.C.; Martins, M.T.F.; Horta, M.B. & Garcia, Q., 2011. Forest dynamics and carbon stocks in Rio Doce State Park – an Atlantic rainforest hotspot. *Curr. Sci.* 100, 2093-2098.
- Metzker, T.; Spósito, T.C.; Britaldo, S.F.; Ahumada, J.A. & Garcia, Q., 2012. Tropical Forest and Carbon Stock's Valuation: A Monitoring Policy. In: Lameed, G.A (ed.). *Biodiversity Enrichment in a Diverse World*. InTech, pp. 171-194.
- Nascimento, H. E. & Laurance, W.F., 2002. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforest: a landscape-scale study. *For. Ecol. Manage.* Vol 168: 311-321.
- Nascimento, M.T.; Barbosa, R.I.; Villela, D.M.; Proctor J., 2007. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecology* 192: 181-191.
- Pearce, D.W., 2001. The Economic Value of Forest Ecosystems. *Ecosystem Health*, 7: 284-296.

- Pyle, E.H.; Santoni, G.W.; Nascimento, H.E.M.; Hutrya, L.R.; Vieira, S.; Curran, D.J.; Van Haren, J.; Saleska, S.R.; Chow, V.Y.; Carmago, P.B.; Laurance, W.F.; Wofsy, S.C., 2008. Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. *Journal of Geophysical Research* 113, 1-20.
- Ribeiro, S.C.; Jacovine, L.A.G.; Soares, C.P.B.; Martins, S.V.; Souza, A.L. & Nardelli, A.M. B., 2009. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*, 33(5), 917-926.
- Rice, A.H.; Pyle, E.H.; Saleska, S.R.; Hutrya, L.; Palace, M.; Keller, M.; Camargo, P.B.; Portilho, K.; Marques, D.F., and Wofsy, S.C., 2004. Carbon Balance and Vegetation Dynamics in an Old-Growth Amazonian Forest. *Ecological Applications* 14, 55-71.
- Rolim, S.G.; Jesus, R.M.; Nascimento, H.E.M.; Couto, H.T.Z.; Chambers, J.Q., 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia* 142, 238-246.
- Socher, L.G.; Roderjan, C.V.; Galvão, F., 2008. Biomassa aérea de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no município de Araucária (PR) [in Portuguese], *Floresta*, 38(2), 245-252.
- SPVS, 2009. Mecanismos para o combate às mudanças climáticas e conservação de ambientes naturais. 41p. Disponível em: <http://spvs.org.br/redd/pt-cap3.pdf>
- TEAM Network, 2010. Vegetation Protocol Implementation Manual. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International. Vol. 1.5.1: 75p.
- TEAM Network, 2011. TEAM Network Sampling Design Guidelines. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA.
- Tiepolo, G.; Calmon, M.; Feretti, A.R., 2002. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil, in International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring, Extension Ser., vol. 153, pp. 98-115, Taiwan For. Res. Inst., Taipei.
- Vieira, S.A.; Alves, L.F.; Aidar, M.P.M.; Araújo, L.S.; Baker, T.; Batista, J.L.F.; Campos, M.C.R.; Camargo, P.B.; Chave, J.; Delitti, W.B.; Higuchi, N.; Honório, E.; Joly, C.A.; Keller, M.; Martinelli, L.A.; de Mattos, E.A.; Metzker, T.; Phillips, O.; Santos, F.A.M.; Shimabukuro, M.T.; Silveira, M.; Trumbore, S.E., 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*. 8, 21-29.
- Vieira, S.; Camargo, P.B.; Selhorst, D.; Silva, R.; Hutrya, L.; Chambers, J.Q.; Brown, I.F.; Higuchi, N.; Santos, J.; Wofsy, S.C., 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia*. 140, 468-479.
- Vivan J.L., 2012. Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos no Brasil em Perspectiva Comparada aos Casos Internacionais. 103-152p IN Santos, R.F. & J.L. Vivan, Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos em Perspectiva Comparada: Recomendações para Tomada de Decisões. Brasília. Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais UE-Brasil, 180p.
- Zanne, A.E.; Lopez-Gonzalez, G.; Coomes, D.A.; Llic, J.; Jansen, S.; Lewis, S.; Miller, R.B.; Swenson, N.G.; Wiemann, M.C.; Chave, J., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository.



As estratégias para a conservação e restauração da biodiversidade na Mata Atlântica devem atentar para as oportunidades de apoio de outros setores da sociedade. O pagamento por serviços ambientais, como o sequestro de carbono, a manutenção e recuperação de mananciais, são exemplos de demandas da sociedade que podem beneficiar alvos da biodiversidade e ainda gerar benefícios sociais. (Foto: Wigold B. Schäffer).

Capítulo 6

Uso de sensoriamento remoto para a identificação de áreas elegíveis para projetos de carbono na Mata Atlântica

Autores: Luiz Paulo Pinto, Marília Borgo, Milena Ribeiro, Pedro Castro e Regiane Kock

1. Introdução

Nos últimos 150 anos, o Brasil tem desempenhado um papel pioneiro no desenvolvimento de políticas proativas e eficazes de conservação ambiental e em iniciativas de restauração ecológica (Joly et al., 2010). Enquanto a taxa inaceitavelmente elevada de desmatamento no país é bem divulgada, esta outra realidade não é bem conhecida fora do Brasil, de forma que deixamos de registrar o acréscimo de floresta via diferentes processos de restauração - regeneração natural, enriquecimento e plantio.

Há, sobretudo, um contexto institucional que favorece o financiamento de ações de restauração, como o desenvolvimento de políticas de pagamento por serviços ambientais, mercado de carbono, compensação ambiental de empreendimentos e, principalmente, pela demanda motivada pelo novo Código Florestal, que se traduz em metas de recuperação de biomas brasileiros, entre os quais, a Mata Atlântica.

Uma análise realizada pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais, em parceria com o Governo Federal, revela que, pelos novos termos do Código Florestal, o tamanho da área a ser recuperada no país seria no mínimo de cerca de 18 milhões de hectares.

Projetos de longo prazo para a conservação e restauração da biodiversidade na Mata Atlântica

dependem de estratégias que possam melhorar a conectividade da paisagem e a disponibilidade de habitat para um grande número de espécies ameaçadas nesse território com grandes transformações ocasionadas pela ocupação humana (Canale et al., 2012), bem como do desenvolvimento de metodologias e ações que possibilitem a manutenção da biodiversidade e dos serviços ambientais a longo prazo (Tabarelli, 2010). Para isso, serão necessários esforços coletivos e urgentes de desenvolvimento de ações e políticas de conservação e restauração florestal por meio de estratégias integradas que contemplem o setor agropecuário, iniciativas de serviços ambientais (carbono e água) e a promoção de bem-estar para a população (Melo et al., 2013).

Nesse contexto, ganha visibilidade o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica¹ (PACTO), um movimento multissetorial que visa apoiar e integrar as iniciativas de restauração florestal na escala do bioma Mata Atlântica. Inspirado por várias iniciativas internacionais de restauração ecológica em grande escala - como o *Working for Water*, na África do Sul; o Movimento Greenbelt, no Quênia; o *Civilian Conservation Corps*, nos EUA, e o programa de Pagamento por Serviços Ambientais, na Costa Rica -, e alimentado pela importância e urgência em se tirar a Mata Atlântica da situação crítica em que se encontra, surge esse grande esforço de integrar e criar sinergias entre os atores que trabalham em iniciativas de restauração do bioma (Calmon et al., 2011).

¹ Mais informações em <http://www.pactomataatlantica.org.br>

Lançado em 2009 por um grupo de ONGs, empresas privadas, governos e instituições de pesquisa, e contando atualmente com mais de 240 membros, o PACTO é um dos mais ambiciosos programas de restauração ecológica do mundo, com a missão de restaurar 15 milhões de hectares de terras degradadas e/ou protegidas pela legislação ambiental na Mata Atlântica brasileira, até 2050. Sua proposta está fundamentada na proteção, de forma sustentável, dos fragmentos florestais remanescentes, bem como na restauração florestal de áreas degradadas, através da promoção da conservação e da restauração da biodiversidade, geração de trabalho e de oportunidades de renda através da cadeia produtiva da restauração, com prestação de serviços ambientais essenciais para milhões de pessoas e empresas, além da criação de incentivos aos proprietários rurais visando o cumprimento da legislação ambiental (Calmon et al., 2011).

Os esforços do PACTO estão focados no restabelecimento da alta diversidade das florestas tropicais através de diferentes métodos de restauração ecológica, incorporando possibilidades de exploração de madeira nativa e de produtos não-madeireiros em áreas agrícolas economicamente marginais que estão em processo de restauração, ao passo que, em áreas de preservação permanente (APP)², o foco exclusivo é a conservação da biodiversidade e a geração de serviços ambientais (Rodrigues et al., 2009).

Este movimento pretende recuperar uma significativa porção do bioma que foi devastado, fazendo com que a cobertura florestal alcance 30% – um incremento maior que o dobro do que existe hoje, em torno de 12 %, de acordo com o estimado por Ribeiro et al. (2009) –, melhorando o bem-estar e a subsistência de milhões de pessoas e empresas, com a previsão de envolvimento de aproximadamente 70.000 pessoas no processo de transformação da Mata Atlântica (Calmon et al., 2011).

Além disso, espera-se que os 15 milhões de hectares removam cerca de 200 milhões de toneladas

de CO₂ por ano, o que permite prever que serão armazenados mais de dois bilhões de toneladas de CO₂ até 2050. Além do papel na mitigação das mudanças climáticas, o PACTO pretende ajudar a resgatar a qualidade e quantidade da água em bacias hidrográficas para o suprimento das necessidades na agricultura e de milhões de pessoas, e contribuir, ainda, com ações de adaptação às mudanças climáticas, o que é de grande relevância, considerando que cerca de 60% da população brasileira vive no bioma (Calmon et al., 2011; Pinto et al., 2013).

O grande desafio de restauração da Mata Atlântica, preconizado pela estratégia do PACTO, se fundamenta, imprescindivelmente, na localização e priorização de áreas passíveis de restauração. Assim, o objetivo deste trabalho foi, com base em análises espaciais e uso de sensoriamento remoto, estabelecer um método para a identificar e priorizar áreas potenciais para o sequestro de carbono, através da restauração florestal e para o estabelecimento de projetos de pagamento por serviços ambientais relacionados à mitigação de mudanças climáticas. Desta forma, é possível desenvolver projetos que permitam avaliar o incremento nos estoques de carbono na vegetação. O carbono, nesse caso, é oriundo da fotossíntese, onde ocorre a quebra da molécula de CO₂ absorvida da atmosfera, havendo liberação do oxigênio e incorporação do carbono na biomassa vegetal.

2. Identificação de áreas elegíveis para projetos de carbono - mercado voluntário

No cenário atual das políticas mundiais de combate e mitigação às mudanças climáticas, no qual, por meio do Protocolo de Quioto³, foram estabelecidas metas de redução de emissões dos gases de efeito estufa (GEE), são utilizadas diferentes estratégias para que os meios de intensificação das emissões dos GEE sejam contidos ou então minimizados. Uma das linhas de ação desenvolvidas de

² APP refere-se aos trechos no entorno de corpos fluviais e nascentes em diferentes extensões, áreas de encosta com declividade de maior que 45°, topos de morro acima de 1.800m e trechos de terrenos frágeis (manguezais, restingas, veredas).

³ Mais informações em <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf#page=12>

forma mais marcante refere-se à implantação do mecanismo de desenvolvimento limpo ou (MDL)⁴ (Fronzizi, 2009), instrumento a partir do qual se estabeleceu o mercado de carbono, cujo objetivo era organizar as transações financeiras relacionadas aos projetos de carbono.

Porém, diante das incertezas que cercam o MDL, especialmente até a entrada em vigor do Protocolo de Quioto, houve um movimento global que culminou na criação de um mercado paralelo ao regulamentado, chamado de mercado voluntário (IBRI, s.d.). Apesar de não abordar o cumprimento de metas de redução específicas estabelecidas pelo Protocolo de Quioto, esse mercado mantém a essência de tramitação de projetos e é, hoje, o maior gerador de resultados relacionados a iniciativas para a mitigação de mudanças climáticas (Ecosystem Marketplace; Bloomberg New Energy Finance, 2012).

Os chamados “projetos de carbono”, que movem tanto o mercado regulamentado quanto o voluntário, podem abordar diferentes mecanismos de sequestro e fixação de carbono da atmosfera, tendo-se como exemplos as iniciativas que envolvem conversão de metano (de águas residuais, de pecuária, de extração mineral), aterros, manejo florestal, eficiência e mudança de matriz energética, energia renovável, energia eólica entre outros (Ecosystem Marketplace; Bloomberg New Energy Finance, 2012).

Entre esses exemplos, se destacam as iniciativas que envolvem o componente florestal, especificamente denominadas de “projetos florestais de carbono”, ou eventualmente “projetos de carbono florestal”. Tais projetos podem seguir diferentes abordagens, de acordo com a natureza e finalidade das florestas: há os plantios florestais para fins comerciais, os trechos destinados à recuperação e restauração de áreas degradadas, ou então áreas de floresta nativa em pé, onde

são realizadas ações de manutenção, enriquecimento e redução da degradação da vegetação já existente.

Independentemente da natureza ou finalidade da floresta, a elaboração de um projeto florestal de carbono prevê inúmeras etapas (Santos et al., 2009), que contemplam desde a definição da área de implantação até o monitoramento não só da quantidade de CO₂ absorvido da atmosfera como também dos impactos positivos ou negativos na biodiversidade e na comunidade, gerados local e regionalmente.

Uma das etapas cruciais desse processo, e que faz parte da concepção do projeto, é a análise de elegibilidade, que consiste na definição de áreas que, uma vez incluídas no projeto, poderão ter contabilizados os créditos de carbono⁵ ali gerados.

Essa análise se baseia na premissa de que qualquer iniciativa que envolva a absorção de CO₂ da atmosfera exige a comprovação de que as atividades pré-projeto, de curto e médio prazos, não contribuíram para o cenário atual de mudanças climáticas. Assim, como o desmatamento e a mudança de uso de solo são a segunda maior causa da intensificação das emissões de GEE no Brasil e no mundo (MCT, 2010), uma das principais preocupações para implementar um projeto de carbono é que áreas indicadas para as atividades de projeto não tenham sido submetidas a desmatamento recente.

As formas e o intervalo de tempo para tal avaliação variam de acordo com a metodologia utilizada no desenvolvimento do projeto. Como poderá ser visto a seguir, aqui foram aplicados os parâmetros estabelecidos pelo *Verified Carbon Standard* (VCS)⁶, tendo em vista que este tem sido o padrão mais utilizado no mercado voluntário nos últimos cinco anos (Ecosystem Marketplace; Bloomberg New Energy Finance, 2012).

⁴ Mais informações em <http://cdm.unfccc.int/about/index.html>.

⁵ Crédito de carbono é a unidade utilizada para a comercialização das reduções de emissões de GEE em mercados internacionais; refere-se à geração de uma tonelada de CO₂ equivalente (tCO₂e). Como a unidade de massa padrão para mensurar a biomassa vegetal é o carbono, a relação feita é a seguinte: uma tonelada de carbono representa 3,66 tCO₂e.

⁶ Disponível em <http://v-c-s.org/>.

Em linhas gerais, por meio de imagens de satélite e documentação, busca-se comprovar se a área foco da restauração era recoberta por floresta nos dez anos anteriores ao período de implantação das atividades. Em caso positivo, esta não cumpre o requisito de elegibilidade e, desta forma, o projeto não está apto a gerar créditos de carbono.

Por outro lado, se for cumprida essa condição - isto é, se for comprovada que a área foco da análise, originalmente recoberta por florestas, já se encontrava sem a cobertura vegetal de origem por um período mínimo de dez anos, estabelece-se aqui uma relação bastante importante entre duas agendas de interesse global: a da conservação da biodiversidade e a de mudanças climáticas, uma vez que as ações do PACTO, que se utiliza da restauração ecológica - considerada uma das maiores prioridades para a conservação da Mata Atlântica (Metzger et al., 2009) - podem estar diretamente atreladas à geração de créditos de carbono.

Assim, o PACTO, através das instituições The Nature Conservancy (TNC) e Conservação Internacional (CI-Brasil), que apoiam e participam do movimento, desenvolveu uma metodologia baseada em um sistema de informação geográfica (SIG) com uso integrado da tecnologia de sensoriamento remoto e mapearam, através do Grupo de Trabalho Informação e Conhecimento, áreas geográficas elegíveis para projetos de carbono (mercado voluntário) em toda a extensão da Mata Atlântica. Essas informações compõem uma rica base de dados que viabiliza o planejamento em grande escala para futuras iniciativas que possam envolver projetos de carbono, tendo em vista que qualquer projeto dessa natureza requer um registro preciso de informações espaciais e históricas, condição facilmente alcançada com o uso de técnicas de sensoriamento remoto.

3. Procedimentos de sensoriamento remoto para definição de áreas elegíveis

A definição das áreas geográficas elegíveis para um projeto de carbono dentro do mercado volun-

tário é feita por meio de uma avaliação multitemporal por meio da qual, a partir da identificação de áreas desmatadas recentemente, busca-se avaliar se essas já se encontravam desmatadas dez anos antes da data de início das atividades do projeto. Essa informação é obtida com o auxílio de sensoriamento remoto, abordagem frequentemente usada para monitoramento, gestão dos recursos da terra e modelagens. O sucesso desse processo está diretamente relacionado à escolha e à aplicação correta das técnicas de sensoriamento remoto, a partir de objetivos claramente definidos (Lillesand e Kiefer, 1994).

O desenvolvimento de ferramentas de sensoriamento remoto tem permitido significativos avanços em várias características dos sensores - resolução espacial, espectral, radiométrica, temporal e na própria quantidade de sensores. Todos esses avanços permitem ampliar pesquisas e monitoramentos. Entre as imagens disponíveis para a comunidade científica, o Landsat-TM foi um dos sensores mais utilizados na detecção de mudanças do uso de solo em escalas regionais (Nunes, 2007).

Para a realização deste trabalho foram utilizadas as imagens de satélite Landsat 5 TM, obtidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)⁷. Para cobrir toda a extensão da Mata Atlântica, foram necessárias 111 cenas obtidas em duas épocas distintas, totalizando 222 imagens, organizadas nos seguintes tempos de análise:

- Tempo 1 (T1): imagem com data dez anos anterior à data mais recente;
- Tempo 2 (T2): imagem com data mais recente disponível para download e com menor cobertura de nuvens.

Adicionalmente, para minimizar os efeitos decorrentes de diferenças de umidade, fenologia da vegetação, condições atmosféricas, azimute solar e até mesmo largura dos rios ou ainda alterações que pudessem ser confundidas com mudanças no uso do solo, procurou-se utilizar imagens obtidas na mesma estação (Nunes, 2007). Outro critério

⁷ Ver em <http://www.dgi.inpe.br/CDSR>.

para a seleção de cenas foi a menor cobertura de nuvens possível.

As datas de cada imagem utilizada nas análises estão listadas no anexo além da obrigatoriedade dos dados referentes ao intervalo entre as mesmas cenas e a data de aquisição das imagens.

As imagens T2 foram corrigidas geometricamente pela base da malha hidrográfica de cada estado

da Mata Atlântica (tabela 1), uma vez que essa é a base de referência utilizada pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica para a realização de outros estudos e mapeamentos regionais. As imagens T1 foram georreferenciadas a partir das imagens T2 corrigidas, preferencialmente, utilizando-se polinômio de um grau e permitindo o deslocamento de até 15 metros, ou meio pixel. A projeção cartográfica utilizada foi UTM datum WGS_1984, fuso correspondente à cena.

Tabela 1: Fontes e escalas dos dados vetoriais para hidrografia utilizados na correção geométrica das imagens correspondentes ao Tempo 2

UF	FONTE E ANO DE COLETA	ESCALA
RS	Ibama, 2008	1:100.000
SC	IBGE, 2008	1:50.000 e 1:100.000
PR	SEMA, 2008	1:50.000 e 1:100.000
SP	DAE, 2005	1:50.000
RJ	Fundação CIDE e IBGE, 2008	1:50.000
MG	IEF, 2006	1:25.000
ES	IBGE, 2008	1:50.000 e 1:100.000
BA	GEOBahia, 2008	1:100.000
AL	Embrapa Solos, 2008	1:50.000 e 1:100.000
PE	Embrapa Solos, 2008	1:50.000 e 1:100.000
MS	Imasul, 2008	1:100.000
PI	IBGE, 2008; GEOBahia, 2008	1:100.000
CE	COGERH Ceará, 2009	1:100.000
SE	SRH do Estado de Sergipe, 2009	1:100.000
PB	AESA do Estado da Paraíba, 2009	1:100.000
RN	SEMARH do Estado do Rio Grande do Norte, 2009	1:100.000
GO	SIEG, 2009	1:250.000

Para a execução deste mapeamento foi estabelecida uma legenda simplificada com duas classes de uso e cobertura do solo: solo exposto, ou áreas sem cobertura de vegetação/com baixa quantidade de biomassa verde, e áreas com vegetação densa, podendo ser nativa ou não. Dessa forma, além de otimizar o tempo de processamento, foi possível garantir maior acurácia na indicação das áreas elegíveis, visto que o foco principal foi a identificação de áreas abertas em ambos os períodos, incluindo usos de atividades agropecuárias.

3.1. Análise multitemporal e processamento dos dados

O aplicativo CarbonoGeo foi utilizado para a realização da classificação das imagens de satélite, ferramenta executada na plataforma ArcGIS 9.3. Neste aplicativo, existe uma combinação de técnicas para a detecção automática de alterações de uso do solo, tais como: álgebra, neste caso, índice de vegetação; transformação TasseledCap (KT); e SIG, o que permitiu incorporar dados de diferentes fontes.

Para cada uma das cenas foi gerado o índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) e derivadas as frações “brilho” e “umidade da transformação TasseledCap (KT).

Resultando de cada cena três novos *layers* onde foi necessário estabelecer um limiar para cada um dos temas resultantes, a delimitação foi estabelecida individual e visualmente de forma a selecionar somente a feição de interesse através da seguinte equação: brilho > limiar e umidade > limiar e NDVI < limiar. O resultado desta seleção corresponde aos pixels com cobertura de vegetação baixa ou nula. Esses foram sobrepostos às imagens de cada um dos períodos, seguindo os critérios de elegibilidade do padrão VCS (Matsumoto et al. 2011).

O limiar para a camada de “brilho do solo” visa selecionar as áreas com resposta elevada para solo exposto. Para “umidade”, o limiar determina a área que corresponde a um alto teor de umidade no solo, enquanto que o NDVI indica a quantidade de biomassa verde existente no pixel em questão. Embora a técnica de definição de limiares seja muito comum, pode apresentar-se como uma desvantagem no processo de classificação, visto que depende da interpretação visual do técnico. Entretanto, como a técnica foi aplicada para cada cena e de forma conservadora, foi obtido um excelente resultado e confirmado no processo de validação das análises multitemporais (figura 1).

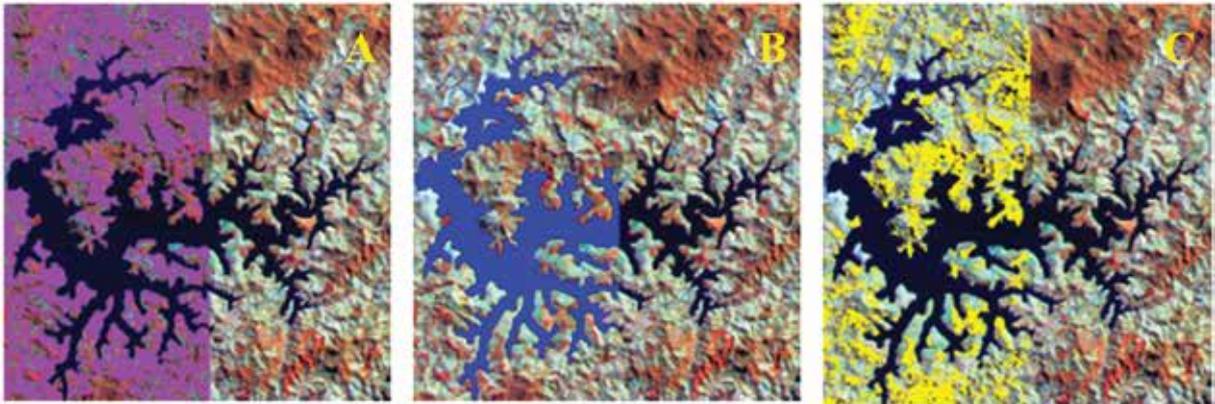


Figura 1 – A) Corresponde ao limiar “brilho do solo”, determinado para a imagem: a cor magenta representa os pixels com predominância de solo exposto. B) Determinação do limiar “umidade do solo”; a cor azul representa os pixels selecionados onde o teor de umidade é elevado. C) Limiar de NDVI, onde a cor amarela representa os pixels com elevada quantidade de biomassa verde; em geral, isto indica presença de cobertura florestal densa (Matsumoto et al 2011).

Após a determinação dos limiares, é feita a seleção das áreas seguindo valores estabelecidos. Ao final da seleção dos pixels que atendem ao critério, são executadas operações adicionais para eliminar pixels isolados ou que apresentem pequena extensão. Estas operações incluem aplicação de filtros e a exclusão de áreas inferiores a um hectare.

Outro processamento realizado foi a delimitação das máscaras de nuvens e áreas urbanas. Para esta última, foi utilizada a base do Probio (2006) para cobertura e uso do solo da Mata Atlântica, em escala 1:250.000. Para delimitar as áreas de nuvens foi utilizado o recurso ArcGIS, que reclassifica arquivos no formato *raster*. Os pixels com valores próximos a 255 correspondem a uma reflectância próxima da tonalidade branca (figura 2).

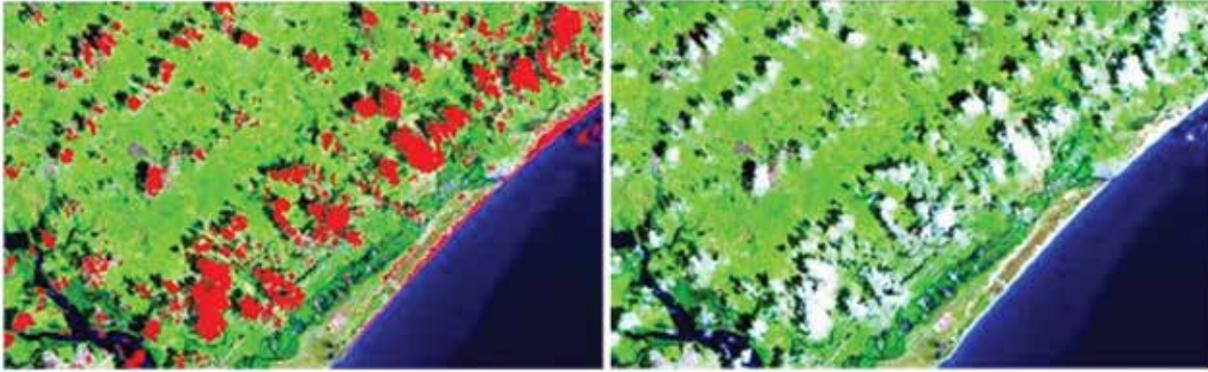


Figura 2 - Imagem Landsat de 2006, cena 215/067. Lado direito: sem a máscara de nuvens; lado esquerdo: com a máscara de nuvens em vermelho, derivada da reclassificação dos pixels, com seus valores de reflectância.

Foram processadas 116 imagens para a criação da máscara de nuvens, sendo que as imagens T1 e aquelas localizadas no litoral foram as que mais necessitaram desse ajuste. Por último, foram unidas as imagens da mesma época e mosaicadas por limites estaduais e pelo limite da área de aplicação da Lei da Mata Atlântica (Lei Nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006).

3.2. Avaliação

Na interpretação de imagens é importante a avaliação da precisão da classificação. Especialistas em sensoriamento remoto ressaltam que uma classificação termina somente após a sua precisão ser validada. Frequentemente são utilizados matriz de confusão, índice Kappa entre outras formas de se obter a precisão temática (Andrade, 2011).

Neste trabalho, a validação da classificação foi dividida em duas etapas. A primeira foi a verificação visual de todos os resultados encontrado nas 222

cenas sobrepostas, avaliando-se também os limiares determinados para NDVI e as frações de “brilho” e “umidade”.

O resultado esperado era que através desses três filtros restassem apenas áreas abertas. Para tanto, procedeu-se com cautela ao considerar uma área elegível e, havendo dúvida quanto à presença ou não de vegetação, esta foi classificada como área aberta. Nessa etapa de avaliação cerca de 10% das cenas sofreram reajuste de limiares.

Na segunda avaliação, foram tomadas aleatoriamente 15 cenas para a avaliação de acurácia. Utilizou-se o índice Kappa, onde o limite de acurácia exigido foi $\geq 80\%$. A amostragem foi próxima de 14% do total das cenas.

Constatou-se que as classes elegíveis - ou seja, as áreas sem vegetação - apresentam grau de acurácia maior, embora o resultado tenha sido satisfatório também para as classes não elegíveis. Os valores do índice Kappa encontrados estão na tabela 2.

Tabela 2: Resultado da avaliação do Índice Kappa

CENA	Tempo 1 (ano/mês/dia)	kappa (VCS)	Tempo 2 (ano/mês/dia)
215-066	19960211	0,92	20070719
215-072	19970605	0,84	20070719
217-063	19980910	0,84	20080703
217-072	19980708	0,80	20080905
218-071	19990531	0,86	20090915
219-065	19990911	0,94	20090704
219-067	19990607	0,84	20090704
220-066	19990902	0,80	20090913
220-075	19990902	0,80	20090812
221-074	19990925	0,92	20090429
221-082	19990808	0,82	20090429
222-073	19990425	0,90	20090522
223-079	19990502	0,86	20090427
224-076	19990509	0,82	20090707
226-074	19990523	0,86	20090603

Não foi realizada a validação em campo dos resultados encontrados; porém, recomenda-se que essa verificação seja feita, caso a metodologia venha a ser utilizada na elaboração e implementação de projetos em campo.

4. Áreas elegíveis para projetos florestais de carbono no âmbito da Floresta Atlântica

A partir do produto da análise da área de elegibilidade é feita a quantificação de áreas aptas à geração de benefícios de carbono. Com essa informação, podem ser estimadas as quantidades de carbono a serem geradas pelo projeto que, por sua vez, estabelecem um dos principais parâmetros

para a análise da viabilidade econômica do projeto - considerando os volumes passíveis de negociação no mercado de carbono.

Para as áreas incluídas nessa análise, e segundo critério do padrão VCS, foram identificados 21.846.000 hectares elegíveis para a implementação de projetos florestais de carbono na Mata Atlântica, sendo que São Paulo e Minas Gerais são os estados com maior extensão de áreas elegíveis (tabela 3 e figura 3). Vale ressaltar, no entanto, que esses valores refletem somente o cumprimento dos critérios de elegibilidade específicos perante o padrão VCS. A extensão dessas áreas, de acordo com outros padrões, poderia variar de acordo com o critério de elegibilidade estabelecido.

Tabela 3: Resultado das áreas elegíveis para implementação de projetos de carbono (padrão VCS) para cada estado (UF) da Mata Atlântica no Brasil.

UF	Área do bioma Mata Atlântica (por estado) ¹	Áreas elegíveis para projetos de carbono
PR	19.480.507	2.480.300
RS	13.545.367	1.901.600
SC	9.421.488	770.400
MS	6.287.546	1.899.100
GO	1.050.485	329.900
ES	4.635.983	546.100
MG	27.660.940	6.438.200
RJ	4.268.142	573.400
SP	16.886.457	3.515.700
AL	1.508.873	24.500
BA	18.955.797	2.799.200
PB	639.120	29.800
PE	1.804.088	151.900
RN	314.568	12.500
SE	1.103.049	25.500
CE	885.423	84.700
PI	2.685.862	263.200
TOTAL	131.133.694	21.846.000

^(a) Área reconhecida pela Lei da Mata Atlântica (Lei N° 11.428/2006)

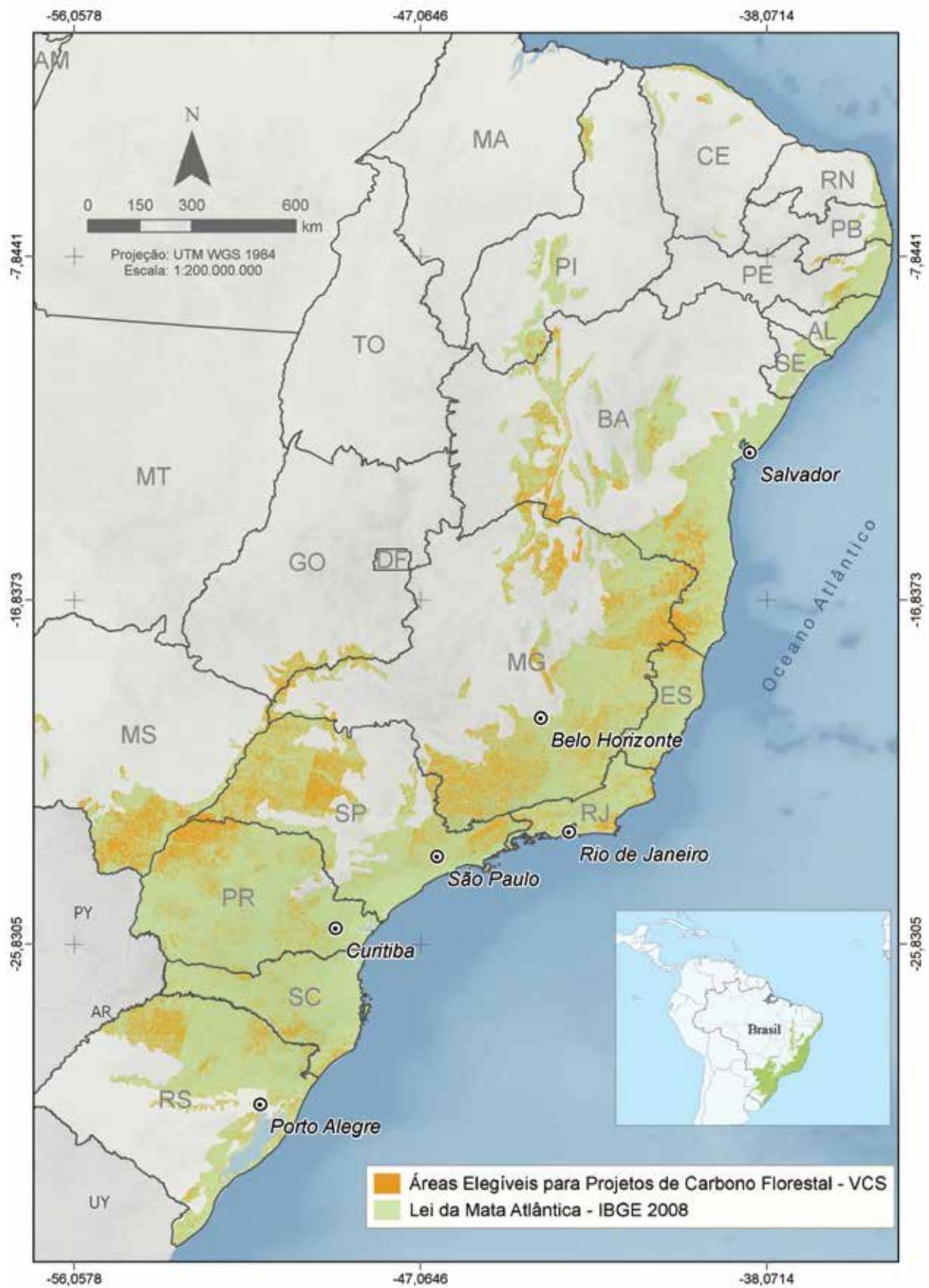


Figura 3 – Mapeamento de áreas elegíveis para projetos de carbono, segundo o padrão VCS.

5. Áreas elegíveis x áreas potenciais para projetos de carbono

A simples quantificação das áreas elegíveis não reflete necessariamente a viabilidade de implantação de projetos que possam gerar créditos de carbono no bioma Mata Atlântica. Uma área elegível não necessariamente será submetida à restauração florestal, pois as atividades apoiadas pelo PACTO levam em conta o uso do solo, sendo prioritárias aquelas onde não há competição com a agricultura - ou seja, as APP, reserva legal e com aptidão florestal. Como não há um mapeamento do uso do solo nas escalas e datas adequadas para toda a Mata Atlântica, muitos dos terrenos destinados à agricultura, fora das APP, foram muito provavelmente computadas como elegíveis; porém, em termos de implantação de restauração florestal, sabe-se que é pouco provável que haja a conversão destas áreas para florestas.

A partir das informações angariadas durante as análises de elegibilidade, verificou-se que, segundo a sistematização e avaliação de projetos de pagamento por serviços ambientais referentes à carbono na Mata Atlântica (May, 2011), foram identificados 33 projetos, dos quais 16 estão em execução e fornecem experiências relevantes. Outras 15 iniciativas estão “em desenvolvimento”, ou seja, já possuem financiamento piloto e estão traçando linhas de base. Existem, ainda, três projetos categorizados como “de interesse” e referem-se a entidades ou projetos que ainda não definiram a forma de atuação e carecem de informações de como acessar o mercado.

Dos projetos levantados, raros são os que propõem intervenções no âmbito da paisagem, visando incrementar a conectividade entre os remanescentes. A maioria promove reflorestamentos em propriedades particulares e de forma isolada. Neste contexto, quando possível, é interessante

buscar integrar os projetos de restauração com abordagens de priorização de áreas visando o aumento da conectividade entre as paisagens, como citado por Tambosi et al neste volume.

É interessante constatar, ainda, que 25% dos projetos estão localizados no estado de São Paulo, possivelmente em função da proliferação de iniciativas de neutralização de emissões neste estado (May, 2011). Segundo o mapeamento, São Paulo é um dos estados com mais áreas elegíveis para o mercado voluntário, seguido de Minas Gerais. Tal cenário indica uma grande oportunidade para estimular projetos de restauração naquele estado. Além disso, ações em Minas Gerais são particularmente estratégicas, dado o elevado grau de isolamento e o pequeno tamanho dos remanescentes da Mata Atlântica.

Para fins de detalhamento das informações alcançadas por meio da análise de elegibilidade, optou-se por fazer a sobreposição dos dados obtidos com os resultados gerados pela análise de áreas potenciais para restauração florestal do PACTO para o estado do Espírito Santo.

Nesse estado foram mapeados mais de um milhão de hectares de áreas potenciais para restauração florestal, sendo que dos 546.000 hectares de áreas elegíveis para carbono, 119.000 hectares são potenciais para projetos florestais de carbono (figura 4).

Assim, o Espírito Santo pode ser um exemplo interessante de utilização prática dos resultados mapa de Áreas Elegíveis para Projetos Florestais de Carbono do PACTO. O estado vem desenvolvendo o Programa Reflorestar, que prevê, em seu Plano de Desenvolvimento 2025, a restauração florestal de 230.000 hectares. Para isso serão necessários mecanismos de incentivo como estratégia para estimular o proprietário rural a conservar e recuperar a cobertura florestal.

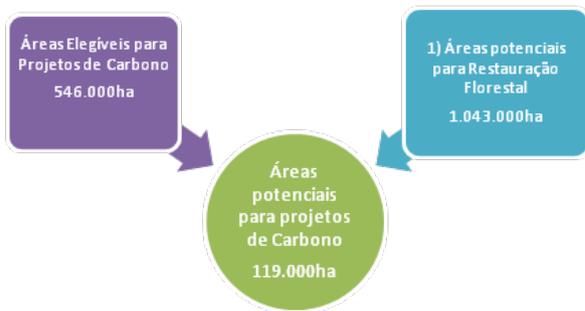


Figura 4 – Áreas potenciais para projetos florestais de carbono no estado do Espírito Santo.

6. O monitoramento da restauração e o PACTO

Entre as principais atribuições do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica está a organização, produção e difusão de informações de referência que contribuam para melhorar a qualidade das ações de restauração em grande escala na Mata Atlântica, tendo como contexto a geração de trabalho e renda e o pagamento pelos serviços prestados pela Floresta Atlântica para cerca de 60% da população brasileira.

No período de 2009 até 2013, de maneira espontânea, o PACTO passou a contar com cerca de 200 novas organizações de diversos setores, que se uniram ao maior movimento em prol da restauração do Brasil e um dos maiores do mundo. Todas essas instituições contribuem através de suas iniciativas e experiências para que o PACTO alcance

sua meta de restaurar 15 milhões de hectares até 2050.

Atualmente, existem mais de 240 organizações signatárias de todos os setores, com mais de 170 iniciativas de restauração cadastradas no banco de dados do PACTO, que somam mais de 58.000 hectares em processo de restauração.

Com o objetivo de viabilizar e fortalecer os projetos participantes, o PACTO mobilizou atores e produziu informações importantes para o desenvolvimento de políticas e estratégias de restauração, como o Referencial Teórico de Conceitos e Ações de Restauração Florestal, o Mapa de Áreas Potenciais para Restauração na Mata Atlântica, que identificou cerca de 17 milhões de hectares de áreas com baixa aptidão agrícola, além do Protocolo de Monitoramento de Programas e Projetos de Restauração do PACTO⁸.

⁸ Documentos disponíveis em www.pactomataatlantica.org.br

O Mapa de Áreas Elegíveis para Projetos Florestais de Carbono, (figura 5), proporciona a geração de informações de qualidade e complementa a base de dados do PACTO visando orientar a sociedade na alavancagem de ações, políticas e projetos de restauração no bioma. Tal ferramenta tem sido utilizada por inúmeras

instituições, principalmente governamentais, como contribuição para a construção de políticas públicas, de planos municipais de conservação e recuperação da Mata Atlântica, e também como um indicativo de potencial para proprietários e empresas interessados em investir em projetos de carbono.

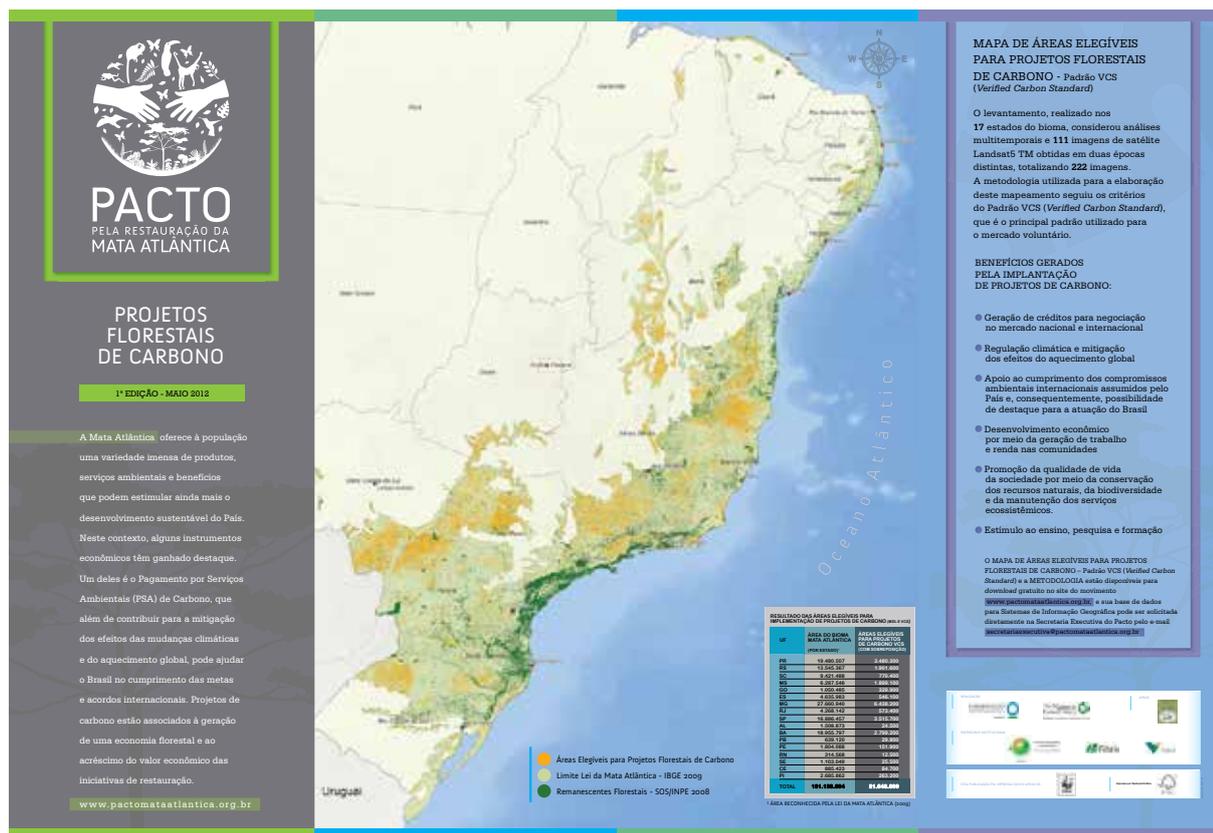


Figura 5 - Pôster do Mapa Áreas Elegíveis para Projetos Florestais de Carbono do PACTO.

Nesse sentido, o movimento ainda incorporou em seu Protocolo de Monitoramento de Programas e Projetos de Restauração indicadores que servem para estimativas gerais de carbono estocado em áreas de restauração. Por se tratar de uma estimativa inicial, no caso de comercialização do carbono estocado, há necessidade de ajustes dos métodos e equações para uma quantificação mais acurada nessas áreas.

Para isso, em março de 2013 foi realizado um encontro coordenado pelo Grupo Técnico-Científico do PACTO, que contou com a participação de especialistas em projetos florestais de carbono para a discussão e definição de uma estratégia que seja útil para seus membros e para subsidiar políticas públicas que orientem o desenvolvimento de um mercado de serviços associado ao sequestro de CO₂ via projetos de restauração florestal.



Participantes da reunião preparatória para discussão sobre o monitoramento de carbono no protocolo do PACTO (Foto: Pacto pela Restauração da Mata Atlântica).

Outro avanço no sentido de fortalecer as políticas de pagamento por serviços ambientais capazes de contribuir para a restauração florestal é o mapeamento de áreas importantes para a manutenção da quantidade e qualidade da água para abastecimento humano. O mapeamento hídrico do PACTO identifica áreas de mananciais que abastecem municípios com mais de 100.000 habitantes e que possuem importância para a restauração e vocação para o recebimento de pagamento por serviços ambientais relacionados à água.

Além disso, desde 2012, o PACTO conta com o Grupo de Trabalho de Economia da Restauração, que reúne especialistas de diversas organizações signatárias do PACTO dedicados a identificar, analisar e experimentar modelos de recuperação com viabilidade econômica e ecológica. Essas discussões são essenciais também para a busca de soluções e estratégias capazes de reduzir os custos da restauração para as diversas regiões e realidades da Mata Atlântica, ampliando a possibilidade de aumento da escala e do impacto da restauração no bioma.

Referências

- Andrade, S. de A., 2011. Universidade Federal Fluminense – Sensoriamento remoto e algumas aplicações. UFF/ Caderno de Estudos Geoambientais CADEGEO. RJ, Brasil
www.cadegeo.com.br. p. 5.
- Calmon, M.; Brancalion, P.H.S.; Aronson, J.; Castro, P.; Silva, S.C.; Rodrigues, R.R., 2011. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* 19: p154-158. 2011.
- Canale, G.R.; Peres, C.A.; Guidorizzi, C.E.; Gatto, C.A.F. e Kierulff, M.C.M., 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PlosOne* 7:1-9.
- Ecosystem Marketplace; Bloomberg New Energy Finance, 2012. Developing Dimension: State of the Voluntary Carbon Markets 2012. Ecosystem Marketplace & Bloomberg New Energy Finance. Washington: Ecosystem Marketplace; Bloomberg New Energy Finance. Disponível em: < http://www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=3164>
- Fronzizi, I. M. R. L., 2009. O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: Guia de Orientação. Rio de Janeiro: Imperial Novo Milênio: FIDES IBRI (Instituto Brasileiro de Relações com Investidores). [s.d.]. O Mercado de Carbono Cadernos IBRI - Série Sustentabilidade 1.
- Joly, C.A; Rodrigues R.R.; Metzger, J.P.; Had-da C.F.B.; Verdade L.M.; Oliveira M.C.; Bolzani, V S., 2010. Biodiversity Conservation Research, Training, and Policy in São Paulo. *Science* 328: p1358.
- Lillesand, T.M.; Kiefer, R.W., 1994. *Remoting Sensing and Image Interpretation*. 3 ed. p524-527.
- Matsumoto, M.H.; Baungarten, L.C.; Ribeiro, M.J.; Tiepolo, G., 2011. Mapeamento de Areas Elegíveis para Implementação de Projetos de Carbono. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto SBSR/INPE p. 5917.
- May, P.H., 2011. Iniciativas de PSA Carbono Florestal na Mata Atlântica. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica : Lições aprendidas e desafios – Série Biodiversidade 42 Organizadoras Fátima Becker Guedes e Susan Edda Seehusen: MMA p. 65-81.
- MCT (Ministério da Ciência e Tecnologia), 2010. Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Coordenação-Geral de Mudanças Globais do Clima – Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília, outubro de 2010. Disponível em: www.mct.gov.br.
- Melo, F.P.L.; Arroyo-Rodríguez, V.; Fahrig, L.; Martinez-Ramos, M. e Tabarelli, M. 2013. Trends in Ecology & Evolution 1649 (in press)
- Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Dixo, M.; Bernacci L.C.; Ribeiro, M.C.; Teixeira, A.M.G. e Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166-1177.
- Nunes, A.C.M., 2007. Detecção automática de alterações do coberto florestal com imagens de satélite de grande e muito grande resolução espacial. Dissertação de mestrado em Ciência e Sistema de Informação Geográfica. Universidade nova de Lisboa. Nov/2007. p. 18.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v.142, p. 1141-1153.
- Rodrigues, R.R.; Lima, R.A.F.; Gandolfi, S. e Nave, A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242-1251.
- Santos, E.F; Gomes, H.; Voivodic, M.A.; Ribeiro, P.A.; Felipelli, T., 2009. Guia para elaboração de projetos de carbono e de serviços ambientais. Piracicaba: Imaflora e Biofíllica. 74p.

Apêndice:

Imagens Landsat-TM 5 com as respectivas datas coletadas.

N #	CENA	Tempo 2 (ano/mês/dia)	Tempo 3 (ano/mês/dia)	N #	CENA	Tempo 2 (ano/mês/dia)	Tempo 3 (ano/mês/dia)
1	214-064	19971020	20070829	1	218-069	19990904	20090915
1	214-065	19970614/19970902	20070829	1	218-070	19990531	20090915
1	214-066	19960220/19960510	20080221	1	218-071	19990531	20090915
1	214-067	19950609	20080221	1	218-072	19990515	20090729
0.25	215-064	19991017	20090910	1	218-073	19990904	20090929
0.25	215-065	19991017	20090113	1	218-074	19990904	20090713
1	215-066	19960211	20070719	1	218-075	19980816	20080912
1	215-067	19940528	20061207	1	218-076	19970813	20070708
1	215-068	19980827/19960618	20061207	1	219-063	19980823	20080818
1	215-069	19940731	20080619	0.25	219-064	19980823	20080818
1	215-070	19960618	20060902	0.25	219-065	19990911	20090704
1	215-071	19990814	20090622	1	219-066	19990709	20090704
1	215-072	19970605	20070719	1	219-067	19990607	20090704
1	215-073	19990611	20090622	1	219-068	19990810	20090805
1	215-074	19960602	20060411	1	219-069	19990810	20090704
1	216-068	19970916	20080203	1	219-070	19990810	20090906
1	216-069	19960508/19970714	20080829	1	219-071	19990623	20090704
1	216-070	19990922	20080829	1	219-072	19990623	20090805
1	216-071	19960727	20070827	1	219-073	19980924	20081005
1	216-072	19980919	20080829	1	219-074	19980706	20080818
1	216-073	19960711	20070827	1	219-075	19980706	20080817
1	216-074	19980701	20090528	1	219-076	19970209	20080717
1	216-075	19960508	20070827	1	219-077	19970617	20080717
1	216-076	19960727	20070827	0.25	220-065	19990902	20090812
1	217-062	19960702	20080921	1	220-066	19990902	20090913
1	217-063	19980910	20080703	1	220-067	19990902	20090913
0.25	217-065	19990625	20090924	1	220-074	19990902	20090828
1	217-068	19990828	20090924	1	220-075	19990902	20090812
1	217-069	19990828	20090924	1	220-076	19990716	20090524
1	217-070	19980708	20080804	1	220-077	19970624	20070604
1	217-071	19990929	20090807	1	220-078	19990630	20090305
1	217-072	19980708	20080905	1	220-079	19970523	20090201
1	217-073	19990828	20090807	1	220-080	19990121	20090828
1	217-074	19980708	20080905	1	220-081	19990614	20090828
1	217-075	19980708	20080905	1	221-073	19990707	20090718
1	217-076	19950716	20070802	1	221-074	19990925	20090429
1	218-062	19940704	20080912	1	221-075	19990925	20090429
1	218-063	19960911	20070825	1	221-076	19990520	20090429
0.25	218-067	19990904	20090915	1	221-077	19990520	20090429
1	218-068	19990904	20090729	1	221-078	19970818	20070729

N #	CENA	Tempo 2 (ano/mês/dia)	Tempo 3 (ano/mês/dia)
1	221-079	19970818	20081003
1	221-080	19990925	20090413
1	221-081	19990808	20090702
1	221-082	19990808	20090429
1	221-083	19990808	20090429
1	222-073	19990425	20090522
1	222-074	19990425	20090522
1	222-075	19990628	20090522
1	222-076	19990425	20090420
1	222-077	19990425	20090404
1	222-078	19960806	20070906
1	222-079	19990916	20090826
1	222-080	19990916	20090826
1	222-081	19990916	20090725
1	222-082	19970403	20070602
1	222-083	19990916	20090810
1	223-074	19990923	20090427
1	223-075	19990603	20090902
1	223-076	19970917	20070913
1	223-077	19990502	20090411
1	223-078	19990923	20090411
1	223-079	19990502	20090427
1	223-080	19990502	20090411
1	223-081	19990705	20090630
1	224-075	19990728	20090808
1	224-076	19990509	20090707
1	224-077	19990509	20090520
1	224-078	19990509	20090418
1	224-079	19990930	20090418
1	225-075	19990601	20090612
1	225-076	19990820	20090612
1	226-074	19990523	20090603
1	226-075	19990912	20090502
1	227-073	19990818	20090914
1	227-074	19990818	20090712
1	227-075	19990818	20090714



As unidades de conservação, como o Parque Nacional de Itatiaia, a 1ª UC criada no Brasil, em 1937, são os principais territórios para salvaguardar a biodiversidade da Mata Atlântica e os bens e serviços que proporcionam à humanidade. No entanto, nessa região, com a intensa perda, fragmentação e degradação do habitat, a persistência das espécies e dos serviços ambientais só será viável através de estratégias regionais que compatibilizem os diversos tipos de usos da terra com manchas de habitats viáveis e matrizes minimamente permeáveis para a biota nativa. (Foto: Wigold B. Schäffer).

Capítulo 7

Perspectivas para a integração de dados e uso de sistemas de informação geográfica e da ecologia de paisagens para a tomada de decisão para a conservação e recuperação da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira

Autores: André A. Cunha, Fátima B. Guedes, Ingrid Prem, Adriana P. Bayma, Natalie Unterstell e Roberto Cavalcanti

1. Introdução

A conservação da biodiversidade envolve diversas áreas do conhecimento e deve ter enfoques inter e transdisciplinares; é um objetivo complexo que mesmo quando conta com dados escassos ou até inexistentes para as áreas e espécies ou habitats de interesse, como ainda é comum na maioria das regiões tropicais, a tomada de decisão, quando se trata da biodiversidade, não pode ser adiada. Para agravar a situação, os recursos financeiros internacionais, globais, nacionais e locais têm sido insuficientes para fazer frente aos crescentes desafios e ameaças à conservação das espécies e aos ecossistemas. E, embora haja avanços recentes na formação e recrutamento de recursos humanos qualificados, ainda estamos aquém de uma situação favorável nesse aspecto, principalmente nos locais mais remotos, onde ações em prol da conservação e uso sustentável da biodiversidade são mais urgentes.

Por outro lado, as questões ambientais em geral, e particularmente temas como *extinção de espécies*, *biodiversidade*, *sustentabilidade*, *mudanças climáticas*, *conservação da natureza*, *serviços ambientais*, entre outros, estão difundidos e são cada vez mais debatidos na sociedade. De fato, esses termos vêm sendo incorporados em importantes decisões de diferentes setores da sociedade, mesmo daqueles que vêm nisso apenas uma estratégia de redução de custos ou adequação à legislação e normas do mercado. Logo, é um momento oportuno para ampliar o debate e buscar construir soluções de

desenvolvimento que contemplem os alvos de conservação da natureza, em consonância com os diferentes setores da sociedade e com as diretrizes para o desenvolvimento sustentável. Nesse contexto, é necessário integrar iniciativas e somar os esforços visando diretrizes comuns de conservação e recuperação, particularmente em ambientes onde a biodiversidade está à beira do colapso, como a Mata Atlântica brasileira.

A sociedade atual, e particularmente aquelas em países em desenvolvimento com alto capital natural, como o Brasil, encontra-se em uma zona tênue entre o limiar de extinções avassaladoras de espécies e perdas irrecuperáveis de habitats e serviços ecossistêmicos e o início de uma mudança do ponto de vista de como as pessoas, empresas e governos consomem e fazem negócios, em busca de soluções mais sustentáveis. Logo, esse é um momento decisivo para construir um planejamento integrado para o desenvolvimento socioeconômico que proporcione a persistência das espécies e dos serviços ecossistêmicos, inclusive em paisagens produtivas para o homem, principalmente em ambientes severamente degradados.

A presente obra reuniu uma coleção representativa de iniciativas já conduzidas para a priorização de áreas para a conservação e recuperação da Mata Atlântica. Essa região extraordinariamente diversificada em termos biológicos e culturais é também um epicentro de iniciativas conservacionistas. As

iniciativas aqui apresentadas reúnem abordagens inovadoras e aplicações acuradas, embora, por vezes, preliminares. Esse esforço visa subsidiar soluções práticas para a tomada de decisão em ações de conservação e recuperação, particularmente em nível regional, de forma eficiente, otimizando recursos de toda a ordem. É importante ressaltar que embora sejam apresentadas potenciais soluções para estratégias de conservação e recuperação em nível nacional e regional - por exemplo, em nível estadual -, essas soluções devem ser complementadas com abordagens em escalas locais, com o mapeamento e monitoramento de atributos da biodiversidade e do contexto socioeconômico *in situ* para identificar as melhores oportunidades e soluções para a conservação e recuperação em um nível de maior detalhe. Além disso, é fundamental fomentar ações promissoras e prioritárias de conservação e recuperação em nível local, mesmo que em áreas não identificadas nesses exercícios de priorização regional.

Esse capítulo final tece algumas considerações sobre as perspectivas de desenvolvimento e integração das abordagens em sistemas de informação geográfica para subsidiar a tomada de decisão para ações de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica. São discutidas brevemente potenciais tendências para o aprimoramento e integração das iniciativas descritas neste livro com outras, como os inventários e monitoramento *in situ* da biodiversidade, mapeamentos e zoneamentos ambientais e socioeconômico, abordagens espaciais específicas para estratégias de pagamento por serviços ambientais e enfrentamento das mudanças climáticas. Além de apontar as possíveis contribuições desse tipo de abordagem para o cumprimento de metas nacionais e internacionais para a conservação e monitoramento do estado da biodiversidade brasileira.

2. Integração com dados da biodiversidade *in situ*

As ferramentas do sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica e ecologia de paisagem sem dúvida vêm fornecendo soluções práticas e eficazes para a conservação e o manejo de espécies e de ecossistemas. Da mesma

forma, a sistematização e análise de dados de ocorrência de espécies já existentes na literatura e em museus de história natural são cada vez mais estratégicos para compreender os padrões de distribuição, os processos mantenedores e os fatores que impactam a biodiversidade. Essas abordagens são particularmente importantes no caso da Mata Atlântica, uma região hiperdiversa, extremamente reduzida, fragmentada e degradada e ainda parcialmente desconhecida quanto aos componentes básicos de sua biodiversidade. A partir dos dados históricos de ocorrência das espécies e espécimens em museus, é possível tecer hipóteses sobre os processos biogeográficos que levaram à origem e diversificação dos organismos, e ainda construir cenários de possíveis alterações na distribuição da biota frente às mudanças climáticas globais. Essas iniciativas são importantes para planejar estratégias para a conservação e restauração da paisagem em escalas regionais. No entanto, em escala local, o manejo efetivo da biodiversidade e particularmente o manejo para a proteção de espécies e manutenção de processos ecossistêmicos depende de dados de boa qualidade coletados *in situ*, em escala adequada para o planejamento e implementação de ações práticas no campo. Logo, para conhecer a biodiversidade da Mata Atlântica e seus processos, ainda é necessário coletar, sistematizar e analisar mais dados sobre o estado da biodiversidade, de populações, comunidades e ecossistemas *in situ*. E, integrá-los às abordagens remotas contribui para o aprimoramento dessas e garante maior acurácia nas extrapolações em busca de soluções para a conservação de espécies e ecossistemas para o conjunto da região, ou até para outras áreas e contextos.

Na última década, tanto as abordagens remotas quanto as estratégias *in situ* para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica estão buscando abordagens integradoras e soluções em sistemas de informação georreferenciadas. Isso vem otimizando a troca e aplicação dos dados sobre a biodiversidade em busca de soluções para os problemas ambientais. Mesmo que escassos, os dados e informações sobre as espécies e ecossistemas *in situ* são fundamentais em qualquer tipo de planejamento territorial em larga escala. Ao mesmo tempo, as estratégias para o manejo e proteção

das espécies *in situ* contam cada vez mais com o subsídio dos princípios e ferramentas da biologia da conservação e da ecologia de paisagens. Nesse sentido, a maioria dos Planos de Ação Nacional (PAN) para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção, construídos pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e parceiros, majoritariamente na última década, incorpora orientações espaciais explícitas para otimizar o alcance das metas de redução do risco de extinção das espécies¹.

Como exemplo, podemos citar a identificação de áreas-chaves e a implementação de projetos para o aumento da conectividade das populações remanescentes dos muriquis, *Brachyteles spp* (Jerusalinsky et al, 2011, PAN Muriquis). Logo, nota-se a necessidade de integrar as iniciativas de planejamento e monitoramento remoto, em sistemas de informação geográficas, aos dados atualizados de componentes da biodiversidade, avaliados *in situ*, como o estado de conservação de determinadas espécies e a integridade de processos dos ecossistemas.

O monitoramento *in situ* da biodiversidade nas unidades de conservação do Brasil

por Rafael Fonseca, Jan Kleine Büning e Marília Marini

O Instituto Chico Mendes de Conservação de Biodiversidade (ICMBio) e o Ministério do Meio Ambiente (MMA), em parceria com diversas instituições, vêm implementando programas de monitoramento *in situ* da biodiversidade voltados à avaliação da efetividade e apoio à gestão das unidades de conservação. A estratégia de implementação vem sendo desenvolvida para todos os biomas brasileiros. O programa para monitoramento dos recifes de coral, integrado à iniciativa internacional Reef Check, é o mais adiantado. Desde 2001, MMA e ICMBio, em parceria com a Universidade Federal de Pernambuco e o Instituto Recifes Costeiros, vêm apoiando o monitoramento dos recifes de corais e organismos associados, em cinco unidades de conservação federais. Os resultados destacam a importância das áreas de exclusão de pesca para a conservação da biodiversidade dos recifes de coral em comparação às áreas de uso, subsidiando de forma efetiva a gestão das UCs de todas as categorias.

Nos outros biomas, estão sendo consolidados os grupos-alvos, diretrizes para a amostragem dos dados biológicos e o arranjo logístico e institucional. Para a Caatinga, essas diretrizes foram estabelecidas e alguns grupos começam a ser monitorados em UCs do bioma, com o envolvimento dos gestores dos Centros de Pesquisa e Conservação do ICMBio e dos gestores destas UCs e o apoio de grupos de pesquisa de universidades e, em alguns casos, de moradores da localidade.

Para a Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, o ICMBio e MMA vêm trabalhando com o apoio do projeto de cooperação “Monitoramento da Biodiversidade com relevância para o clima em nível de unidades de conservação considerando medidas de adaptação e mitigação”, em parceria com a Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH e recebe recursos do Ministério do Meio Ambiente, Proteção da Natureza e Segurança Nuclear da Alemanha (BMU) no âmbito da Iniciativa Internacional do Clima (IKI). O principal objetivo desse projeto, para todos os biomas, é a implantação de um sistema coordenado de monitoramento da biodiversidade em unidades de conservação. Os grupos biológicos propostos para monitoramento são: plantas lenhosas, grupos selecionados de aves, médios e grandes mamíferos e borboletas frugívoras. A execução do monitoramento em campo deve envolver diferentes atores - por exemplo, moradores das unidades de conservação e entorno, através do desenvolvimento de capacidades relacionadas ao monitoramento da biodiversidade e às mudanças climáticas.

¹ Ver em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/planos-de-acao-nacional.html?start=10>, acessado em 26 de janeiro de 2013.

Os dados gerados no monitoramento da biodiversidade em campo serão integrados a um sistema de informação, possibilitando análises em diferentes escalas - local, regional e nacional. Além de avaliar nacionalmente se o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) é efetivo para a conservação da biodiversidade, o monitoramento é desenhado para atender demandas locais da unidade de conservação, com implicação direta no manejo da área. Em uma análise regional, por exemplo, será possível acompanhar os indicadores biológicos de um bioma e assim avaliar o resultado das medidas de conservação implantadas na região.

Uma das possibilidades de análise exploradas pela iniciativa é a elaboração de modelos de cenários futuros para avaliar os efeitos das mudanças climáticas na biodiversidade. Esses modelos são o resultado da integração de dados primários de campo com bases de dados climáticos e outras variáveis obtidas através de sensoriamento remoto, sendo ferramentas importantes para o planejamento e tomada de decisão. Em parceria com a Escola Politécnica da USP, vários modelos de distribuição geográfica potencial dos indicadores biológicos foram elaborados, servindo de subsídio para a identificação de locais a serem monitorados. Regiões onde os efeitos das mudanças climáticas teoricamente resultam em perda de espécies importantes são primordiais para o monitoramento em longo prazo.

Além dos dados produzidos no monitoramento *in situ* da biodiversidade, é interessante também adotar uma estratégia de integração de sistemas de informação e bases de dados já existentes sobre biodiversidade e clima, particularmente no âmbito das instituições vinculadas ao MMA. Através dessa rede, espera-se produzir informações relevantes para subsidiar tomadas de decisão referentes à conservação da biodiversidade e sua relação com o clima em diferentes escalas, além de melhorar as metodologias para a verificação dos estoques de carbono levando em consideração informações do sensoriamento remoto e dados de campo para fomentar modelos de pagamentos por serviços ecossistêmicos/ REDD+.

Através do planejamento integrado das escalas remota e *in situ* é possível contemplar regiões e alvos de interesse estratégico para a conservação de maneira mais ampla, considerando, por exemplo, a distribuição de espécies ameaçadas de extinção e endêmicas ao longo de toda a Mata Atlântica - conforme abordado por Paglia, nesta publicação. Em uma visão mais local, também é possível, atentar para os dados detalhados das populações das espécies-alvos e as metas de manejo específicas para as extensões de ocorrência e áreas de ocupação desses alvos prioritários para a manutenção da biodiversidade da Mata Atlântica. Ou seja, essa integração permite atender aos objetivos específicos baseados nos melhores dados existentes gerados pelos especialistas, conforme definidos nos PANs, e também às estratégias mais amplas para a conservação de regiões-chaves para a manutenção da biodiversidade como um todo, atendendo à uma escala continental e global

Na última década, houve uma guinada rumo à pesquisa aplicada à conservação das espécies amea-

çadas de extinção. Houve avanços expressivos no Brasil propiciados pelo investimento e esforço de pesquisadores veteranos, seguidos por uma ampla gama de recém-contratados em universidades e instituições de pesquisa. Avanços importantes também foram conquistados nas políticas públicas e na consolidação de instituições governamentais, bem como do terceiro setor, com equipes dedicadas à gestão e proteção da biodiversidade na esfera federal, estadual e, infelizmente ainda em menor frequência, também na municipal.

Atualmente, conhecemos a maior parte das espécies de vertebrados e plantas, apesar de muitas espécies de insetos, fungos, bactérias, entre outros grupos, ainda permanecerem desconhecidas pela ciência. Ao menos para os vertebrados, temos algumas informações básicas sobre a distribuição e história natural. Possuímos também informações atualizadas e de boa qualidade sobre o uso e cobertura do solo de nosso território. Porém, ainda é necessário conhecer dados básicos das dinâmicas de populações e comunidades biológicas em

campo para a esmagadora maioria das espécies, inclusive dos vertebrados e espécies ameaçadas de extinção. É fundamental conhecer mais como os organismos usam e se deslocam pelas paisagens da Mata Atlântica e como os processos ecológicos ocorrem ao longo do espaço. Os avanços no conhecimento teórico, na quantidade e qualidade dos dados, nas ferramentas disponíveis e, fundamentalmente, nos grupos de pesquisa da ecologia de paisagens instalados no Brasil vêm trazendo, em ritmo cada vez mais acelerado, soluções inovadoras e eficazes para o planejamento em conservação e a recuperação da biodiversidade. Logo, é possível ter uma perspectiva bastante otimista com vistas à integração cada vez maior de iniciativas e dados em diferentes escalas, subsidiando estratégias cada vez mais acuradas.

Além dos dados dos PANs, é estratégico levar em consideração outros estudos conduzidos *in situ* na integração com iniciativas de análises remotas, conforme aquelas reunidas neste livro. Particularmente interessantes são os dados de populações, comunidades e ecossistemas coletados com delineamentos e métodos comparáveis e, preferencialmente, com ampla abrangência espacial e temporal. Logo, os programas de monitoramento da biodiversidade, cujas diversas iniciativas vem sendo consolidadas no Brasil - como na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá; no Programa de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) do INPA e no programa de monitoramento desenvolvido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade -, são estratégicos para aprimorar as ações de conservação e manejo das espécies *in situ*, mas também os próprios modelos computacionais das análises remotas. A integração de dados de monitoramento *in situ* da biodiversidade com dados em escala remota pode ser decisiva no diagnóstico, a partir de uma abordagem científica, do estado de conservação da biodiversidade, ou das espécies, e das principais ameaças à integridade dessas e dos processos ecossistêmicos, possibilitando avanços

consideráveis no planejamento e resultados mais eficazes no manejo para a conservação (Lindenmayer e Likens, 2010).

Iniciativas promissoras para o monitoramento *in situ* da biodiversidade vêm sendo consolidadas tanto no âmbito de órgãos gestores da biodiversidade quanto no âmbito acadêmico. Na esfera da pesquisa acadêmica especial ênfase deve ser dada ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI)², que vem estabelecendo uma rede de sítios de estudos ecológicos de longa duração. O PPBio já conta com dados de quase uma década para alguns grupos taxonômicos em alguns sítios amazônicos e é uma rede que continua crescendo. Com o apoio do MCTI, a amostragem continuada de grupos biológicos com protocolos padronizados começa a ser consolidada em alguns módulos dispersos pelos diferentes biomas brasileiros. Os dados oriundos dessas pesquisas serão particularmente úteis para promover a desejada integração das escalas remota e *in situ*, proporcionando maior compreensão dos mecanismos geradores e mantenedores da biodiversidade em escala regional e local.

3. Integração com iniciativas de ordenamento territorial

A biodiversidade tem sido cada vez mais reduzida e ameaçada pela conversão das paisagens naturais em paisagens antrópicas, muitas vezes carentes de um planejamento que procure compatibilizar a produção de bens para a humanidade e a preservação de manchas de habitat viáveis e conectadas para a manutenção da biota nativa. Nesse sentido, avanços expressivos vêm sendo conquistados, como os Planos Municipais de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica, instituídos a partir da Lei 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica) com objetivo de valorizar o envolvimento da esfera municipal e do nível de informação e decisão local na gestão ambiental da Mata Atlântica. Tais pla-

² Ver em (http://www.mcti.gov.br/index.php/content/view/7913/Programa_de_Pesquisa_em_Biodiversidade__PPBio.html)

nos devem ser construídos em consonância com o Plano Diretor do município, e devem ser compostos de três partes, (i) um diagnóstico da situação atual da Mata Atlântica no município, (ii) a caracterização dos vetores que levam ao desmatamento e a degradação ambiental, e (iii) um planejamento para reverter o quadro de destruição e implementar e otimizar ações de conservação e recuperação. Um dos maiores obstáculos para a realização dos planos municipais é a escassa disponibilidade de recursos humanos e financeiros.

A conversão da vegetação nativa em paisagens antrópicas, como pastagem, lavoura e silvicultura, causou e continua causando expressivos impactos negativos na diversidade biológica, socioeconômica e cultural, particularmente na Mata Atlântica (Dean, 1996). No entanto, com o maior destaque recente conferido às questões socioambientais, há também um maior entendimento sobre a importância e um aumento do diálogo entre diferentes setores da sociedade, inclusive aqueles historicamente em posições opostas quanto à conservação da natureza, como o setor desenvolvimentista e o ambientalista. Essa é uma boa oportunidade para somar esforços em prol da conservação, uma vez que está cada vez mais clara a importância social e econômica da natureza. Apesar do elevado nível de degradação, ainda é possível manejar a paisagem para possibilitar a persistência das espécies nativas e a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Ribeiro et al, 2009; Pardini et al 2010). No entanto, mesmo as maiores unidades de conservação da Mata Atlântica, nos estágios de maior integridade ecológica, não possuem área suficiente para manter populações dos predadores de topo e da maioria dos grandes mamíferos (Brooks & Rylands, 2005). Logo, é fundamental considerar o entorno das áreas protegidas e a configuração e composição das paisagens nas quais estão inseridas no planejamento e manejo para conservação dos recursos naturais.

O planejamento e a implementação de ações voltadas para compatibilizar o desenvolvimento econômico e conversão das paisagens com a preservação de espécies e ecossistemas e valores culturais deve ser apoiada por sistemas de informação geográfica, na dimensão espacial. Esta abordagem facilita a integração e análise de dados de di-

ferentes temas e a utilização por diversos atores. O planejamento territorial construído com a participação de diferentes setores da sociedade tem como uma das principais vantagens justamente o processo participativo, cujas ações planejadas terão mais chances de serem implementadas (Kapos et al, 2013.). Considerando que o zoneamento da área e as metas e ações são construídas em consenso nesse tipo de processo, há uma tendência de maior comprometimento dos atores envolvidos para o seu cumprimento. Os diferentes setores da sociedade, tanto os interessados diretamente na conservação da biodiversidade quanto àqueles ligados a atividades produtivas não afins com a conservação, têm avançado na busca de soluções que contemplem, ao menos em parte, ambas as demandas. Todavia, apesar do significativo avanço entre as instituições de pesquisa em biodiversidade para a sistematização de dados das espécies, populações e comunidades *in situ*, esses dados, ainda que preliminares e incompletos, têm circulação ou distribuição relativamente limitadas. No entanto, com tratamento adequado e restrições obedecidas, tais dados podem subsidiar o aprimoramento do planejamento territorial ou espacial, inclusive daqueles elaborados por setores da sociedade não-relacionados à conservação da natureza. Logo o intercâmbio e difusão de dados da biodiversidade devem ser estimulados.

Nesse sentido, os Planos Municipais para a Conservação e Recuperação da Mata Atlântica representam um instrumento inovador que avança na municipalização da gestão ambiental, onde o planejamento deve ter uma sólida linha de base com dados espaciais para a identificação de prioridades de ação e o monitoramento, e assim atingir os objetivos de conservação do município de forma integrada a outros instrumentos e metas de planejamento. No entanto, muitas vezes a falta de consideração em relação aos atributos biológicos da paisagem em outros planejamentos territoriais, como os planos diretores municipais ou, ainda, os planos de ordenamento territorial, deve-se principalmente pela absoluta falta de acesso aos dados de biodiversidade. É crescente e recorrente a demanda por dados de biodiversidade, como distribuição de espécies, cobertura vegetal nativa, locais de importância ecológica ou cultural singular, nas iniciativas de ordenamento ou zoneamentos

para o desenvolvimento urbano ou rural. Quando os diferentes setores estão mais bem articulados, realizando maior troca de dados e informações, e o trabalho está integrado, os conflitos são minimizados e as oportunidades para ações efetivas de conservação e restauração são otimizados (Kapos et al, 2013). É necessário que o setor ambientalista procure disponibilizar os dados sobre distribuição da biodiversidade e qualidade ambiental para uma ampla gama atores. Ao mesmo tempo, os outros setores de desenvolvimento econômico e social devem utilizar esses dados com parcimônia e buscar as soluções que contemplem de fato a problemática ambiental. Isso é especialmente importante para um desenvolvimento sustentável com bases sólidas, que garanta qualidade de vida e evite custos inesperados à sociedade, relacionados, por exemplo, a tragédias ambientais. À sociedade em geral, e ao estado particularmente, cabe cobrar e incentivar o cumprimento de boas práticas para o desenvolvimento sustentável.

Na Mata Atlântica, começam a surgir estudos e evidências para avaliar a contribuição ou o impacto dos sistemas produtivos na biodiversidade. Felizmente, existem experiências de sistemas bem manejados que promovem condições favoráveis à utilização e ocupação de culturas por espécies nativas, exemplos que devem ser seguidos para evitarmos um colapso da biodiversidade na Mata Atlântica em um futuro breve, conforme previsto por Brooks e Balmford (1996) e já diagnosticado por Canale e colaboradores (2012) no sul da Bahia. O planejamento e a gestão da paisagem, construídos e executados em conjunto por diferentes atores, permitiu a melhoria das condições de sobrevivência do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) no Pontal do Paranapanema, São Paulo (Ditt et al 2008, Cullen et al 2005). Na Bahia, as paisagens de cabruca, plantação de cacau sombreada por um estrato arbóreo, por vezes com contribuição de espécies arbóreas locais, promove um habitat favorável às espécies nativas, complementando a escassa cobertura de áreas protegidas e remanescentes florestais (Pardini et al, 2009). Apesar de não substituir a mata nativa, as plantações de *Pinnus* spp. abrigam uma parcela ex-

pressiva das espécies da fauna nativa da Mata de Araucária, complementando e potencialmente conectando o habitat original, cada vez mais escasso, e ainda pouco protegido (Fonseca et al, 2009). A partir de exemplos como esses, é possível concluir que o planejamento e gestão adequados das atividades produtivas podem contribuir expressivamente para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica, mesmo em paisagens severamente alteradas pelo homem.

A adequação ambiental de propriedades rurais é uma ação nesse caminho de integração entre paisagens produtivas para a humanidade e igualmente produtivas para a humanidade e minimamente viáveis com relação à conservação da natureza. Cada vez mais surgem iniciativas de preservação e recuperação de áreas de preservação permanente e reservas legais das propriedades rurais, inclusive inseridas em planejamentos regionais, buscando otimizar a contribuição à conservação. Um bom exemplo, novamente, é o conjunto desse tipo de reservas na região no Pontal do Paranapanema, São Paulo, permitindo a circulação de organismos nativos, como o mico-leão-preto (*L. chrysopygus*) através dos corredores e trampolins ecológicos formados por essas pequenas reservas em diferentes propriedades rurais (Ditt et al, 2008; Cullen et al., 2005). Para apoiar a espacialização do planejamento regional para a conservação, várias soluções em SIG vêm sendo desenvolvidas como, por exemplo, as ferramentas para adequação ambiental de propriedades rurais (Paese et al., 2012). Na Mata Atlântica, em Santa Catarina, há um exemplo concreto da utilização de SIG com essa abordagem no planejamento da paisagem rural ambientalmente otimizada, executada pela Associação de Municípios do Alto Vale do Itajaí (Amavi) em parceria com o Ministério do Meio Ambiente³. Nessa iniciativa, a averbação da reserva legal é validada pela Associação com base em critérios de conectividade da paisagem e conservação da biodiversidade. Adicionalmente, em 2012 foi criado o Cadastro Ambiental Rural (CAR) pela Lei Federal 12.651/2012, que inovou ao ampliar e difundir a utilização de

³ Mais informações em www.amavi.org.br.

SIG para o planejamento da paisagem em todo o País. Essas soluções, em geral, se baseiam na identificação de áreas da propriedade mais indicadas para a delimitação de reservas legais, com composição mais íntegra do habitat histórico, ou nativo, e localização mais estratégica, tanto no contexto local quanto da paisagem, em uma escala mais regional (Paese et al., 2012). Além de proporcionar possíveis corredores de habitats e trampolins ecológicos para as espécies nativas, as reservas legais são fundamentais também devido aos serviços ecossistêmicos que proporcionam, como a regulação climática local, polinização de culturas no entorno, controle de pragas, provisão de água, sequestro de carbono, produtos madeireiros e não-madeireiros, beleza cênica, área de lazer, entre diversos outros (Constanza et al., 1997; Guedes e Seehusen, 2011).

Cada vez mais o planejamento para a conservação é feito de forma participativa e transdisciplinar. Isso permite alcançar planos mais realistas e exequíveis, com a colaboração de grande parte dos atores envolvidos. Apesar de ser estratégico conciliar os diferentes tipos de planejamento territorial - e, em particular, aumentar o diálogo, a troca de informações e a busca de soluções comuns entre os objetivos de conservação e o desenvolvimento -, é primordial destacar a relevância ecológica de áreas singulares no planejamento para a conservação da biodiversidade. Áreas com alta insubstituibilidade em relação aos atributos biológicos, no contexto do planejamento sistêmico para a conservação (Margules e Pressey, 2000), devem ser alvos prioritários, independentemente do custo de oportunidade relacionado ao uso da terra na região (Arponen et al., 2012). Embora cada região tenha características únicas das paisagens, há algumas orientações que, apesar de gerais, podem contribuir para balizar um planejamento territorial que concilie áreas produtivas e a conservação da natureza. Fischer e colaboradores (2006) sugerem dez princípios básicos para possibilitar a manutenção da biodiversidade, das funções ecossistêmicas e da resiliência em paisagens com cultivos e outros tipos de uso do solo para produção agropecuária:

- i. manter e criar grandes manchas de habitat nativo na paisagem – áreas maiores sustentam maior número de espécies em comparação com igual extensão somada em áreas menores; além disso, áreas maiores possuem mais habitats distintos
- ii. manter a complexidade estrutural ao longo da paisagem – os cultivos estruturalmente mais similares à vegetação nativa proporcionam maior conectividade e habitat para algumas espécies nativas e, também, diminuem consideravelmente o efeito de borda;
- iii. criar e manter áreas-tampões ao redor de zonas sensíveis – importante para diminuir o contraste e impacto entre a área de cultivo e a vegetação nativa, particularmente em áreas sensíveis, como ao redor de mananciais, estuários, e ecossistemas frágeis;
- iv. implementar corredores de habitat e trampolins ecológicos – os corredores de vegetação ligando fragmentos nativos e as pequenas manchas de habitat, os chamados trampolins ecológicos, espalhadas ao longo da paisagem, têm um papel fundamental no fluxo gênico de populações fragmentadas, particularmente naquelas paisagens onde as matrizes são mais hostis à biodiversidade;
- v. manter a heterogeneidade e capturar os gradientes ambientais da paisagem – a heterogeneidade determina em grande parte a diversidade biológica de uma região, de forma que é fundamental planejar e manejar a paisagem para permitir a manutenção da heterogeneidade em todas as escalas;
- vi. manter interações ecológicas-chaves e a diversidade funcional – as atividades antrópicas impactam negativamente a estrutura das comunidades biológicas; portanto, uma forma de assegurar a manutenção de parte importante das relações ecológicas é manter populações viáveis e ecologicamente funcionais de espécies-chaves e a diversidade de espécies dentro de grupos funcionais;
- vii. permitir o regime apropriado de distúrbios – a ocorrência de distúrbios de diferentes magnitudes, como o surgimento de clareiras, queimadas, mudanças no leito de um rio, é comum em ecossistemas naturais e

fundamental para a manutenção da diversidade biológica e processos ecossistêmicos; estratégias de manejo de paisagens antrópicas devem permitir ou até reproduzir regimes de distúrbios similares aos ecossistemas nativos;

- viii. controlar espécies invasoras, superabundantes ou agressivas – espécies exóticas ou nativas oportunistas podem se beneficiar de paisagens antrópicas, tornando-se extraordinariamente abundantes e causando impactos irreversíveis nos ecossistemas nativos;
- ix. minimizar outras ameaças específicas à biodiversidade – planejar e implementar estratégias para manter a biodiversidade e as funções ecossistêmicas em paisagens modificadas pelo homem é um desafio não só devido ao arranjo espacial. Diversas outras ameaças operam em sinergia para depauperar a biodiversidade; assim, é fundamental minimizar esses impactos, bem como os diversos tipos de extração não-sustentável e poluição;
- x. manter espécies de interesse singular – os princípios elencados acima possibilitam condições para a manutenção da biodiversidade, mas algumas espécies raras, ameaçadas ou endêmicas podem contribuir pouco para as funções ecossistêmicas e passarem despercebidas ou não serem contempladas pelas orientações acima. Assim, é fundamental atentar para essas espécies, manejando a paisagem para permitir a viabilidade de suas populações.

4. Integração com iniciativas de pagamento por serviços ambientais

O pagamento por serviços ambientais (PSA), ou serviços ecossistêmicos, é considerado cada vez mais como um importante mecanismo para possibilitar a compatibilização do desenvolvimento econômico e social com a conservação da natureza. O potencial de conciliar múltiplos alvos para a conservação, como os estoques de carbono na vegetação nativa, a proteção dos mananciais e a preservação da beleza cênica e de espécies sin-

gulares, entre outros possíveis alvos (Guedes & Seehusen, 2011), além da possibilidade de gerar benefícios sociais, causou um grande interesse e uma corrida em busca da identificação dos serviços ambientais, seus provedores e beneficiários. Com a crescente preocupação da sociedade em geral e, conseqüentemente, do setor produtivo para cumprir metas de sustentabilidade e contribuições ao desenvolvimento sustentável e à conservação de ecossistemas e espécies, o PSA tem sido visto como uma panaceia para os problemas socioambientais e para a promoção da conservação da biodiversidade. De fato, em certos casos e para determinadas regiões, os PSA podem servir para o alcance de múltiplos alvos para a conservação e, quando bem implementados, podem gerar os múltiplos benefícios esperados, tanto para o desenvolvimento social e econômico quanto para a biodiversidade; porém, nem sempre os alvos são congruentes (Wendland et al, 2010).

É necessário ter em mente que cada objetivo específico tem um alvo também específico. Assim, mesmo dois objetivos relacionados, como sequestrar carbono ou manter estoques naturais de carbono, terão áreas ou alvos prioritários distintos com as melhores soluções em termos de custo-benefício. Nesse caso acima, as florestas em estágios iniciais de crescimento são alvos prioritários para o sequestro, enquanto florestas maduras, em estágio avançado de crescimento, com estrutura desenvolvida e elevada biomassa acumulada, são alvos para a manutenção dos estoques de carbono florestais. Logo, as áreas mais importantes para carbono, água, biodiversidade, beleza cênica, polinização, também não são necessariamente congruentes. Portanto, o PSA deve ser usado com parcimônia e não deve ser considerado como a solução para todos os problemas ambientais e para a conservação da biodiversidade. Sobretudo, é fundamental buscar a integração das diferentes demandas relacionadas à conservação da natureza, sempre atentando às prioridades de cada uma delas.

As áreas mais importantes para os serviços ecossistêmicos muitas vezes têm uma distribuição es-

pacial diferente daquelas mais importantes para a diversidade de espécies. Em algumas regiões existe uma congruência na distribuição desses atributos, com áreas de alto valor para ambas, mas em outras, as áreas mais importantes para um serviço ecossistêmico têm uma distribuição espacial diferente das áreas mais importantes para a conservação de espécies, ou até mesmo de outro serviço ambiental, tanto numa escala local e regional (Wendland et al, 2010) quanto global (Turner et al, 2007). Portanto, o atendimento aos objetivos específicos de cada projeto ou programa de desenvolvimento socioeconômico ou de preservação ambiental, e a congruência entre diferentes alvos para a conservação da natureza, deve ser avaliado criteriosamente, caso a caso. No entanto, as reais oportunidades para erguer iniciativas genuínas de PSA, baseadas na dinâmica de mercado ao invés de financiadas por projetos-pilotos, ainda são muito limitadas. Os altos custos de transação, a baixa disponibilidade de pagadores e, por vezes, a indefinição dos recebedores são os principais fatores que dificultam a difusão do PSA, particularmente em países em desenvolvimento (Wendland et al., 2010). Assim, na equação para identificar áreas mais estratégicas para investir esforços para real implementação do PSA é necessário buscar aquelas onde há maior sobreposição entre os diversos serviços ecossistêmicos e os alvos da biodiversidade, como espécies e ecossistemas, mas também é fundamental considerar o contexto socioeconômico e institucional.

O planejamento e implementação de esquemas de PSA devem contar com o apoio de ferramentas, particularmente os sistemas de informação geográfica. Primeiramente, é necessário mapear os diferentes tipos de serviços, sua quantidade e qualidade; depois, é fundamental analisar outras informações explicitamente espacializadas, como a distribuição da infraestrutura, de assentamentos e aglomerações humanas, do custo de oportunidade da terra, das áreas protegidas, entre outros temas essenciais para o planejamento e sucesso de mecanismos de PSA. Os SIG podem servir também para a determinação de linhas de base e para o monitoramento dos serviços em si, dependendo

da região e particularmente da acurácia desejada, conforme discutido por Metzker e colaboradores nesta publicação. Atualmente, o monitoramento detalhado da provisão de serviços, como qualidade e quantidade de água, carbono sequestrado ou retido, ainda é inviável ou inacurado através de ferramentas de sensoriamento remoto para uma área de abrangência extensa, como o conjunto da Mata Atlântica. Embora o desenvolvimento de novas técnicas e ferramentas remotas esteja em curso, ainda é necessário aprimorar, calibrar e integrar mais as medidas empíricas, *in situ*. Essa é uma área promissora na qual irão ocorrer avanços expressivos nos próximos anos.

5. Contribuições à tomada de decisão e cumprimento de metas nacionais e internacionais de conservação, recuperação e monitoramento da biodiversidade brasileira

A conservação dos recursos naturais, das espécies e dos ecossistemas é chave para o bem-estar da população humana atual e das próximas gerações. Apesar dos inúmeros produtos e serviços providos pela biodiversidade, a humanidade continua causando-lhes impactos crescentes. Diversos compromissos mundiais foram assumidos por diversos países, incluindo o Brasil, para minimizar os impactos negativos e promover ações de conservação e restauração da biodiversidade. O principal deles é a Convenção sobre Diversidade Biológica, definida por 42 artigos, entre os quais, destacamos no contexto desta publicação:

1º artigo – define o objetivo da CDB, a conservação da biodiversidade e o uso sustentável dos seus componentes, assim como a repartição equitativa dos benefícios providos pela biodiversidade. A série de mapeamentos reunidos nesta publicação tem exatamente como principal objetivo promover a conservação e o uso sustentável da biodiversidade na Mata Atlântica;

6º artigo – desenvolver estratégias nacionais que reflitam os objetivos da CDB, incluindo políticas,

programas ou planos de ação para a conservação e o uso sustentável da biodiversidade, além de integrá-los aos processos de planejamento de múltiplos setores da sociedade. Para tornarem-se efetivas, essas estratégias devem ser incluídas no desenvolvimento de políticas de setores diversos, como a agricultura, educação, emprego, energia, saúde, transporte, turismo. É necessário transformar a lógica de desenvolvimento, considerando como pilar central a biodiversidade e o desenvolvimento sustentável.

7º artigo – identificar componentes da biodiversidade e monitorar aqueles particularmente importantes para a conservação e o uso sustentável, além de identificar os principais fatores e processos de ameaça, e também sistematizar os dados sobre a biodiversidade e suas ameaças. Essas ações visam ampliar o conhecimento sobre a biodiversidade em seus diferentes níveis, desde biomas, ecossistemas, habitats, espécies e comunidades, até sua dimensão genética. O desafio aqui é não só gerar informações relevantes para complementar aquelas existentes, mas também buscar ampliar a troca e a sistematização adequada dos dados sobre biodiversidade e sua divulgação e disponibilização, particularmente para outros setores da sociedade.

8º artigo – estabelecimento de um sistema de áreas protegidas e outras áreas para a tomada de medidas em prol da conservação da biodiversidade e desenvolver critérios e diretrizes para a seleção, implementação e gestão das áreas protegidas e paisagens nas quais estão inseridas, incluindo ações de recuperação e restauração destas. Neste artigo, que trata da conservação *in situ*, é o principal contemplado pelas iniciativas aqui reunidas. Os mapeamentos apresentados nos capítulos anteriores podem ser utilizados para esses diferentes objetivos de conservação e restauração *in situ*, através do uso de abordagens integradoras e inovadoras.

11º artigo – adoção de medidas econômicas e sociais de incentivo à conservação e ao uso sustentável da biodiversidade. Os principais fatores que levam à degradação dos recursos naturais são

econômicos. É necessário utilizar as mesmas forças econômicas e produtivas para reverter os impactos negativos sobre a biodiversidade por meio de medidas proativas para a sustentabilidade, como incentivos e subsídios, tanto pela sociedade e pelos mercados quanto pelos governos.

Após a formulação da CDB, na Rio-92, houve muitos avanços no comprometimento das partes signatárias em elaborar e implementar ações para a conservação e o uso sustentável da biodiversidade. No entanto, apesar de avanços na elaboração de políticas públicas, a implementação prática de tais formulações ainda é limitada para viabilizar o objetivo da CDB. O fracasso em atingir as metas globais para 2010 de redução da perda da biodiversidade, firmados em 2002, a partir dos objetivos da CDB, coloca em cheque não só a viabilidade das espécies e a manutenção dos serviços ecossistêmicos, mas também a própria viabilidade e bem-estar da população humana. Entre as 21 metas firmadas, nenhuma foi completamente atingida pelas partes; houve avanços parciais para algumas metas em diferentes países e apenas alguns países alcançaram completamente algumas poucas metas. Esse fracasso coletivo da sociedade global em reduzir a perda da biodiversidade, indica que ainda há muito a ser feito para garantirmos a biodiversidade e os recursos naturais para o bem-estar das próximas gerações e da população humana atual. Por outro lado, é útil também para alertar para a necessidade de ajustes na estratégia visando alcançar tais metas. Ou seja, a partir dos tímidos resultados alcançados, fica evidente que as estratégias de implementação e comunicação das metas de redução da perda biodiversidade devem ser levadas e debatidas com os diversos setores da sociedade, e não só com a academia e o setor ambiental (MMA, 2011). Essa mudança de foco vem sendo direcionada, por exemplo, com o desenvolvimento e fortalecimento de iniciativas relacionadas à economia ambiental e aos serviços ecossistêmicos (Guedes & Seehusen, 2011).

O Brasil é o país com a maior biodiversidade do mundo e ainda possui grande parte do seu capital natural preservado, apesar das intensas e

crescentes ameaças às espécies e ecossistemas. Além das metas globais para a redução da perda da biodiversidade, o Brasil foi ainda mais ambicioso e, em 2006, estabeleceu 51 metas e submetas nacionais relacionadas às metas globais. O 4º Relatório Nacional para a CDB, elaborado em 2010, também indicou que as pressões e ameaças à biodiversidade afetam cada vez mais a nossa biodiversidade, trazendo prejuízos imediatos para a população brasileira, nos diferentes biomas do país (MMA, 2011). Entre as metas nacionais, conseguimos atingir completamente apenas duas: a sistematização e disponibilização de dados das espécies brasileiras em bancos de dados permanentes e a redução de mais de 25% dos focos de calor em todos os biomas do país. Outras metas importantes, como o avanço na cobertura de áreas protegidas e o incremento no número de patentes de produtos da biodiversidade, apresentaram avanços significativos. No entanto, a grande maioria das metas apresentou avanços pequenos ou insignificantes. Apesar da dificuldade prática em compatibilizar o desenvolvimento econômico com as metas de redução de perda da biodiversidade e seus serviços, algumas iniciativas apontam para um caminho conciliador, em busca de um modelo de desenvolvimento sustentável que integre as diferentes agendas.

Os mapeamentos reunidos nesta publicação foram desenvolvidos exatamente para otimizar o planejamento integrado de diferentes setores da sociedade, buscando identificar áreas estratégicas, não só para a conservação da biodiversidade, nosso mais rico patrimônio nacional, mas também para a recuperação florestal, visando a manutenção das espécies e dos serviços ecossistêmicos nas paisagens severamente fragmentadas e degradadas da Mata Atlântica, além de áreas com grandes oportunidades para unir incentivos econômicos à preservação ambiental, através de créditos de carbono. Sem dúvida, ainda precisamos avançar muito para alcançar conquistas significativas no enfrentamento à perda da biodiversidade, considerando as principais ameaças atuais, como a perda, fragmentação e degradação dos habitats e a introdução e invasão de espécies exóticas, assim como as ameaças incipientes, como as mudanças climáticas

globais. Os avanços necessários serão alcançados apenas se conseguirmos internalizar a problemática ambiental em todos os setores da sociedade, internalizando os custos ambientais nas atividades produtivas; atribuindo, incentivando e fiscalizando as responsabilidades para o uso sustentável dos recursos naturais e garantindo a conservação das espécies e serviços dos ecossistemas.

Referências

- Arponen, A.; Lehtomäki, J.; Leppänen, J.; Tomppo, E.; Moilanen, A., 2012. Effects of connectivity and spatial resolution of analyses on conservation prioritization across large extents. *Conservation Biology*, 26:294-304.
- Brooks T.; Balmford, A., 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature*, v. 380, p. 115.
- Brooks, T. e Rylands, A.B.; 2003. Species on the brink: critically endangered terrestrial vertebrates. In: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I., (eds). *The Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington DC: Island Pr. p 360-71.
- Canale, G.R.; Peres, C.A.; Guidorizzi, C.E.; Gatto, C.A.F.; Kierulff, M.C.M., 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PlosOne* 7:1-9.
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farberparallel, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.& van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253 – 260.
- Cullen, L.; Alger, K.; Rambaldi, D. M., 2005. Land reform and biodiversity conservation in Brazil in the 1990s: Conflict and the articulation of mutual interests. *Conservation Biology* 19:747-755.
- Dean, W. 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Cia. das Letras, São Paulo.

- Ditt, E.H., Knight, J.D.; Mourato, S.; Pádua, C.V.; Martins, R.R.; Ghazoul, J., 2008. Defying legal protection of Atlantic Forest in the transforming landscape around the Atibainha reservoir, south-eastern Brazil. *Landscape and Urban Planning* 86:276-283.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B.; Manning, A.D., 2006. Biodiversity, ecosystem function and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 80–86.
- Fonseca, C.R.; Ganade, G.; Baldissera, R.; Becker, C.G.; Boelter, C.R.; Brescovit, A.D.; Campos, L.M.; Fleck, T.; Vanda, S.; Fonseca, S.M.; Hartz, F.; Joner, M.I.; Kaffer, A.M.; Leal-Zanchet, M.P.; Marcelli, A.S.; Mesquita, C.A.; Mondin, C.P.; Paz, Maria V.; Petry, F.N.; Piovesan, J.; Putzke, A.; Stranz, M.; Vergara e E. Vieira, 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142: 1209-1219.
- Guedes, F. B.; Seehusen, S. E. 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Ministério do Meio Ambiente, 276p. Brasília.
- Jerusalinsky, L.; Talebi, M.; Melo F.R. (orgs) Plano de ação nacional para a conservação dos muriquis. ICMBio 2011. 144 p. (Série Espécies Ameaçadas ; 11)
- Lindenmayer, D.B. e Likens G.E. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143: 1317-1328
- Margules, C.R.; Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- MMA, 2011. Quarto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica: Brasil. Brasília: MMA, 248p.
- Paese, A.; Uezu, A.; Lorini, M.L.; Cunha, A., 2012. Conservação da biodiversidade com SIG. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. v. 1. 240p.
- Pardini, R.; Bueno, A.A.; Gardner, T.A.; Prado, P.I.; Metzger, J.P., 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *PlosOne*, v. 5, p. e13666.
- Pardini, R.; Faria, D.; Accacio, G.M.; Laps, R.R.; Mariano-Neto, E.; Paciencia, M.L.B.; Dixo, M.; Baumgarten, J., 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biol. Cons* 142, 1178-1190.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v.142, p. 1141–1153
- Turner W.R.; Brandon, K.; Brooks, T.M.; Costanza, R.; da Fonseca, G.A.B.; Portela, R., 2007. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 57: 868-873.

Lista dos autores

Adriana P. Bayma, especialista em Geoprocessamento Ambiental, UnB. Analista Ambiental. Departamento de Conservação da Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas.

Adriano Pereira Paglia, doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG. Professor, Laboratório de Ecologia e Conservação, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG.

Alexandre Camargo Martensen, mestre em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres, USP. Diretor da Taki Ambiental.

André Almeida Cunha, doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG. Professor e responsável pelo Laboratório de Biodiversidade e Áreas Protegidas (LABAP). Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, e Centro de Excelência em Turismo, CET, Universidade de Brasília, UnB.

Britaldo Soares Filho, pós-Doutorado, Woods Hole Research Center. Departamento de Geociências, UFMG, Belo Horizonte/MG-Brasil.

Bruno Defane Borges, ecólogo, Unesp-Rio Claro. Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação, Unesp-Rio Claro

Christiane G. Dall'Aglio-Holvorcem, doutora em Ecologia, UNICAMP. Consultora, Projeto Proteção da Mata Atlântica II, GIZ/SBF/MMA.

Fátima Becker Guedes, mestre em Genética e Evolução, UFSCar. Analista Ambiental do Ministério do Meio Ambiente.

Fernando Tatagiba, mestre em Botânica, Museu Nacional/UFRJ. Chefe de Gabinete, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Ministério do Meio Ambiente.

Ingrid Prem, geógrafa, Universidade de Regensburg, Alemanha. Diretora, Proteção e Gestão Sustentável das Florestas Tropicais, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.

Jan Kleine Büning, coordenador, Projeto Monitoramento da Biodiversidade *in situ* com relevância para o clima em UCs federais, GIZ/ICMBio/MMA, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.

Jean Paul Metzger, doutor em Ecologia de Paisagens, Universidade Paul Sabatier de Toulouse. Professor, Departamento de Ecologia, USP, Instituto de Biociências.

John Wesley Ribeiro, técnico em SIG. Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação, Unesp-Rio Claro.

Jorge A. Ahumada, Ph.D. em Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University. Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA.

Leandro Reverberi Tambosi, doutorado em andamento em Ecologia, USP. Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação Biológica (Lepac). Departamento de Ecologia, USP, Instituto de Biociências.

Luiz Paulo Pinto, mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG. Diretor Sênior de Biomas, Conservação Internacional do Brasil.

Marília Borgo, doutora em Engenharia Florestal, UFPR. Especialista em Projetos Florestais de Carbono da The Nature Conservancy, Programa de Conservação da Mata Atlântica e Savanas Centrais.

Marília Marini, mestre em Ecologia, UFMG. Coordenadora. Coordenação Geral de Pesquisa e Monitoramento da Biodiversidade. Diretoria de Conservação da Biodiversidade, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICM-Bio.

Mauro Galetti, doutor em Biological Sciences, University of Cambridge, UK. Professor e responsável pelo Laboratório de Biologia da Conservação, Departamento de Ecologia, Unesp-Rio Claro.

Milena Ribeiro, The Nature Conservancy, Programa de Conservação da Mata Atlântica e Savanas Centrais.

Milton Cezar Ribeiro, doutor em Ecologia, USP. Professor e responsável pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), Departamento de Ecologia, Unesp-Rio Claro

Natalie Unterstell, especialista em Economia dos Recursos Naturais. Gerente de Mudança do Clima e Florestas, Secretaria de Mudanças Climáticas, Ministério do Meio Ambiente.

Pedro Castro, secretário-executivo, Pacto pela Restauração da Mata Atlântica.

Queila de Souza Garcia, doutora em Biologia Vegetal, Unicamp; pós-doutorado, Espanha. Professora Associada do Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG.

Rafael Fonseca, mestre em Geografia, UnB. Perito nacional, Projeto Monitoramento da Biodiversidade *in situ* com relevância para o clima em UCs federais, GIZ/ICMBio/MMA, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.

Regiane Kock, engenheira florestal. The Nature Conservancy, Programa de Conservação da Mata Atlântica e Savanas Centrais.

Roberto Brandão Cavalcanti, secretário de Biodiversidade e Florestas, Ministério do Meio Ambiente. Professor titular, Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, UnB.

Rodrigo Bernardo, técnico em SIG. Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação, Unesp-Rio Claro.

Tereza Cristina Spósito, doutora em Biologia Vegetal, Unicamp. Pesquisadora do Departamento de Botânica, UFMG.

Thiago Metzker, doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG. Myr Projetos Sustentáveis. Laboratório de Sistemática Vegetal, Departamento de Biologia Geral, UFMG, Instituto de Ciências Biológicas.

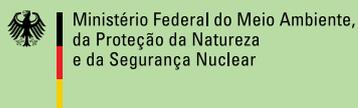
Yuri Botelho Salmona, geógrafo, mestre em Ciências Florestais, UnB. Pesquisador da Rede ComCerrado - Rede de Pesquisas para o Uso Sustentável e Conservação do Cerrado. Departamento de Zoologia, UnB.



**Década das Nações Unidas
sobre a Biodiversidade**



Em nome do



da República Federal da Alemanha

**Ministério do
Meio Ambiente**

