

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

**Análise de lacunas ambientais no processo de definição de áreas
prioritárias para a conservação da Mata Atlântica**

Érica Donaire da Silva

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como
parte dos requisitos para obtenção do título de
Engenheira Florestal

Piracicaba
2017

Érica Donaire da Silva

**Análise de lacunas ambientais no processo de definição de áreas prioritárias
para a conservação Mata Atlântica**

Orientador:
Prof. Dr. **Silvio Frosini Ferraz**

Colaboradores:
Prof. Dr. **Paulo Van Breugel**
Dr. **Leandro Reverberi Tambosi**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como
parte dos requisitos para obtenção do título de
Engenheira Florestal

**Piracicaba
2017**

AGRADECIMENTOS

Às experiências, por me tornarem tudo o que sou.

Aos obstáculos, que me fizeram resiliente.

Ao universo, por ter me guiado por infinitas estradas.

A toda e qualquer forma de expressão artística, pela intensidade que traz à vida.

E a todas as almas sublimes que cruzaram meu caminho, por me inspirarem a cada dia.

Agradeço em especial à ESALQ, por ter me concedido tantas oportunidades, experiências e aprendizados. Ao CNPq e à Universidade de *Queensland*, pela oportunidade de intercâmbio, sem a qual não teria desenvolvido minha paixão pela área de planejamento sistemático da conservação, essencial para concretizar este trabalho.

Agradeço ao Professor Silvio, que me deu liberdade no delineamento do projeto e contribuiu imensamente com seu conhecimento; ao Leandro, pelas dicas valiosas; e ao professor Paulo, da Universidade de Copenhagen, cuja contribuição foi fundamental no desenvolvimento deste estudo.

Agradeço a minha família, em especial meus pais, Mércia e Roberto, meu irmão Eduardo e meus tios Mara e Alceu, por terem me ajudado a chegar até aqui.

E, por fim, agradeço a todas as amigas, que sempre tornaram a vida mais leve e me acompanharam nos infinitos caminhos do autoconhecimento, compartilhando momentos sublimes ou no simples desfrutar do ócio cotidiano, em especial, aqueles tão queridos, que considero como irmãos os quais a vida me presenteou: Kate, Bárbara, Peny, Yuri, Dedê, Akil, Isa, Zebra, Peripã, Áder, Txai, Leidi e tantos outros.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO	9
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
2.1. O contexto da Mata Atlântica	17
3. OBJETIVOS	21
4. MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1. Área de estudo	22
4.2. Base de dados	23
4.3. Representatividade Ambiental	28
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1. Índice de Cobertura (IC)	34
5.2. Índice de Viés Ambiental (I _v)	35
5.3. Índice Multivariado de Similaridade Ambiental (IMS) e áreas singulares	41
5.4. Cenários hipotéticos: expansão das áreas para fins de conservação	46
6. CONCLUSÕES	52
REFERÊNCIAS	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Domínio da Mata Atlântica no Brasil e a distribuição dos remanescentes naturais no ano de 2014 (SOS Mata Atlântica / INPE, 2015).	22
Figura 2 – Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica conforme a classificação de Silva e Casteleti (2003), excluindo-se as zonas de transição enquadradas em outros domínios.....	24
Figura 3 – Unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável no domínio da Mata Atlântica segundo o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (MMA, 2017)...	25
Figura 4 – Fluxograma esquematizando a metodologia utilizada.....	33
Figura 5 – Relação entre os valores de representatividade e o percentual de áreas protegidas por unidades de conservação de proteção integral (UC_{PI}) para cada sub-região.....	37
Figura 6 – Relação entre os valores de I_v e o percentual de áreas protegidas por unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável (UC_{PI+US}), para cada sub-região.....	38
Figura 7 – Relação entre os índices de representatividade (I_R) e os índices de cobertura (IC) para cada sub-região, quando consideradas a distribuição das unidades de proteção de todas as categorias somada à área dos remanescentes naturais fora de áreas protegidas ($UC_{PI+us+REM}$).....	39
Figura 8 – Índice multivariado de similaridade ambiental (IMS) no domínio da Mata Atlântica computados para o cenário que considera apenas a distribuição das unidades de proteção integral (UC_{PI}). Áreas que apresentaram os maiores valores de IMS, indicadas em tons amarelo-esverdeados, apontam regiões cujas variáveis encontram-se bem representadas pelo sistema de UCs, enquanto que os valores menores, indicados em tons vermelho-alaranjados, indicam regiões com variáveis pouco representadas.....	42
Figura 9 – Índice multivariado de similaridade ambiental (IMS) no domínio da Mata Atlântica computados para o cenário que leva em consideração tanto as unidades de proteção integral quanto às de uso sustentável (UC_{PI+US}). Áreas que apresentaram os maiores valores de IMS, indicadas em tons amarelo-esverdeados, apontam regiões cujas variáveis encontram-se bem representadas pelo sistema de UCs, enquanto que os valores menores, indicados em tons vermelho-alaranjados, indicam regiões com variáveis pouco representadas.....	43
Figura 10 – Áreas singulares no domínio da Mata Atlântica identificadas para o cenário que considera apenas a distribuição das unidades de proteção integral (UC_{PI}).....	44

Figura 11 – Áreas singulares no domínio da Mata Atlântica, identificadas para o cenário que considera tanto as unidades de proteção integral quanto às unidades de uso sustentável (UC_{PI+US}).	45
Figura 12 – Áreas selecionadas para a expansão das unidades de conservação e dos remanescentes naturais considerando, para cada sub-região, um aumento no percentual de UCs para 17% e para 20% nas áreas privadas.	47
Figura 13 – Áreas selecionadas para a expansão das unidades de conservação e dos remanescentes naturais considerando para cada sub-região, um aumento em 10% em relação à área atual destinada para fins de conservação ($UC_{PI+US+REM}$).	48
Figura 14 – Relação entre o incremento percentual de área no sistema de áreas protegidas e o aumento percentual no índice de viés ambiental, quando comparado aos valores obtidos para $UC_{PI+US+REM}$	50

RESUMO

Análise de lacunas ambientais no processo de definição de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica

Historicamente, as alterações antrópicas tendem a ocorrer em um processo não aleatório ao longo da paisagem, concentrando-se em áreas com condições favoráveis ao desenvolvimento agropecuário e à expansão urbana. Consequentemente, a destinação de áreas para fins de conservação tende a se concentrar em áreas de baixo valor econômico, resultando em um sistema de áreas protegidas pouco representativo no que tange as variações ambientais existentes. Nesse contexto, a Mata Atlântica, que tem sido alvo de intensa fragmentação, apresenta uma rede de áreas protegidas com forte viés ambiental, apesar dos crescentes esforços para a conservação do bioma.

Buscando identificar os principais gargalos na conservação da Mata Atlântica no Brasil e compreender em que nível as áreas protegidas se apresentam como mecanismos de proteção eficientes na abrangência e representatividade de sua heterogeneidade, foi realizada uma análise de lacunas na rede de áreas protegidas do domínio por meio de uma análise multivariada de similaridade ambiental, levando em consideração a distribuição das áreas protegidas e de 23 variáveis ambientais ao longo de cada sub-região biogeográfica. Estes resultados indicaram a existência de forte viés ambiental, principalmente em regiões como São Francisco, Diamantina e Pernambuco, enquanto que regiões como Serra do Mar e Brejos Nordestinos apresentaram uma maior representatividade de sua variabilidade. Tais resultados poderão, futuramente, ser incorporados em outras análises no processo de seleção de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica, norteados a criação de políticas públicas que visem a criação de um sistema de reservas mais representativo.

Palavras-chave: Planejamento da conservação; Análise de lacunas; Mata Atlântica; ecologia da paisagem.

ABSTRACT

Environmental gap analysis to prioritize conservation efforts in the Atlantic Forest

Historically, anthropological activities tend to occur through not random processes across the landscape, prioritizing areas with desirable conditions for urban development and agriculture. As a consequence, land for conservation purposes tends to be located in areas of low economic value, resulting on a biased protected area network in terms of representativeness of the biodiversity features. In this context, the Atlantic Forest, which has been suffering an intensive fragmentation process, currently presents a very biased reserve system in what refers to the comprehensiveness of its biodiversity features, despite the recent efforts to promote conservation in this biome.

In order to identify the main bias for conservation on the Brazilian Atlantic Forest and to comprehend in what level protected areas can be considered as efficient mechanisms to guarantee representativeness and comprehensiveness of the biome's heterogeneity, we made an environmental gap analysis in the domain's reserve system by analyzing multivariate environmental similarity indexes, considering the distribution of protected areas and of 23 environmental variables across each biogeographic sub-region. The analysis results indicated strong environmental bias, mainly in regions like Sao Francisco, Diamantina and Pernambuco, while regions as Serra do Mar and Brejos Nordestinos presented more comprehensive reserve systems. This analysis results might be useful to incorporate other analysis in the future to identify priority areas for the Atlantic Forest conservation, in order guide decision making processes to create more efficient reserve network systems in terms of representativeness of its ecological features.

Keywords: Conservation planning, Gap analysis; Atlantic Forest; Landscape ecology.

1. INTRODUÇÃO

O processo de conversão dos ecossistemas naturais decorrente das ações antrópicas, sob uma perspectiva histórica, se mostra bastante enviesado no que se refere à localização e à distribuição ao longo da paisagem, de modo que a expansão de atividades como a agropecuária e a urbanização tendem a se concentrar em áreas com terrenos pouco declivosos e solos de alta produtividade. Consequentemente, a destinação de áreas para fins de conservação tende a se concentrar em áreas de baixo valor econômico, resultando na consolidação de uma rede de áreas protegidas pouco representativa no que tange às variações ambientais existentes, como tipos de habitat e processos ecológicos. Dessa forma, de modo geral, o conjunto de remanescentes naturais atualmente é composto principalmente pelos ecossistemas localizados nas áreas mais declivosas e/ou com solos desfavoráveis para a atividade agrícola, deixando de representar uma grande parte da variabilidade ambiental (Margules e Pressey, 2000; Mendel e Kirkpatrick, 2002; Rodrigues *et al.*, 2004; Watson *et al.*, 2011; Jones-Walters e Civic, 2013; Van-Breugel *et al.*, 2015).

No Brasil, a expansão agropecuária e urbana representa o principal fator de degradação dos remanescentes naturais (Ribeiro *et al.*, 2011). Nesse contexto, o bioma da Mata Atlântica, que anteriormente cobria cerca de 1,5 milhões de km², tem sido intensamente fragmentado, chegando a perder cerca de 90% de sua cobertura vegetal (Tabarelli *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009; Ribeiro *et al.*, 2011).

De modo geral, a falta de uma visão holística no planejamento da conservação, desconsiderando os processos ecológicos em larga escala e as interações dos remanescentes com a paisagem no entorno, resultou na criação de um sistema de áreas protegidas pouco eficiente no que se refere ao alcance dos objetivos da conservação (Watson *et al.*, 2011; Trombulak e Baldwin, 2010). Assim, apesar dos crescentes esforços para a conservação da biodiversidade, é comum a adoção de estratégias pouco eficientes no que se refere à contenção do processo de extinção de espécies (Barr *et al.*, 2011). No caso da Mata Atlântica, apesar dos crescentes esforços para promover a conservação do bioma, com a criação de mais de 600 unidades de conservação de proteção integral nos últimos 40 anos, ainda existe uma série de críticas acerca da efetividade do sistema de áreas protegidas na conservação da biodiversidade (Tabarelli *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009).

Considerando-se que os recursos financeiros destinados para a conservação da biodiversidade são escassos, Langhammer *et al.* (2007) enfatizam a importância das análises de lacunas para otimizar o sistema de áreas protegidas, auxiliando na identificação das áreas que necessitam de medidas de proteção com maior urgência. Rodrigues *et al.* (2004) definem estas análises como uma ferramenta de planejamento da conservação pautada na avaliação da abrangência das áreas protegidas existentes, ou seja, na sua capacidade de abranger a diversidade potencial de determinada região, seja em nível de espécie ou da variabilidade dos ecossistemas em si. A partir destas análises, é possível identificar estes gargalos a fim de expandir e consolidar o sistema de áreas protegidas de forma estratégica, preenchendo as lacunas existentes.

Nesse sentido, os resultados deste estudo possibilitaram um diagnóstico sobre a situação atual do sistema de áreas protegidas na Mata Atlântica, por meio da identificação dos principais gargalos para a conservação do bioma, analisando as unidades de conservação (UCs) de proteção integral e de uso sustentável, bem como os remanescentes florestais fora das unidades de conservação, buscando compreender em que nível estes instrumentos de proteção são eficientes na conservação da biodiversidade em termos de abrangência e representatividade da heterogeneidade existente em cada sub-região biogeográfica estudada por Silva e Casteleti (2003). A partir destes resultados, será possível estabelecer diretrizes para a criação de políticas públicas e identificar áreas prioritárias para a conservação, buscando aumentar a representatividade do sistema de áreas protegidas no que se refere às variações ambientais existentes no bioma, de modo a otimizar os esforços e recursos financeiros destinados para fins de proteção ambiental. A identificação destas áreas chave para a conservação da biodiversidade no bioma poderá, portanto, nortear uma série de iniciativas, sugerindo áreas de interesse para a criação de Reservas Legais e de novas unidades de conservação, ou ainda, podendo futuramente, incorporar seus resultados em programas de pagamentos por serviços ecossistêmicos e em incentivos por políticas de REDD+.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Na última Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (Rio +20), realizada em 2012 no Rio de Janeiro, enfatizou-se a importância da diversidade biológica e seu papel fundamental no que tange à manutenção dos serviços ecossistêmicos, ressaltando-se a urgência na adoção de medidas efetivas a fim de se mitigar a perda de biodiversidade (Bertzky *et al.*, 2012). Os ecossistemas naturais oferecem à humanidade diversos benefícios diretos e indiretos por meio dos serviços ambientais, sustentando a economia global e assegurando a qualidade de vida da população (Constanza *et al.*, 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2004; TEEB, 2011). De acordo com os autores, tais serviços podem ser agrupados em quatro grupos conforme suas funções:

- i) Serviços de provisão, que oferecem recursos como alimentos, medicamentos, água e matéria prima;
- ii) Serviços de regulação dos processos ecológicos, tais como condições climáticas, qualidade da água, incidência de pragas e doenças, etc;
- iii) Serviços culturais, que trazem valores recreativos e estéticos responsáveis por garantir o bem-estar e a qualidade de vida humana;
- iv) Serviços de suporte, que atuam como base para a manutenção dos demais, a exemplo de polinização e ciclagem de nutrientes.

Apesar de seus inúmeros benefícios, os ecossistemas continuam sofrendo grandes pressões por parte das ações antrópicas, notadamente pela expansão de áreas agrícolas e urbanas agravando o processo de fragmentação (Langhammer *et al.*, 2007). Nos últimos 100 anos, as constantes modificações na paisagem por meio das ações antrópicas ocasionaram grandes perdas aos ecossistemas naturais, sendo que, atualmente, cerca de um quarto da superfície terrestre já teve seu uso do solo original convertido para sistemas cultivados (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Estima-se ainda, que as taxas de extinção de espécies estejam entre 100 e 1000 vezes maiores quando comparadas às taxas encontradas nos períodos anteriores à chegada do homem, sendo que o número de espécies ameaçadas teve um aumento significativo na última década (TEEB, 2011). Hoekstra *et al.* (2004), enfatizam que os impactos das ações antrópicas extrapolam as perdas em nível de espécie,

partindo para grandes perdas em nível de bioma, colocando-se em risco uma grande variedade de ecorregiões, tipos de habitat e interações ecológicas como um todo.

Estas perdas se refletem não só na qualidade de vida humana, mas em diversos setores da economia que estão direta ou indiretamente associados aos serviços ecossistêmicos, tais como agropecuária, pesca, produção florestal, indústria farmacêutica, indústrias energéticas e transporte. Assim, considerando-se que os ecossistemas são capazes de desempenhar serviços a um custo muito menor quando comparados a soluções tecnológicas, como regulação da fertilidade do solo e controle da qualidade da água, sua degradação promove um aumento significativo dos custos financeiros, tanto para o setor privado quanto para o poder público (TEEB, 2011).

As crescentes taxas de extinção de espécies estão associadas a diversas causas, dentre as quais se destacam a perda de habitat resultante da conversão do uso do solo; o uso descontrolado dos recursos naturais em atividades como geração de energia, mineração e agropecuária; poluição; mudanças climáticas e competição com espécies invasoras (Bruner *et al.*, 2001).

Considerando-se que a perda de habitat representa a ameaça mais significativa para a biodiversidade, Bruner *et al.* (2001) reconhece as áreas protegidas como sendo o mecanismo mais efetivo para a conservação. No entanto, Joppa e Pfaff (2009), ao analisarem a distribuição de unidades de conservação em 147 países, constataram que, de modo geral, o sistema de áreas protegidas global apresenta forte viés ambiental, de modo que as áreas protegidas tendem a serem alocadas em áreas que apresentam menor vulnerabilidade frente às ações antrópicas, em razão de características como aptidão para o uso agrícola, declividade e acessibilidade. Ou seja, as áreas protegidas tendem a se concentrar em regiões onde a pressão pela conversão do uso do solo já é baixa, independentemente da existência de medidas legais para evitá-la. De acordo com os autores, existe ainda uma relação destes vieses com a categoria das áreas protegidas, sendo que UCs com maior status de proteção geralmente apresentam maiores gargalos em termos de distribuição.

Estes gargalos se devem, em muito, ao fato de que a maior parte das unidades de conservação foi criada durante o século XX, quando a concepção acerca das áreas protegidas

e de suas funções era bastante divergente da perspectiva atual (Joppa e Pfaff, 2009). Contudo, nos últimos 20 anos, a evolução do conhecimento científico acerca da biologia da conservação e da ecologia da paisagem associada ao desenvolvimento de tecnologias como sistemas de informações geográficas e sensoriamento remoto, tiveram um impacto de extrema importância para a conservação da biodiversidade (Jones-Walters e Civic, 2013), propiciando uma abordagem sistemática para o planejamento da conservação a fim de nortear a destinação de recursos financeiros disponíveis de forma mais efetiva (Rodrigues *et al.*, 2004). No entanto, apesar dos avanços científico-tecnológicos, a seleção de novas áreas para conservação ainda não é totalmente livre de vieses, uma vez que estas tendências estão ainda associadas a questões políticas e socioeconômicas (Joppa e Pfaff, 2009).

Hoje, existem mais de 120.000 áreas protegidas, cobrindo cerca de 13,9% da superfície terrestre (TEEB, 2011). Embora existam diversas iniciativas no sentido de expandir o atual sistema de áreas protegidas, os recursos financeiros disponíveis para este fim são escassos, tornando-se necessária a aplicação de mecanismos de planejamento efetivos que garantam uma abordagem sistemática na identificação de áreas prioritárias para a conservação dos ecossistemas, possibilitando que os investimentos sejam alocados da forma mais eficiente (Rodrigues *et al.*, 2004; Jenkins e Joppa, 2009; Joppa e Pfaff, 2009)

De acordo com Trombulak e Baldwin (2010), os objetivos da conservação só serão tangíveis caso consideremos uma abordagem em grande escala, considerando todo o conjunto de remanescentes e as condições da paisagem no entorno, como uso do solo, contexto histórico e preços de aquisição do terreno. Nesse contexto, surge o conceito de planejamento sistemático da conservação, que busca oferecer diretrizes para o processo de tomadas de decisão no que se refere à alocação de unidades de conservação em nível de paisagem. Assim, busca-se priorizar áreas que representam a biodiversidade da melhor forma possível com um maior custo-benefício (Possingham *et al.*, 2006; Klein *et al.*, 2009; Watson *et al.*, 2011; Ervin, 2003; Kukkala e Moilanen, 2013). De acordo com Possingham *et al.* (2006) e Kukkala e Moilanen (2013), esta perspectiva está embasada notadamente em três princípios:

i-) abrangência - que tem como objetivo a inclusão de todas as variações ambientais no sistema de áreas protegidas, como diversidade de espécies, de habitats e de processos ecológicos;

ii-) representatividade - que busca compreender em que nível os fragmentos são viáveis no que se refere à manutenção da biodiversidade, à sustentação dos processos ecológicos e à resiliência do meio;

iii-) adequação - geralmente associada à porcentagens mínimas de áreas protegidas para garantir a viabilidade de todos os fatores ecológicos em longo prazo.

De acordo com Hoekstra *et al.* (2004), o primeiro passo para mitigar as perdas ecológicas em nível de bioma seria identificar regiões de maior vulnerabilidade para então direcionar esforços para a conservação dessas áreas. Uma forma de identificar essas áreas consiste na análise de lacunas, uma abordagem de planejamento embasada no conceito de abrangência anteriormente citado, avaliando a capacidade do sistema de áreas protegidas em abranger todas as variações ambientais características da região aonde ele se insere e identificando gargalos em sua distribuição, seja em nível de espécie ou de ecossistema (Rodrigues *et al.*, 2004).

Segundo Langhammer *et al.* (2007), existem duas abordagens distintas para o conceito de análise de lacunas: a primeira, originária dos Estados Unidos, busca analisar a distribuição das áreas naturais protegidas existentes, de modo a compará-la com a distribuição de variáveis ambientais e/ou modelos de distribuição de espécies (Fearnside e Ferraz, 1995; Strittholt e Boerner, 1995; Powell *et al.*, 2000; Scott *et al.*, 2001; Peterson e Kluza, 2003; Sowa *et al.*, 2007; Catullo *et al.*, 2008). Esta comparação é realizada com base em metas percentuais preestabelecidos, a fim de analisar em que nível cada variável ambiental e/ou espécie é representada pelo sistema de áreas protegidas. A segunda abordagem, predominante na literatura australiana, sul africana e europeia, possui um enfoque mais prático, focando na identificação de áreas prioritárias para a criação de novas unidades de conservação incorporando princípios de vulnerabilidade e de áreas insubstituíveis (Pressey *et al.*, 1993; Margules e Pressey, 2000; Paglia *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004; Maiorano *et al.*, 2006; Sharafi *et al.*, 2012; Van-Breugel *et al.*, 2015). No presente projeto, a análise proposta para identificar as lacunas de conservação na Mata Atlântica teve um enfoque inicial na primeira abordagem. Contudo, pode ser considerada como um primeiro passo a partir do qual poderão ser realizadas outras análises partindo para uma abordagem mais prática.

Nos últimos 40 anos, inúmeras conferências, convenções e acordos internacionais foram conduzidos mundialmente a fim de unir esforços para a conservação dos ecossistemas, reconhecendo a importância das áreas protegidas na conservação da diversidade biológicas e estabelecendo metas para a comunidade internacional (Bertzky *et al.*, 2012).

Em 1992, durante o 4º Congresso Mundial de Parques da IUCN, realizado em Caracas, Venezuela, recomendou-se que as áreas protegidas abrangessem um mínimo de 10% da área de cada bioma até o ano 2000. Todavia, a estipulação de metas percentuais generalistas tem sido bastante discutida e criticada pela falta de embasamento científico, uma vez que não leva em consideração os preceitos da ecologia e da biologia da conservação, estando mais associada a estratégias políticas e econômicas (Soule e Sanjayan, 1998; Rodrigues 2004).

Durante o 5º Congresso, realizado no ano de 2003 em Durban, África do Sul, anunciou-se o alcance da meta da média global de 10% proposta na década anterior. De acordo com os dados publicados na Lista de Áreas Protegidas das Nações Unidas (Chape *et al.*, 2003), as unidades de conservação já chegavam a abranger cerca de 11,5% da cobertura terrestre, com a cobertura individual dos biomas variando entre 4,6% e 26,3%, sendo que a meta de 10% já havia sido atingida em 9 dos 14 principais biomas terrestres. No entanto, tal percentual mostrou-se ainda pouco efetivo para garantir a conservação da biodiversidade, como demonstrado por Rodrigues *et al.* (2004) através da primeira análise de lacunas em nível global. Neste estudo, foi analisada a representatividade das unidades de conservação com base na distribuição de 11.633 espécies de vertebrados terrestres, constatando-se que ao menos 1423 espécies não estavam minimamente representadas no sistema de áreas protegidas. Assim, embora a cobertura mundial já excedesse os 10% propostos em 1992, provou-se que o sistema de áreas protegidas ainda se apresentava pouco eficiente no que tange à abrangência da distribuição da diversidade biológica, sendo que estas lacunas são ainda maiores quando levamos em consideração os ecossistemas marinhos e de água doce. Estes resultados enfatizam a importância de não apenas expandir a cobertura das unidades de conservação, mas apontam para a necessidade de uma expansão estratégica, que considere, dentre outros fatores, a distribuição da biodiversidade e as ameaças acerca dos ecossistemas (Rodrigues *et al.*, 2004).

A fim de mitigar estas falhas nos sistemas de unidades de conservação, diversos esforços vêm sendo implementados em nível global, dentre os quais se destaca o Programa de Trabalho de Áreas Protegidas, acordo internacional assinado em 2004 pelos 188 países participantes da Convenção de Diversidade Biológica, estipulando uma série de metas e objetivos para promover a conservação da biodiversidade. Um dos principais objetivos traçados por este acordo consiste em estabelecer sistemas de áreas protegidas que sejam abrangentes e ecologicamente representativos, tanto em nível nacional, quanto regional, garantindo-se ainda ações de manejo efetivas para garantir a qualidade das unidades de conservação. Dentre as ações propostas para atingir tal objetivo, está a realização de análises de lacunas, tanto em nível nacional quanto regional. Este tipo de análise foi apontado pela convenção como um dos indicadores para se avaliar a representatividade ambiental das redes de áreas protegidas, auxiliando na identificação de áreas prioritárias para a expansão do sistema (Bertzky *et al.*, 2012).

Em 2010, a Convenção da Diversidade Biológica (*Convention on Biological Diversity's – CBD*) propôs, por meio da Decisão X/2, o Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011 – 2020, com o intuito de mitigar as pressões sobre o meio ambiente e garantir que, até o ano de 2020, os ecossistemas se mantenham resilientes e continuem capazes de prover serviços ecossistêmicos, garantindo a manutenção da diversidade biológica do planeta. Configurando parte do plano proposto pela CBD, encontram-se as Metas de Aichi para a Biodiversidade (*Aichi Biodiversity Targets*), que consistem em um total de 20 metas agrupadas em cinco objetivos estratégicos com o intuito de se promover a conservação da biodiversidade e o uso sustentável dos recursos e serviços ecossistêmicos, considerando tanto os aspectos sociais quanto os aspectos ambientais. O Target 11, que configura uma dentre as 20 metas de Aichi, visa promover um aumento do percentual de áreas protegidas para 17% nas áreas terrestres e 10% nos ecossistemas marinhos até o ano de 2020, priorizando áreas de maior relevância para a conservação da biodiversidade, de modo a estabelecer um sistema de áreas protegidas ecologicamente representativo e com alta conectividade em nível de paisagem (Bertzky *et al.*, 2012).

Atualmente, as unidades de conservação já cobrem um total de 13,9% da superfície terrestre (TEEB, 2011), no entanto, as redes de áreas protegidas, de modo geral, ainda se

apresentam bastante enviesadas, não sendo capazes de garantir a representatividade ambiental dos ecossistemas (Barr *et al.*, 2011). Assim, partindo de uma abordagem em nível regional, nota-se que, embora a cobertura global tenha aumentado, cerca de 50% das ecorregiões terrestres ainda apresentam menos de 10% de sua extensão protegida (Barr *et al.*, 2011)

2.1. O contexto da Mata Atlântica

O bioma da Mata Atlântica conta com uma extensão original de cerca de 1,5 milhões de km² ao longo da costa brasileira, incluindo ainda porções no Paraguai e na Argentina (3°-30°S, 35°-60°W). Dada sua grande extensão territorial, o bioma é extremamente heterogêneo no que tange às condições edafoclimáticas, abrangendo climas tropicais e sub-tropicais e uma grande variedade de formações vegetais – florestas perenes, semi-decíduas e decíduas, além de manguezais, brejos, restingas, campos rupestres, campos de altitude, *inselbergs* e florestas de Araucária (Ribeiro *et al.*, 2011).

Por possuir uma dinâmica evolutiva bastante dinâmica, o bioma da Mata Atlântica é hoje reconhecido pelos altos graus de endemismo e heterogeneidade (Myers *et al.*, 1999; Ministério do Meio Ambiente, 2000; Mittermeier *et al.*, 2005; Tabarelli *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2009; Ribeiro *et al.*, 2011), com uma diversidade biológica que chega a abranger, em número de espécies, cerca de 20 mil plantas, 263 mamíferos, 936 aves, 306 répteis e 475 anfíbios (Mittermeier *et al.*, 2005).

De acordo com Silva e Casteleti (2003), a composição e distribuição de espécies na Mata Atlântica se dão de forma bastante heterogênea ao longo de sua extensão, sendo que cada região apresenta um estado de conservação distinto. Assim, diante da impossibilidade de tratar do bioma como uma unidade homogênea no processo de tomada de decisões, Silva e Casteleti (2003) propuseram a subdivisão do bioma com base na distribuição de espécies de primatas, aves e borboletas, resultando em 8 sub-regiões biogeográficas, sendo cinco consideradas como centros de endemismo (Serra do Mar, Brejos Nordestinos, Bahia, Pernambuco e Diamantina) e três consideradas como zonas de transição (São Francisco, Araucária e Florestas de Interior). A tabela 1 sintetiza as principais características encontradas em cada sub-região, bem como uma breve descrição da área onde elas se encontram.

Tabela 1 – Caracterização das sub-regiões biogeográficas do domínio da Mata Atlântica segundo Silva e Casteleti (2003).

Sub-região	Características
Serra do Mar	Localizada na região montanhosa costeira do Rio de Janeiro ao Rio grande do Sul, a Serra do Mar tem como fitofisionomia predominante a Floresta Ombrófila Densa, que cobre mais de 95% de sua extensão total, sendo o restante ocupado por manguezais e restinga. Possui um alto valor de conservação, sendo a sub-região que apresenta a maior concentração de espécies endêmicas de aves ameaçadas de extinção.
Brejos Nordestinos	Localiza-se nas áreas úmidas e declivosas dos platôs residuais do Nordeste, com predominância das Florestas Estacional Semidecidual e Ombrófila Densa, tendo uma composição de espécies bastante heterogênea com um grande número de espécies endêmicas.
Bahia	Abrange uma área de 120.954m ² do Sergipe ao Espírito Santo, tendo como vegetação predominante a Floresta Ombrófila Densa, com pequenos fragmentos de floresta estacional semidecidual, floresta ombrófila aberta e pastagens abertas.
Pernambuco	Abrange toda a área costeira ao norte do rio São Francisco, com um total de 39.567km ² . Grande endemismo de plantas borboletas e aves
Diamantina	Está inserida nas áreas declivosas do Platô Diamantina e planaltos adjacentes, tendo como fitofisionomia predominante as Florestas estacionais decíduais e semi-decíduais, com fragmentos de floresta ombrófila densa nas áreas declivosas de alguns platôs, campos rupestres e pastagens abertas.
São Francisco	Inclui todas as florestas estacionais decíduais e semidecíduais ao longo do vale do Rio São Francisco nos estados de Minas Gerais e Bahia. Possui uma vegetação única, com elementos das florestas mais secas que antes eram abundantes na América do Sul, servindo de habitat para diversas espécies de aves ameaçadas.
Araucária	Localiza-se majoritariamente no Estado do Paraná, abrangendo ainda algumas porções nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Predominância da floresta ombrófila mista, com pequenos fragmentos de campos abertos. Não possui endemismo nos grupos de aves, mamíferos ou borboletas.
Florestas de Interior	Sua extensão vai do nordeste de Minas Gerais até o Rio Grande do Sul. É a sub-região de maior extensão territorial, com uma área de 698.344 km ² . Predominância da floresta estacional semidecidual, com manchas de floresta estacional decidual, campos rupestres, campos abertos e áreas de transição.

Apesar de sua riqueza e singularidade, o bioma tem sido intensamente fragmentado desde o período da colonização europeia, no século XVI, sofrendo desde então, grandes perdas em extensão territorial devido à expansão agropecuária seguida do processo de industrialização e expansão das áreas urbanas (Myers *et al.*, 1999; Silva e Casteleti, 2003; Mittermeier *et al.*, 2005; Tabarelli *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2009; Ribeiro *et al.*, 2011).

Hoje, o bioma conta com uma perda estimada de 90% de sua cobertura vegetal, de modo que a vegetação remanescente se estende por uma paisagem bastante antropizada, contando, em sua maioria, com fragmentos de florestas secundárias isolados e pequenos demais para garantir a viabilidade das populações em longo prazo. Assim, dada sua alta riqueza de espécies aliada à vulnerabilidade, a Mata Atlântica configura hoje, um dentre os 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade, com uma grande quantidade de espécies ameaçadas de extinção (Myers *et al.*, 1999; MMA, 2000; Mittermeier *et al.*, 2005; Tabarelli *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2009; Ribeiro *et al.*, 2011).

Apesar dos crescentes esforços para a conservação do bioma, com a criação de mais de 600 unidades de conservação de proteção integral nos últimos 40 anos, ainda existem significantes deficiências no sistema de áreas protegidas (Tabarelli *et al.*, 2005). Segundo os autores, as unidades de conservação de proteção integral ainda cobrem menos de 2% do bioma, abrangendo apenas 24% dos remanescentes, em sua maioria, fragmentos pequenos e isolados demais para garantir a viabilidade das populações em longo prazo.

De modo geral, os processos de fragmentação e regeneração tendem a ocorrer de forma não aleatória, sofrendo grande influência de fatores socioeconômicos (Margules e Pressey, 2000; Mendel e Kirkpatrick, 2002; Watson *et al.*, 2011; Jones-Walters e Civic, 2013; Rodrigues *et al.*, 2014; Van-Breugel *et al.*, 2015). Na Mata Atlântica, tais processos são influenciados notadamente por características do relevo, uso da terra e proximidade dos centros urbanos (Ribeiro *et al.*, 2011). Dessa forma, o bioma apresenta hoje um sistema de áreas protegidas com forte viés ambiental no que se refere à abrangência e representatividade de sua heterogeneidade. Estes vieses foram apontados por diversos autores, como Ribeiro *et al.* (2009), que demonstraram que, enquanto algumas sub-regiões biogeográficas do bioma estão bem representadas pelo sistema de áreas protegidas, a exemplo da Serra do Mar, que

apresenta 25,2% da área de seus remanescentes protegidos, sub-regiões como Pernambuco, São Francisco, Diamantina e Araucária possuem, em unidades de conservação, menos de 4% de sua área remanescente. De acordo com Tabarelli *et al.* (2005), dentre as 530 espécies de plantas e animais oficialmente ameaçadas de extinção que ocorrem no bioma, grande parte não são encontradas nas unidades de conservação. Tabarelli *et al.* (2010) constatou ainda que, enquanto 80% da extensão original da Mata Atlântica distribuía-se em altitudes entre 200 e 1200 metros, notadamente nos intervalos entre 400 e 800 metros, as áreas de altitude superiores a 1200 metros são as que conservam hoje o maior percentual de suas coberturas originais, sendo que as áreas com elevação superior a 1600 metros possuem mais de 40% de sua cobertura original, enquanto que nas áreas localizadas entre 400 e 800 metros restam apenas cerca de 10% da cobertura original.

Diante do complexo mosaico que compõe a Mata Atlântica, com ecossistemas diversos, cada qual com composições de espécies distintas sendo pressionados pelas ações antrópicas em diferentes níveis, Ribeiro *et al.* (2011) enfatiza que as tomadas de decisões acerca da conservação e restauração do bioma devem considerar as especificidades de cada região, de modo que ações bem planejadas são cruciais para consolidação de um sistema de áreas protegidas eficiente em termos de custo-benefício.

Na conjuntura atual da conservação da Mata Atlântica, podem-se notar recentes esforços do poder público no sentido de consolidar um sistema de áreas protegidas mais eficiente e melhor planejado, a exemplo do projeto “Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação dos Biomas da Floresta Atlântica e Campos Sulinos”, do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2000) que identificou áreas prioritárias e estratégias para a conservação do bioma a partir de um workshop que reuniu 198 especialistas de diversas áreas do conhecimento. Existem ainda exemplos em nível regional, como as Áreas Prioritárias para Incremento da Conectividade do Estado de São Paulo, definidas pelo Programa Biota da FAPESP.

3. OBJETIVOS

O presente projeto teve como objetivo analisar as lacunas da conservação no conjunto de áreas protegidas do bioma em nível de paisagem, buscando compreender em que nível as unidades de conservação se apresentam como mecanismos eficientes para garantir a abrangência e representatividade da heterogeneidade existente no bioma.

Como objetivos específicos, pode-se citar:

- Compreender a distribuição das variáveis ambientais presentes no bioma Mata Atlântica e sua proteção pela rede de unidades de conservação;
- Identificar quais regiões apresentam os maiores níveis de viés na distribuição de suas unidades de conservação;
- Identificar regiões com grande variabilidade ambiental em termos locais e no contexto do bioma, ou seja, regiões consideradas como áreas chave para promover uma maior complementariedade da rede de áreas protegidas;
- Avaliar em que nível os remanescentes florestais fora das unidades de conservação são capazes de complementar o sistema de áreas protegidas em termos de representatividade ambiental.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A área de estudo abrange o domínio da Mata Atlântica contido no território nacional (Figura 1), o qual se encontra distribuído em 17 Estados brasileiros: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí (Tabarelli *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009).

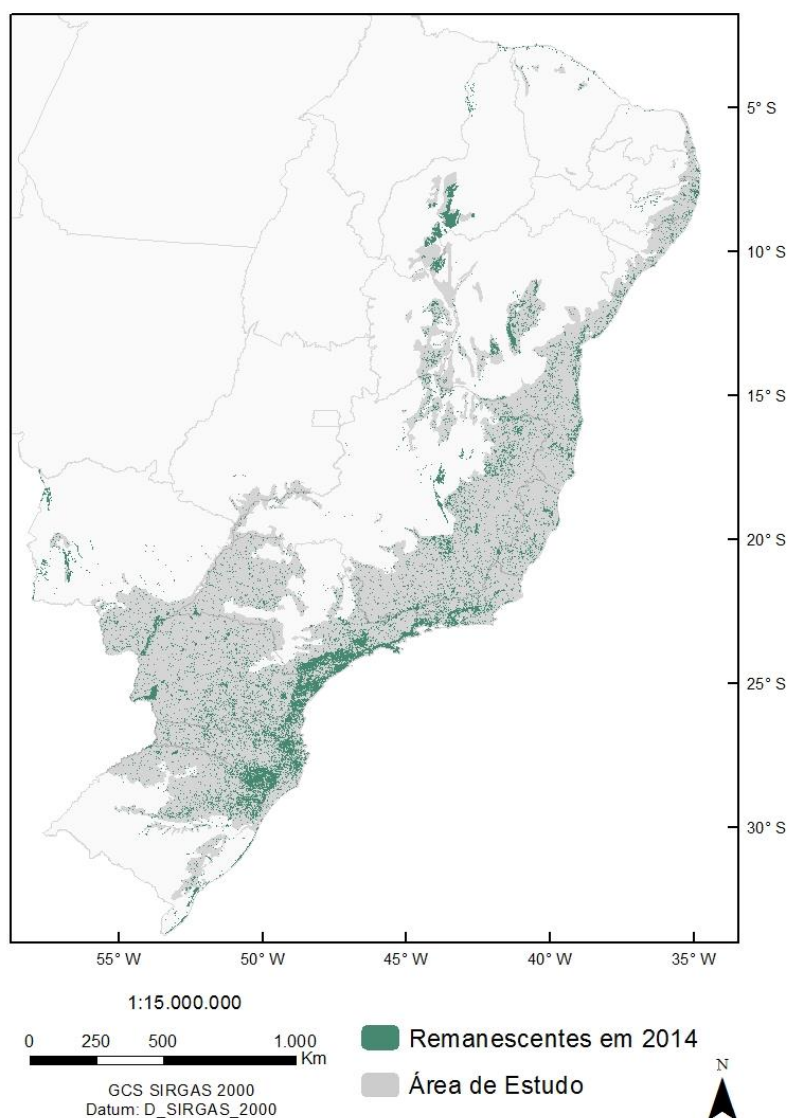


Figura 1 - Domínio da Mata Atlântica no Brasil e a distribuição dos remanescentes naturais no ano de 2014 (SOS Mata Atlântica / INPE, 2015).

Dada sua grande extensão territorial, o bioma é extremamente heterogêneo no que tange às condições edafoclimáticas, abrangendo climas tropicais e sub-tropicais e uma grande variedade de formações vegetais – florestas perenes, semi-decíduas e decíduas, além de manguezais, brejos, restingas, campos rupestres, campos de altitude, *inselbergs* e florestas de Araucária (Ribeiro *et al.*, 2011).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2000), a Mata Atlântica possui altos níveis de riqueza e endemismo, abrigando em seus limites grande parte da biodiversidade encontrada no Brasil. Contudo, o bioma consiste em um dos 25 *hotspots* mundiais, apresentando uma grande quantidade de espécies ameaçadas de extinção. Atualmente, estima-se que restam entre 11,4 e 16% de sua cobertura vegetal, grande parte representada por remanescentes pequenos e isolados de florestas secundárias (Ribeiro *et al.*, 2009).

De acordo com Silva e Casteleti (2003), o bioma pode ser dividido em 8 sub-regiões biogeográficas: Araucária, Bahia, Brejos Nordestinos, Diamantina, Interior, Pernambuco, Serra do Mar e São Francisco.

4.2. Base de dados

A fim de se obter uma análise em uma escala mais fina, possibilitando uma abordagem em nível regional conforme recomendado por Bertzky *et al.* (2012) e Van-Breugel *et al.* (2015), foi adotada a sub-divisão do domínio da Mata Atlântica proposta por Silva e Casteleti (2003), que considera a distribuição de espécies de primatas, aves e borboletas, resultando em cinco centros de endemismo (Serra do Mar, Brejos Nordestinos, Bahia, Pernambuco e Diamantina) e três zonas de transição (São Francisco, Araucária e Florestas de Interior), totalizando em oito sub-regiões biogeográficas. Foram consideradas, no entanto, apenas as áreas inclusas nos limites do domínio Mata Atlântica, excluindo-se as regiões de zonas de transição localizadas em outros domínios (Figura 2).

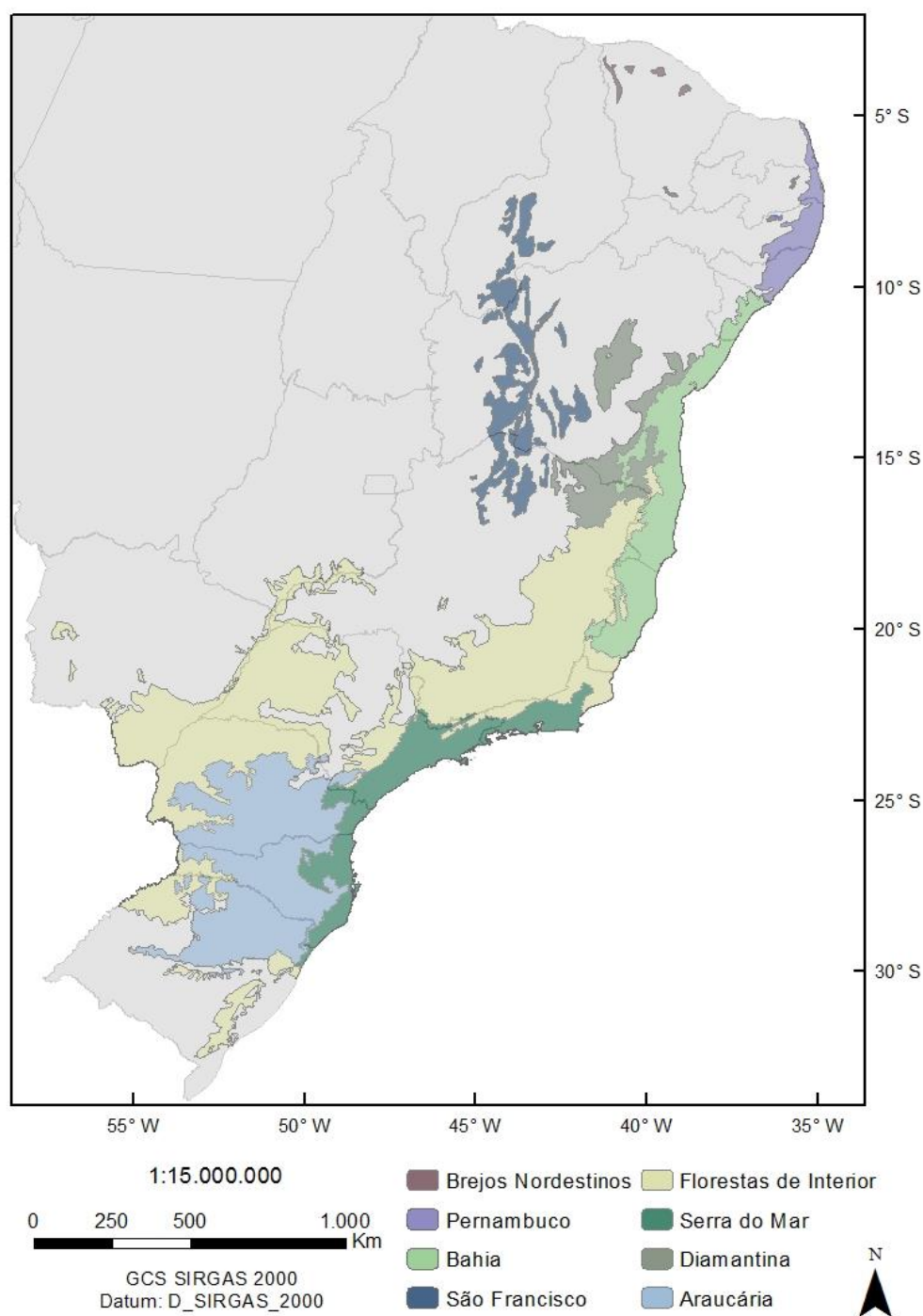


Figura 2 – Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica conforme a classificação de Silva e Casteleti (2003), excluindo-se as zonas de transição enquadradas em outros domínios.

A análise de lacunas realizada foi pautada na distribuição das unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável (Figura 3), dos remanescentes naturais (Figura 1) e de 23 variáveis ambientais ao longo do domínio (Tabela 2), possibilitando identificar, em cada

sub-região, as tendências na distribuição das áreas protegidas e dos remanescentes naturais ao longo das variáveis ambientais.

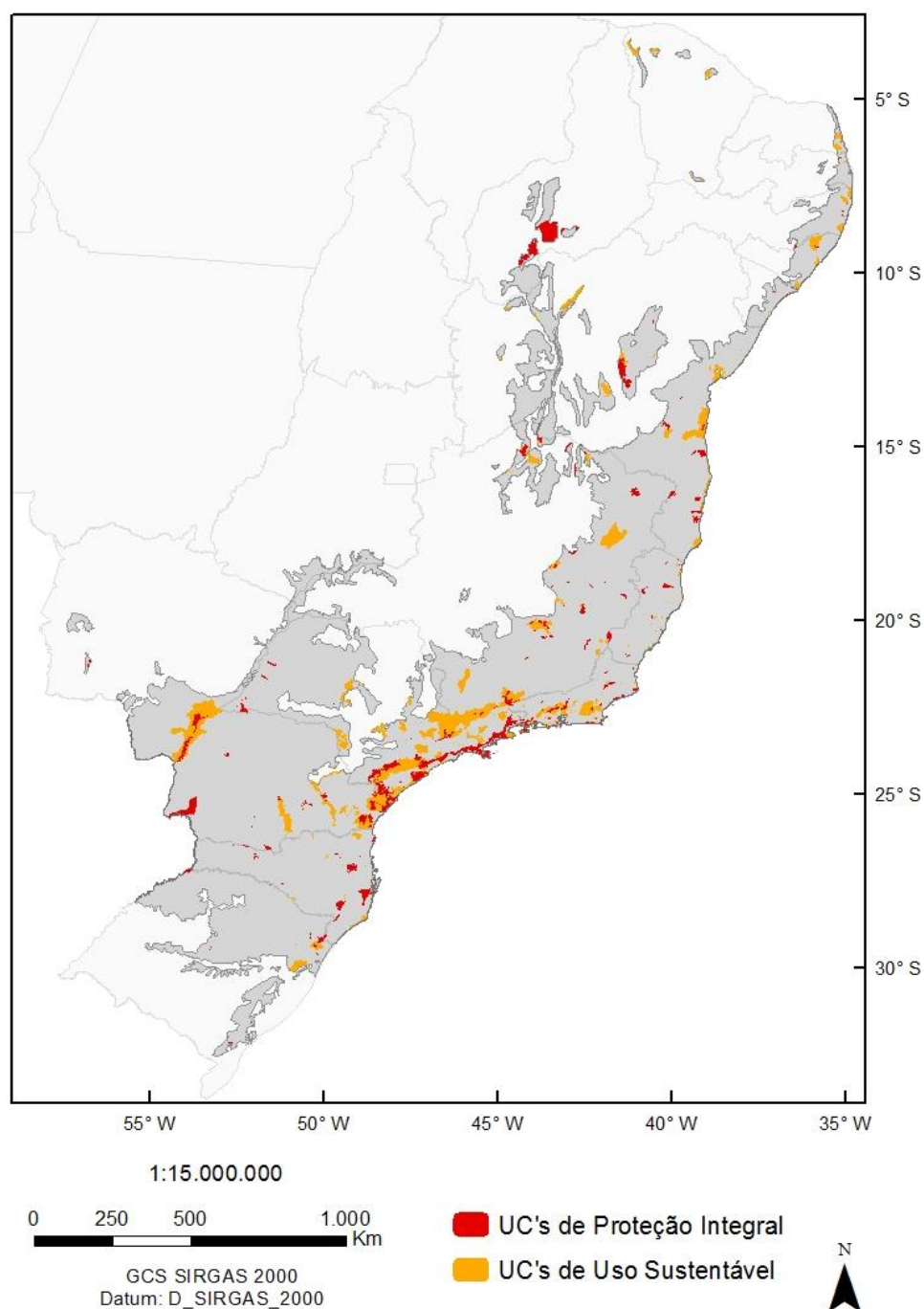


Figura 3 – Unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável no domínio da Mata Atlântica segundo o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (MMA, 2017).

A base de dados referente à delimitação e à distribuição das unidades de conservação ao longo da Mata Atlântica foi adquirida através do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), mantido pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2017), que reúne informações oficiais do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Assim, foram analisadas tanto as unidades de proteção integral (UC_{PI}), que incluem estações ecológicas, reservas biológicas, parques nacionais, monumentos naturais e refúgios de vida silvestre, quanto às unidades de uso sustentável (UC_{US}), que incluem áreas de proteção ambiental, áreas de relevante interesse ecológico, florestas nacionais, reservas extrativistas, reservas de desenvolvimento sustentável e reservas particulares do patrimônio natural. Vale ressaltar que, tanto os mapas de unidades de conservação quanto os de remanescentes naturais, precisaram ser transformados em *rasters* binários, com pixels de valores 1 ou 0, indicando a presença ou a ausência de unidades de conservação, respectivamente.

Toda a base de dados referente às variáveis ambientais foi adquirida no formato ASCII-raster, projetados no sistema de coordenadas geodésicas de projeção, *Datum* WGS-84, com uma resolução espacial de 30 arc-segundos, o que equivale a aproximadamente 1 km.

No que se refere aos dados climáticos, foram empregadas as 19 variáveis bioclimáticas (bio1 a bio19) obtidas a partir do *WorldClim – Global Climate Data* (Hijmans *et al.*, 2005), referente a observações realizadas entre os anos de 1950 e 2000, interpolados para a resolução padrão de 30arc-segundos, com os valores de temperatura em °C x 10 e os valores de precipitação em milímetros.

Uma outra variável empregada foi a distância vertical à drenagem mais próxima, calculada com base no algoritmo HAND (*Height Above the Nearest Drainage*) de 100 pixels (Rennó *et al.*, 2008). Esta distância está relacionada com a profundidade do lençol freático e, conseqüentemente, com a disponibilidade de água no solo, sendo que, os valores mais baixos indicam áreas onde o lençol freático se encontra mais próximo à superfície, com solos mais saturados, enquanto que valores maiores indicam áreas bem drenadas, em que o lençol freático se encontra em maior profundidade. Foram considerados ainda, os dados referentes à densidade de drenagem, gerados a partir do algoritmo de *Kernel*, para interpolação espacial dos dados referentes à rede de drenagem (Ximenes, 2008).

As variáveis topográficas utilizadas (altitude e declividade) são provenientes do SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*.

A Tabela 2 apresenta toda a base de dados geográficos utilizada na análise, bem como a fonte de obtenção dos produtos.

Tabela 2 – Base de dados inicial para a realização das análises.

Mapas	Fonte	Resolução espacial
Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica	Silva e Casteleti (2003)	-
Delimitação das Unidades de Conservação	CNUC (MMA, 2017)	-
Atlas dos Remanescentes naturais da Mata Atlântica	SOS Mata Atlântica / INPE (2015)	-
Densidade de Drenagem	Ximenes (2008)	30 arc-segundos
Dados topográficos (Altitude e Declividade)	SRTM	30 arc-segundos
Distância vertical à drenagem mais próxima (Hand100)	Rennó <i>et al.</i> (2008)	30 arc-segundos
Bio1 - Temperatura média anual	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio2 - Variação Diurna Média de Temperatura	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio3 – Isotermalidade	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio4 - Sazonalidade da Temperatura	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio5 - Temperatura máxima do mês mais quente	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio6 - Temperatura mínima do mês mais frio	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio7 - Amplitude térmica anual	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio8 - Temperatura média do trimestre mais úmido	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio9 - Temperatura média do trimestre mais seco	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio10 - Temperatura média do trimestre mais quente	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio11 - Temperatura média do trimestre mais frio	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio12 - Precipitação Anual	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio13 - Precipitação do mês mais chuvoso	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio14 - Precipitação do mês mais seco	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos

Mapas	Fonte	Resolução espacial
Bio15 - Sazonalidade da Precipitação	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio16 – Precipitação do trimestre mais chuvoso	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio17 – Precipitação do trimestre mais seco	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio18 – Precipitação do trimestre mais quente	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos
Bio19 – Precipitação do trimestre mais frio	Hijmans <i>et al.</i> (2005)	30 arc-segundos

4.3. Representatividade Ambiental

A metodologia aqui descrita foi desenvolvida com base no trabalho de Van-Breugel *et al.* (2015), referente a uma análise das lacunas da conservação na porção Leste do continente africano.

A fim de se identificar as principais tendências na distribuição das unidades de conservação ao longo das variáveis ambientais em cada sub-região, apontando os gargalos na rede de áreas protegidas por meio da identificação de regiões cujas variáveis estão mal representadas pelo sistema, foram calculados Índices Multivariados de Similaridade ambiental (IMS), utilizando-se a extensão *r.mess* do *software GRASS GIS 7.0*. Conforme apontado por Van-Breugel *et al.* (2015), o Índice Multivariado de Similaridade Ambiental está relacionado à representatividade ou à dessemelhança, sendo capaz de medir a similaridade de um ponto (P) em relação a um conjunto de pontos de referência (N) no que se refere à um conjunto de variáveis ambientais.

Assim, foi computado para cada sub-região, o nível de similaridade de P em relação a N através do desvio da mediana de V em N (V_M), sendo que V corresponde ao valor da variável ambiental V_i . Este desvio é dado por:

- i) $2 \times \% N_{V < P_i}$ Se $P_i \leq V_M$ e $P_i > \min_i$;
- ii) $2 \times \% N_{V > P_i}$ Se $P_i > V_M$ e $P_i < \max_i$;
- iii) $\left(\frac{P_i - \min_i}{\max_i - \min_i} \right) \times 100$ Se $P_i < \min_i$;
- iv) $\left(\frac{\max_i - P_i}{\min_i - \max_i} \right) \times 100$ Se $P_i > \max_i$.

Sendo:

P – um pixel qualquer dentro da sub-região analisada;

N – conjunto de pixels de referência. No caso, os pixels encontrados dentro das unidades de conservação;

$V_1, V_2, V_3 \dots V_{23}$ – o valor das variáveis ambientais analisadas;

P_i – o valor da variável V_i no ponto P;

$\% N_{V < P_i}$ – o percentual de N com valores de V menores que P_i

$\% N_{V > P_i}$ – o percentual de N com valores de V maiores que P_i

V_M – a mediana dos valores de V_i na área de referência N;

\min_i – valor mínimo da variável V_i no conjunto de pixels de referência N;

\max_i – valor máximo da variável V_i no conjunto de pixels de referência N.

O índice multivariado de similaridade ambiental para o ponto P é então computado como o valor mínimo dentre os valores de similaridade no que diz respeito a cada variável.

Esta análise foi realizada para dois cenários, sendo que o primeiro levou em consideração apenas as unidades de conservação de proteção integral e o segundo considerou tanto as áreas de proteção integral quanto as de uso sustentável. Deste modo, foram gerados dois mapas com os índices multivariados de similaridade ambiental, demonstrando, para cada pixel,

o nível de similaridade em relação às condições ambientais encontradas dentro das áreas protegidas. Assim, os menores valores de IMS indicaram áreas-chave para a complementariedade do sistema de áreas protegidas no que se refere à representatividade da variabilidade do bioma. A partir destes cálculos também foram identificadas áreas singulares em cada sub-região, ou seja, áreas cuja combinação de variáveis ambientais não foi encontrada em nenhuma unidade de conservação.

Utilizando-se a extensão *r.meb* do *software GRASS GIS 7.0*, foram calculados ainda, os Índices de Viés Ambiental (I_V), conforme apresentado por Van-Breugel *et al.* (2015) como “*Environmental bias*”, indicando, para cada sub-região, o nível de viés ambiental no sistema de unidades de áreas protegidas no que tange a representatividade das condições ambientais existentes.

Para calcular o Índice de Viés Ambiental, novos índices de similaridade foram calculados para cada célula do mapa (IMS_V), conforme detalhado anteriormente. Para o cálculo do IMS_V , no entanto, é tida como área de referência toda a sub-região, ou seja, ao invés de considerar como referência apenas as áreas contempladas pelas unidades de conservação, como no primeiro caso, a comparação foi realizada entre as condições ambientais do pixel e as da na sub-região como um todo. Além disso, a combinação dos valores obtidos para cada variável se dá pelo cálculo da média destes valores, ao invés de se adotar o valor mínimo, como empregado no IMS. Assim, o índice de viés ambiental é computado pela seguinte expressão:

$$I_V = \frac{|Md(IMS_V)_A - Md(IMS_V)_B|}{MdDA(IMS_V)_A}$$

Sendo:

$Md(IMS_V)_A$ – a mediana de IMS_V considerando toda a sub-região;

$Md(IMS_V)_B$ – a mediana de IMS_V quando considerados apenas os pixels dentro das áreas protegidas;

$MdDA(IMS_V)_A$ – a mediana do desvio absoluto de $(IMS_V)_A$

Inicialmente, o índice de viés ambiental foi computado para três cenários distintos, sendo que o primeiro considerou apenas as unidades de conservação de proteção integral (UC_{PI}), o segundo considerando tanto as unidades de proteção integral quanto as de uso sustentável (UC_{PI+US}) e o terceiro, levando em consideração as unidades de conservação de todas as categorias (proteção integral e uso sustentável) e ainda os remanescentes florestais fora das áreas protegidas ($UC_{PI+US+REM}$).

Conforme o trabalho de Van-Breugel *et al.* (2015), espera-se uma certa independência entre o percentual de área protegida para determinada sub-região e a representatividade de sua variabilidade, ou seja, o fato de uma sub-região ter uma porção significativa de sua área protegida não implica, necessariamente, que todas as variáveis ambientais existentes dentro dessa sub-região estejam representadas igualmente no sistema de áreas protegidas. Assim, buscando compreender as relações existentes entre o índice de viés ambiental e a extensão da rede de áreas protegidas em cada sub-região, foi realizada, para cada um dos três cenários, a comparação entre o Índice de Viés Ambiental (I_v) e o índice de cobertura (I_c), por meio de gráficos de dispersão. O índice de cobertura (I_c) é dado por uma relação percentual entre a área das unidades de conservação e a área total da sub-região, sendo que, no caso do terceiro cenário, considerou-se tanto a cobertura das unidades de conservação quanto os fragmentos remanescentes do bioma. Para o cálculo das áreas, os mapas foram projetados para o sistema de projeção cônica de Albers (*Albers Equal Area Conic*) para a América do Sul, conforme recomendado por Ribeiro *et al.* (2009) para o cálculo de áreas de grandes extensões. Foram desconsideradas todas as áreas sobrepostas a fim de evitar o cômputo da mesma área mais de uma vez.

A fim de se analisar a aplicabilidade dos resultados obtidos e da metodologia empregada, foram analisados ainda, dois cenários hipotéticos, supondo a expansão do sistema de áreas protegidas e a restauração florestal em áreas privadas, levando em consideração as áreas definidas como prioritárias em termos de representatividade ambiental, identificadas por meio do Índice Multivariado de Similaridade Ambiental (IMS).

No primeiro cenário hipotético, levou-se em consideração uma expansão bastante extensa, buscando atingir uma “condição ótima”. Assim, em cada sub-região, aumentou-se o percentual de áreas protegidas para 17% da superfície total, conforme proposto pela

Convenção da Diversidade Biológica (Bertzky *et al.*, 2012). Além disso, nas áreas localizadas fora dos limites das unidades de conservação, aumentou-se a área dos remanescentes naturais para 20% da área total fora de unidades de conservação, pressupondo a adequação ambiental de todas as áreas privadas, referente às áreas de Reserva Legal.

Já no segundo cenário hipotético, considerou-se uma expansão em pequena escala, quando comparada ao primeiro quadro, aumentando a área das unidades de conservação em 10% de seu tamanho original para cada sub-região.

Vale ressaltar que estas análises desconsideraram as áreas da Serra do Mar, uma vez que seu índice de cobertura já cumpre com as metas estabelecidas. No caso dos Brejos Nordestinos, considerou-se apenas a expansão nas áreas privadas, uma vez que a cobertura por unidades de conservação nessa região já cumpre com a meta de 10% utilizada.

Selecionadas estas áreas, foram calculados novamente os índices de viés ambiental (Iv) para cada sub-região, a fim de se avaliar as variações acerca do nível de representatividade nesses cenários hipotéticos.

Para facilitar a compreensão dos procedimentos realizados, o fluxograma esquematizado na Figura 4 apresenta a metodologia aqui descrita.

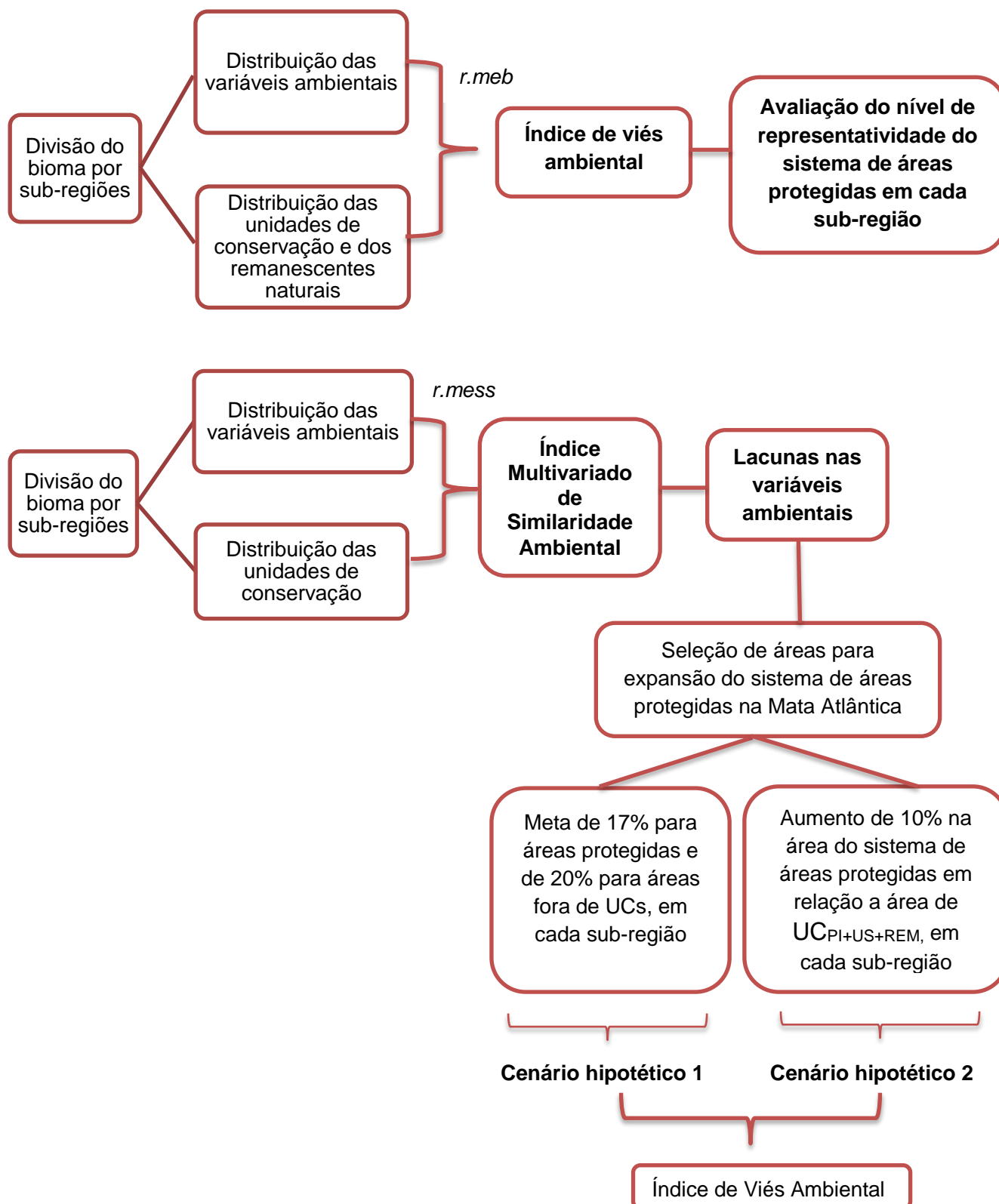


Figura 4 – Fluxograma esquematizando a metodologia utilizada.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Índice de Cobertura (IC)

Ao partirmos de uma análise do bioma como um todo, observa-se que a área protegida por unidades de conservação corresponde a 8,5% de sua área total, quando consideradas áreas de proteção integral e uso sustentável (Tabela 3). Este valor se apresenta relativamente baixo, quando comparado à cobertura média global de 13,9% apontada por TEEB (2011). Além disso, este valor está bastante aquém das metas propostas pela Convenção da Diversidade Biológica, tanto a meta de 10% proposta em 1992, quanto à meta proposta pelo *Target 11*, que visa atingir um percentual de 17% até o ano de 2020 (Langhammer *et al.*, 2007; Bertzky *et al.*, 2012).

A tabela 3 ilustra, para cada sub-região, o índice de cobertura (IC), dado por uma relação percentual entre a área ocupada por unidades de conservação e a área total, calculado para três cenários distintos.

Tabela 3 – Índice de Cobertura (IC) calculado para as sub—regiões da Mata Atlântica nos três cenários analisados.

Sub-região	Área Total (km ²)	IC _{PI} (%)	IC _{PI+US} (%)	IC _{PI+US+REM} (%)
Serra do Mar	111609,5	12,0	35,4	61,0
São Francisco	95615,1	6,0	9,3	18,2
Pernambuco	38572,1	0,6	9,7	19,4
Florestas de Interior	555658,2	1,4	6,1	14,1
Diamantina	82001,8	2,8	3,9	16,4
Brejos Nordestinos	5226,3	0,3	22,9	26,1
Bahia	125179,7	1,9	7,1	19,0
Araucária	240431,9	0,9	3,3	21,0
TOTAL	1254294,6	2,7	8,5	20,7

Ao analisarmos as sub-regiões separadamente, observa-se que há uma grande discrepância entre os índices de cobertura apresentados. Conforme os resultados obtidos, a Serra do Mar representa, de longe, a região mais protegida, com 35,4% de sua área representada em unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável, seguida

pela sub-região dos Brejos Nordestinos, com 22,9%, sendo estas as únicas sub-regiões que atingiram a meta de 17% proposta pela Convenção da Diversidade Biológica. Todas as demais sub-regiões apresentam índices de cobertura inferiores a 10%, não sendo capazes de cumprir ao menos com a meta proposta pela CBD em 1992, sendo que Araucária, Diamantina e Florestas de interior configuram as sub-regiões menos representadas, com percentuais de 3,3%, 3,9% e 6,1% respectivamente. Estes valores tornam-se ainda menores quando consideramos apenas as unidades de proteção integral, sendo que o percentual total do bioma passa a ser 2,7% quando consideradas apenas estas categorias.

Em algumas sub-regiões, com destaque para Araucária e Diamantina seguidas de Florestas de Interior e Bahia, observa-se que os remanescentes florestais fora das unidades de conservação desempenham um papel bastante importante no sentido de incrementar o sistema de áreas protegidas em termos de extensão territorial, contribuindo com um aumento significativo no índice de cobertura. Nessas regiões, o percentual de cobertura quando consideradas apenas as unidades de conservação por si só, é bastante baixo, sendo que os remanescentes localizados em áreas privadas atuam de modo a complementar este sistema em termos de extensão territorial. No entanto, ainda são poucos os mecanismos e ações que visam garantir que a seleção de áreas para fins de conservação em áreas privadas seja realizada de forma planejada, considerando uma abordagem ecológica. Assim, muitas vezes, em áreas privadas, estes vieses tendem a ser ainda maiores.

5.2. Índice de Viés Ambiental (I_v)

No que se refere aos Índices de Viés Ambiental (I_v), buscou-se compreender em que nível o sistema de áreas protegidas de determinada sub-região é capaz de abranger a diversidade de suas variáveis ambientais, sendo que, quanto maior o valor de I_v , maior o viés ambiental do sistema de áreas protegidas, ou seja, menor sua eficiência em abranger a diversidade potencial de ecossistemas em determinada sub-região. Assim, conforme os resultados obtidos, observou-se uma grande variação nos valores para diferentes sub-regiões e nos diferentes cenários (Tabela 4).

Tabela 4 – Índice de viés ambiental (I_V) calculado para cada sub-região nos três diferentes cenários, comparados com os valores dos índices de cobertura (IC) expressos em porcentagem.

Sub-região	$I_V (PI)$	$I_V (PI+US)$	$I_V (PI+US+REM)$
Serra do Mar	0,407	0,061	0,082
São Francisco	0,996	0,996	0,555
Pernambuco	0,782	0,693	0,375
Florestas de Interior	1,162	0,215	0,097
Diamantina	1,021	0,848	0,130
Brejos Nordestinos	0,496	0,097	0,073
Bahia	0,216	0,358	0,715
Araucária	0,915	0,121	0,085

De modo geral, ao observarmos os índices de viés ambiental separadamente nos cenários isolados, pode-se notar uma grande variação nos valores para cada sub-região, o que enfatiza uma grande diferença no nível de representatividade do sistema de áreas protegidas em regiões distintas. Ou seja, enquanto sub-regiões como a Serra do Mar possuem sistemas de áreas protegidas mais representativos, garantindo uma maior abrangência de sua heterogeneidade, sub-regiões como a Diamantina apresentam forte viés ambiental em suas redes de áreas protegidas. Nota-se ainda, uma grande discrepância entre valores de I_V quando comparados os resultados obtidos nos diferentes cenários dentro de uma mesma sub-região.

A fim de se analisar cada cenário mais a fundo, buscando compreender as relações existentes entre a extensão do sistema de áreas protegidas e os índices de representatividades, foram gerados os gráficos de dispersão representados nas Figuras 5, 6 e 7.

De modo geral, ao partirmos de uma análise dos cenários isoladamente, os gráficos indicaram certa independência entre os índices de cobertura de determinada sub-região e a representatividade de sua variabilidade, ou seja, o fato de uma sub-região ter uma porção significativa de sua área protegida não implica, necessariamente, que todas as variáveis ambientais existentes dentro dessa sub-região estejam representadas igualmente no sistema de áreas protegidas. Salvo o caso da Serra do Mar, que se destacou em todos os cenários por apresentar um I_V extremamente baixo, o que certamente está ligado ao fato de que esta região

apresentou um índice de cobertura extremamente alto quando comparado às demais sub-regiões. No entanto, analisando as demais sub-regiões, observa-se que os índices de viés ambiental apresentam grande variação, embora não exista muita discrepância entre os percentuais de cobertura.

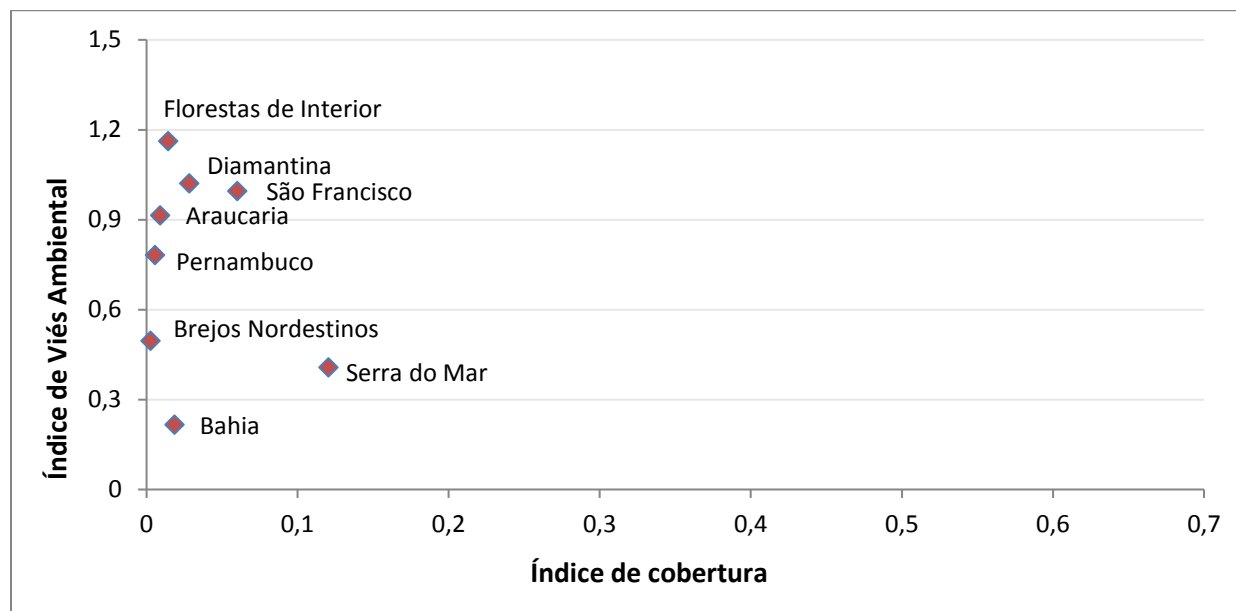


Figura 5 – Relação entre os valores de representatividade e o percentual de áreas protegidas por unidades de conservação de proteção integral (UCPI) para cada sub-região.

Quando consideradas apenas as unidades de proteção integral, observa-se que as sub-regiões Florestas de Interior, Diamantina, São Francisco e Araucária apresentaram os maiores níveis de viés em suas redes de áreas protegidas. Embora São Francisco seja a sub-região com a segundo maior índice de cobertura, tendo 6% de sua área total representada em unidades de proteção integral, esta região apresentou um sistema de áreas protegidas com forte viés ambiental. Assim, tendo como base apenas a extensão em áreas protegidas, São Francisco pode estar, aparentemente, em boas condições de conservação, podendo ser considerada como baixa prioridade na expansão do sistema de áreas protegidas do bioma. No entanto, o elevado índice de viés ambiental indica a necessidade de maiores ações visando aprimorar a rede de áreas protegidas nessa região de forma a garantir uma maior representatividade de sua heterogeneidade. Resultados como este possibilitam ainda um questionamento acerca da efetividade em se avaliar a qualidade das redes de áreas protegidas

com base unicamente em metas relativas ao percentual de cobertura, como é muito utilizado mundialmente.

Já as sub-regiões Bahia, Serra do Mar e Brejos Nordestinos foram capazes de abranger em suas unidades de conservação, uma boa parte das variações de seus ecossistemas. Embora os Brejos Nordestinos e a Bahia não apresentaram um grande percentual de área em unidades de conservação, seu sistema de unidades de conservação de proteção integral está distribuído de forma bastante eficiente no que tange à representatividade de suas tipologias.

A Figura 6 traz novamente a comparação entre estes índices, analisando ainda, a distribuição das unidades de conservação de uso sustentável, com o intuito de compreender em que nível estas categorias contribuem com a complementariedade do sistema de unidades de proteção integral.

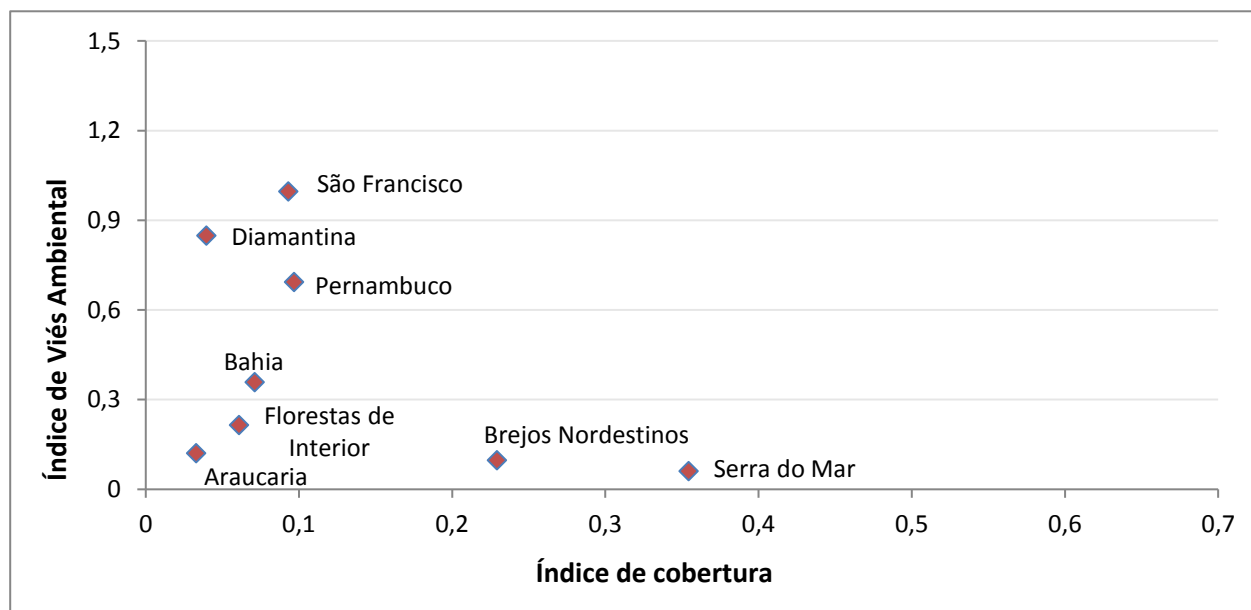


Figura 6 – Relação entre os valores de I_v e o percentual de áreas protegidas por unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável (UC_{PI+US}), para cada sub-região.

Quando somamos as unidades de uso sustentável no cálculo do índice de cobertura, observa-se um aumento do índice de viés ambiental na maioria dos casos, com exceção para São Francisco, em que não há alteração dos valores e para Bahia, que apresenta um valor de I_v maior quando consideramos as unidades de uso sustentável.

Assim, para a maioria dos casos, observa-se que as unidades de uso sustentável atuam de forma a complementar o sistema de UCs de proteção integral, cobrindo uma nova variedade de condições ambientais. Esta complementariedade é observada principalmente nas regiões Florestas de Interior e Araucária, em que o índice de viés ambiental tem uma queda significativa quando consideradas as unidades de uso sustentável. Este aumento na complementariedade do sistema está em muito associado ao fato de que as unidades de uso sustentável se apresentam em maiores extensões e em maior quantidade.

No caso da Bahia, no entanto, a soma dessas áreas resultou em um maior nível de viés, indicando que, apesar da extensão de áreas protegidas ter aumentado significativamente, estas áreas foram alocadas de forma bastante enviesada, com uma tendência em ser alocada em áreas com variáveis ambientais semelhantes.

No gráfico da Figura 7, consideram-se ainda os remanescentes naturais fora das unidades de conservação para o cômputo dos índices de representatividade e de cobertura, buscando avaliar se estas áreas são capazes de complementar de alguma forma o sistema de áreas protegidas no que se refere à abrangência de suas tipologias ambientais.

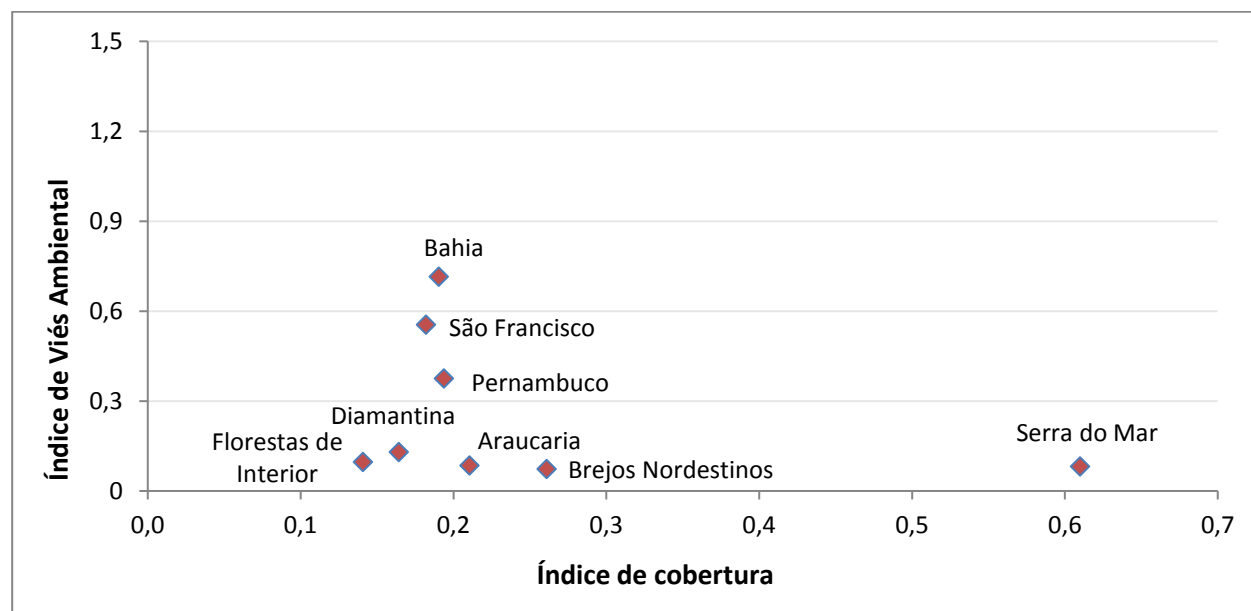


Figura 7 – Relação entre os índices de representatividade (I_R) e os índices de cobertura (I_C) para cada sub-região, quando consideradas a distribuição das unidades de proteção de todas as categorias somada à área dos remanescentes naturais fora de áreas protegidas ($UC_{PI+US+REM}$).

Embora a relação entre a área de cobertura e o índice de viés ambiental seja pouco relevante quando considerados os cenários isoladamente, esta relação torna-se um pouco mais significativa ao analisarmos as variações dentro de mesma sub-região nos diferentes cenários. Assim, de modo geral, observa-se que o índice de viés ambiental tende a diminuir ao passo que adicionamos as áreas das unidades de uso sustentável e dos remanescentes florestais nos cenários UC_{PI+US} e $UC_{PI+US+REM}$, respectivamente. A única exceção se aplica à Bahia, onde I_v aumenta ao passo que adicionamos as unidades de uso sustentável seguidas dos remanescentes. Assim, embora o índice de cobertura tenha aumentado significativamente do cenário UC_{PI} para o cenário $UC_{PI+US+REM}$, estes valores sugerem que a expansão de áreas para fins de conservação na Bahia tem se dado de forma bastante enviesada, como discutido anteriormente.

Vale ressaltar o diferente papel que as unidades de uso sustentável e os remanescentes naturais desempenham no que se refere à complementariedade do sistema de áreas de proteção integral em cada sub-região. Observa-se que as regiões Florestas de Interior, Araucária, Brejos Nordestinos e Serra do Mar apresentaram uma queda significativa de I_v quando adicionadas as unidades de uso sustentável, ao passo que, quando adicionadas as áreas dos remanescentes, este índice se manteve praticamente estável. Este comportamento está associado ao fato de que, em áreas privadas, os vieses tendem a ser maiores, uma vez que, na alocação da Reserva Legal em uma propriedade, por exemplo, selecionam-se lugares pouco favoráveis para as atividades agrícolas.

Já nas sub-regiões São Francisco, Bahia e Pernambuco, foi encontrada a situação inversa, ou seja, nessas regiões, onde o sistema de unidades de conservação apresenta forte viés ambiental, os remanescentes naturais fora das unidades de conservação desempenham um papel fundamental na representatividade das variações ambientais, complementando de forma significativa a rede de áreas protegidas.

Nesse sentido, ressalta-se a importância de mecanismos e ações que visem garantir um planejamento sistemático no que se refere à alocação de áreas destinadas para fins de conservação, não apenas nas unidades de conservação em si, mas também nas áreas privadas fora de UCs, que podem desempenhar um papel bastante importante na complementariedade da rede de áreas protegidas. Estas ações podem ser realizadas, por

exemplo, por meio de incentivos que visem promover a conservação ambiental fora das unidades de conservação, seja por meio de programas de pagamentos por serviços ecossistêmicos e em incentivos por políticas de REDD+, na certificação, ou ainda através de medidas legais, como a resolução SMA 7/2017, que estabelece áreas prioritárias para a compensação de Reserva Legal no Estado de São Paulo visando aumentar a conectividade dos fragmentos e a proteção dos recursos hídricos.

5.3. Índice Multivariado de Similaridade Ambiental (IMS) e áreas singulares

As Figuras 8 e 9 ilustram a superfície de similaridade ambiental multivariada para toda a região da Mata Atlântica nos diferentes cenários, calculada separadamente para cada sub-região. Assim, as áreas que apresentaram os maiores valores de IMS, indicadas em tons amarelo-esverdeados, apontam regiões cujas variáveis ambientais encontram-se bem representadas pelo sistema de áreas protegidas, enquanto que os valores menores, representados em tons vermelho-alaranjados, ilustram regiões com variáveis pouco representadas, ou seja, áreas chave para a conservação do bioma quando pensamos na complementaridade do sistema de áreas protegidas já existente.

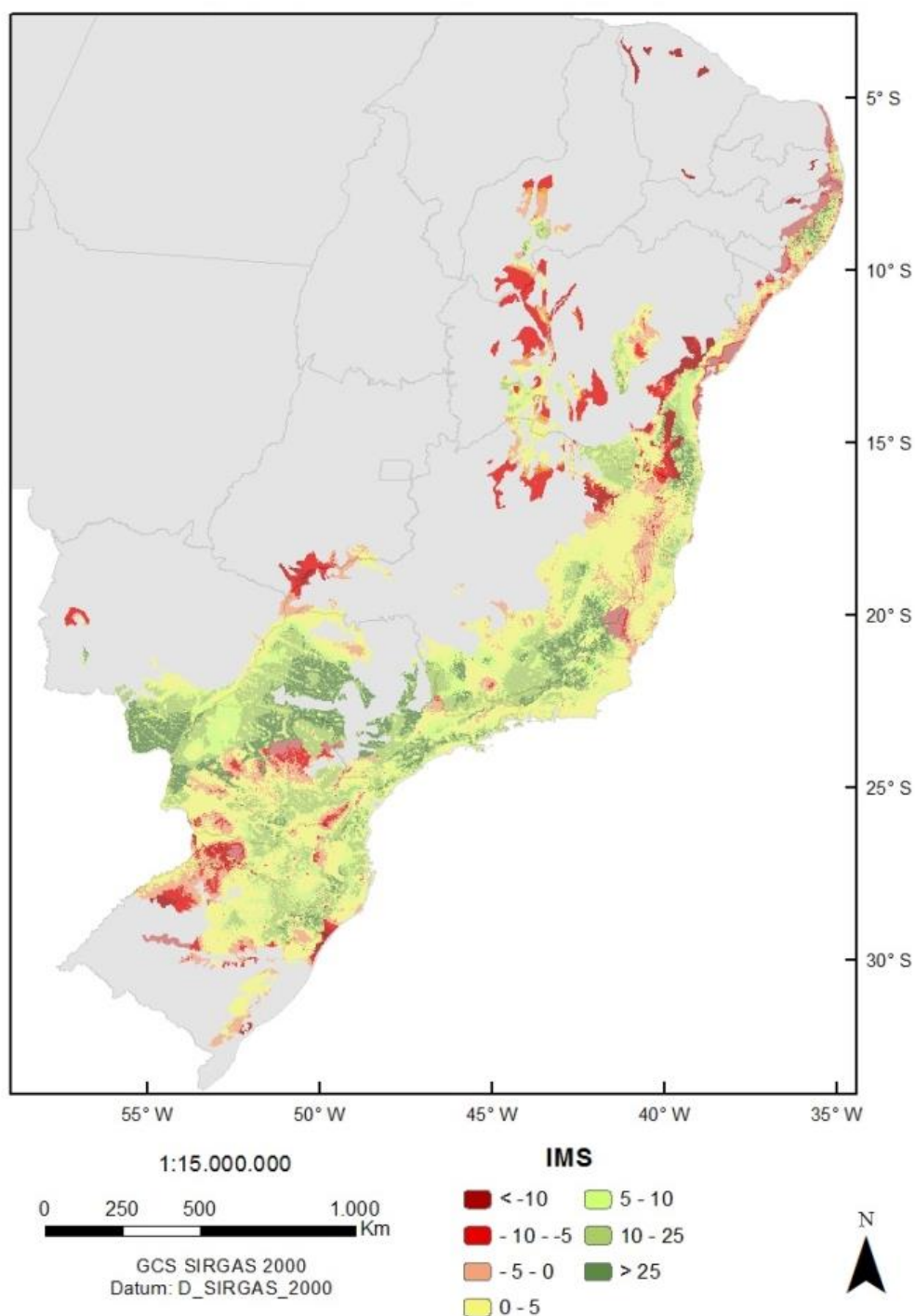


Figura 8 – Índice multivariado de similaridade ambiental (IMS) no domínio da Mata Atlântica computados para o cenário que considera apenas a distribuição das unidades de proteção integral (UC_{PI}). Áreas que apresentaram os maiores valores de IMS, indicadas em tons amarelo-esverdeados, apontam regiões cujas variáveis encontram-se bem representadas pelo sistema de UCs, enquanto que os valores menores, indicados em tons vermelho-alaranjados, indicam regiões com variáveis pouco representadas.

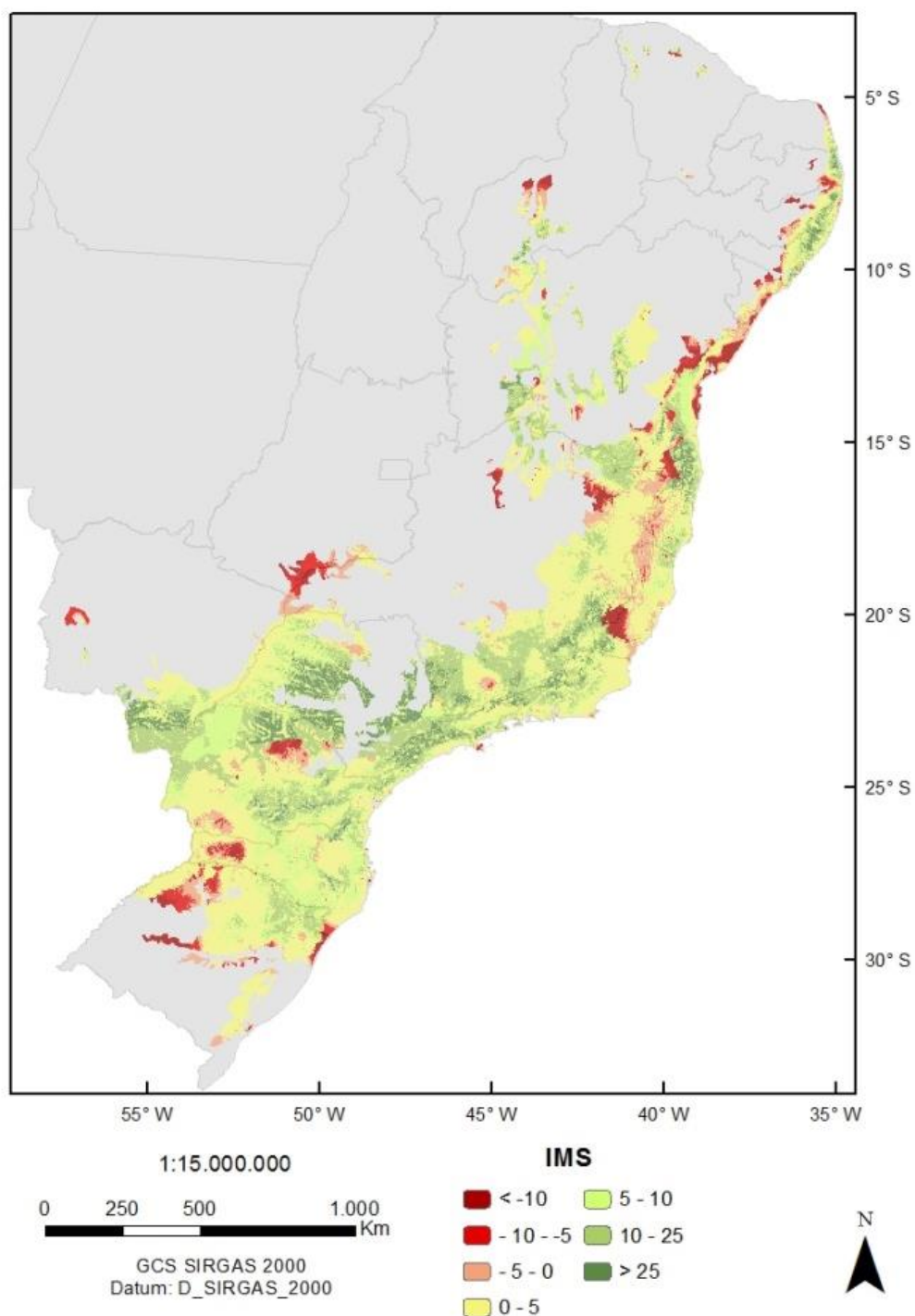


Figura 9 – Índice multivariado de similaridade ambiental (IMS) no domínio da Mata Atlântica computados para o cenário que leva em consideração tanto as unidades de proteção integral quanto às de uso sustentável (UC_{PI+US}). Áreas que apresentaram os maiores valores de IMS, indicadas em tons amarelo-esverdeados, apontam regiões cujas variáveis encontram-se bem representadas pelo sistema de UCs, enquanto que os valores menores, indicados em tons vermelho-alaranjados, indicam regiões com variáveis pouco representadas.

Já nas Figuras 10 e 11, é possível identificar áreas singulares, ou seja, regiões cuja combinação das variáveis ambientais não está representada em uma única unidade de conservação de proteção integral.

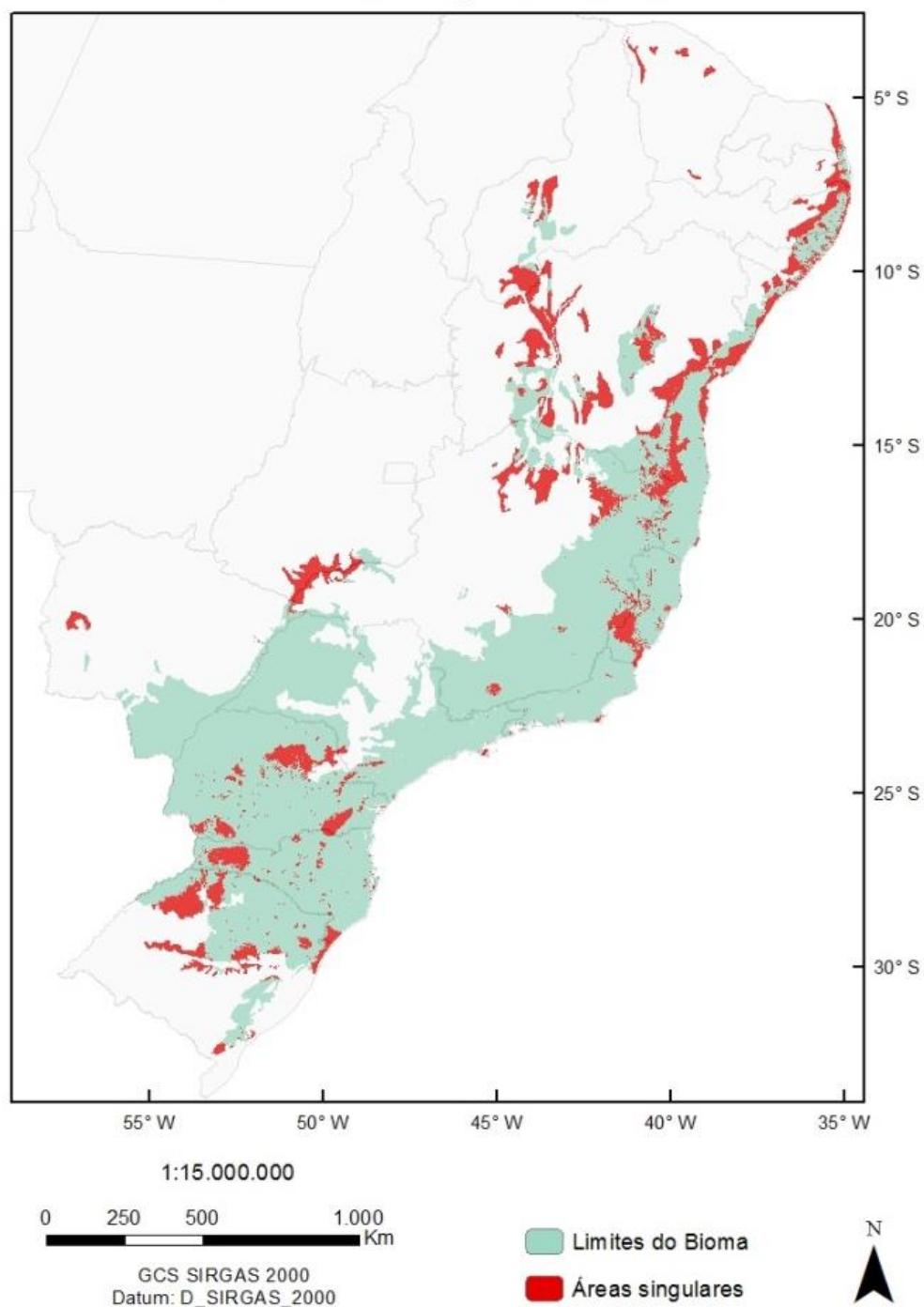


Figura 10 – Áreas singulares no domínio da Mata Atlântica identificadas para o cenário que considera apenas a distribuição das unidades de proteção integral (UCPI).

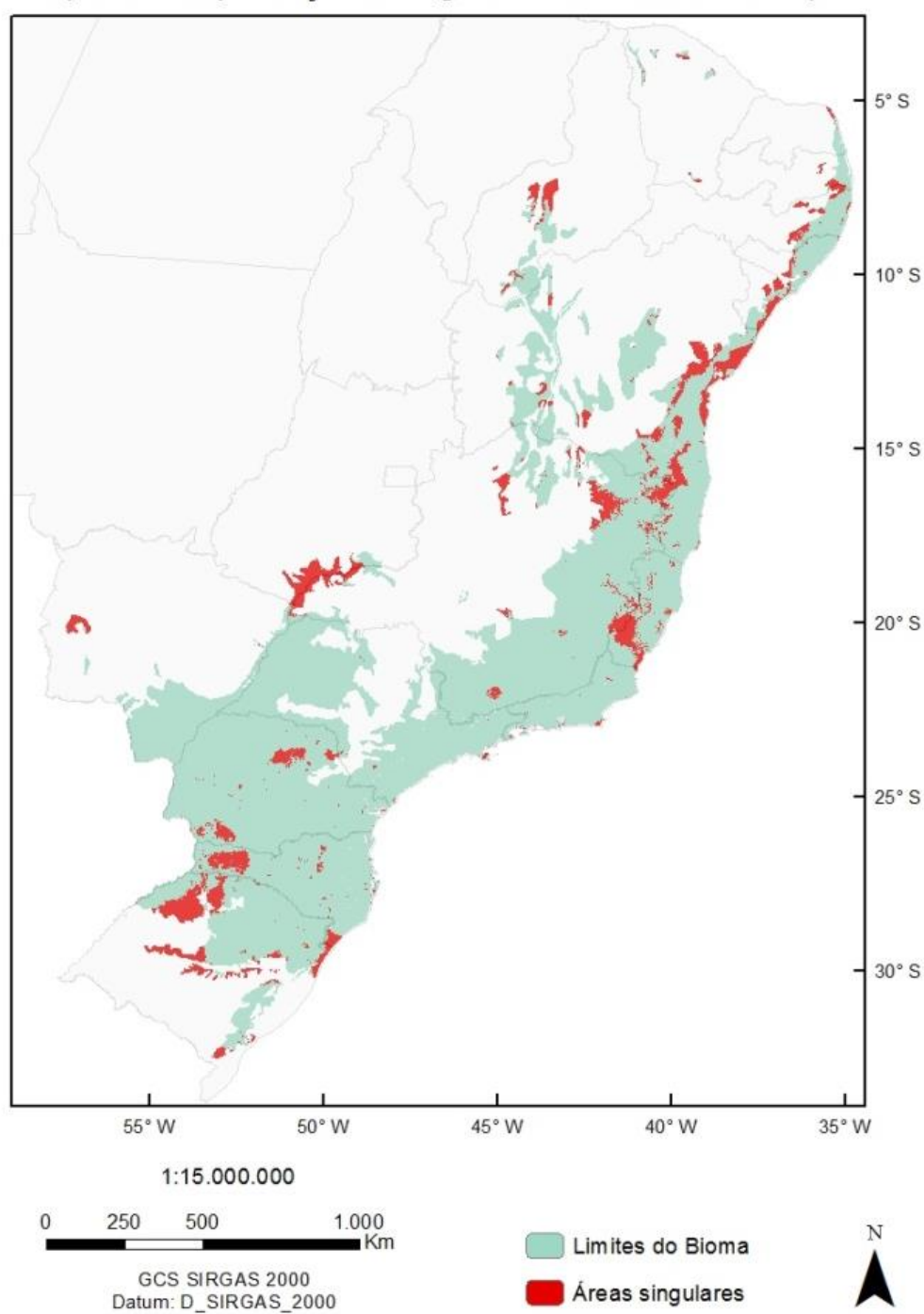


Figura 11 – Áreas singulares no domínio da Mata Atlântica, identificadas para o cenário que considera tanto as unidades de proteção integral quanto às unidades de uso sustentável (UC_{PI+US}).

5.4. Cenários hipotéticos: expansão das áreas para fins de conservação

A Figura 12 aponta as regiões selecionadas na expansão das áreas para fins de conservação no primeiro cenário hipotético, que aumentou, em cada sub-região, o percentual de unidades de conservação para 17% da área total, enquanto que nas áreas privadas este percentual atingiu uma cobertura de 20%. Já na Figura 13, observa-se a expansão do sistema de áreas protegidas no segundo cenário hipotético, que considerou um aumento em 10% da área atual destinada para fins de conservação ($UC_{PI+US+REM}$).

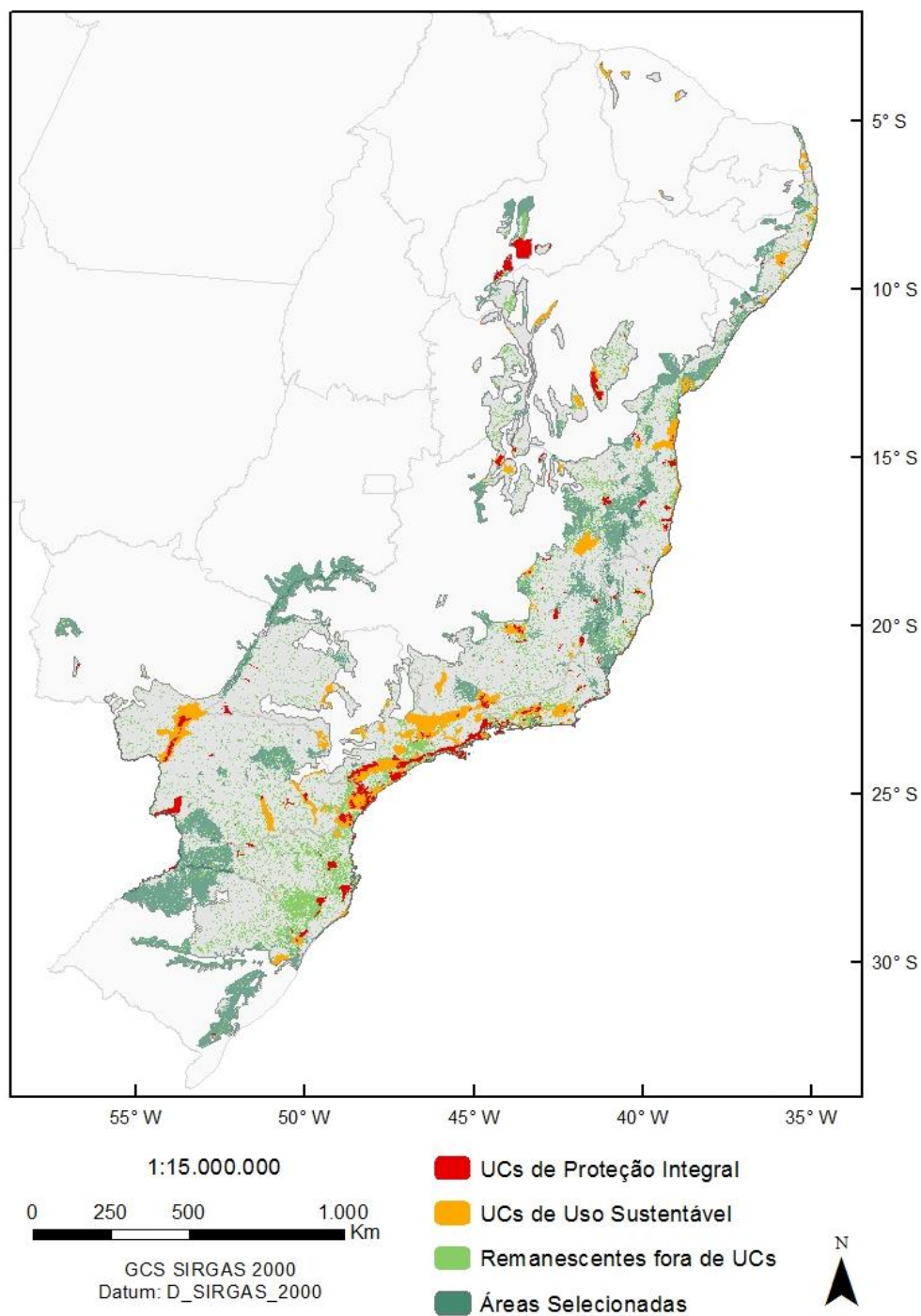


Figura 12 – Áreas selecionadas para a expansão das unidades de conservação e dos remanescentes naturais considerando, para cada sub-região, um aumento no percentual de UCs para 17% e para 20% nas áreas privadas.

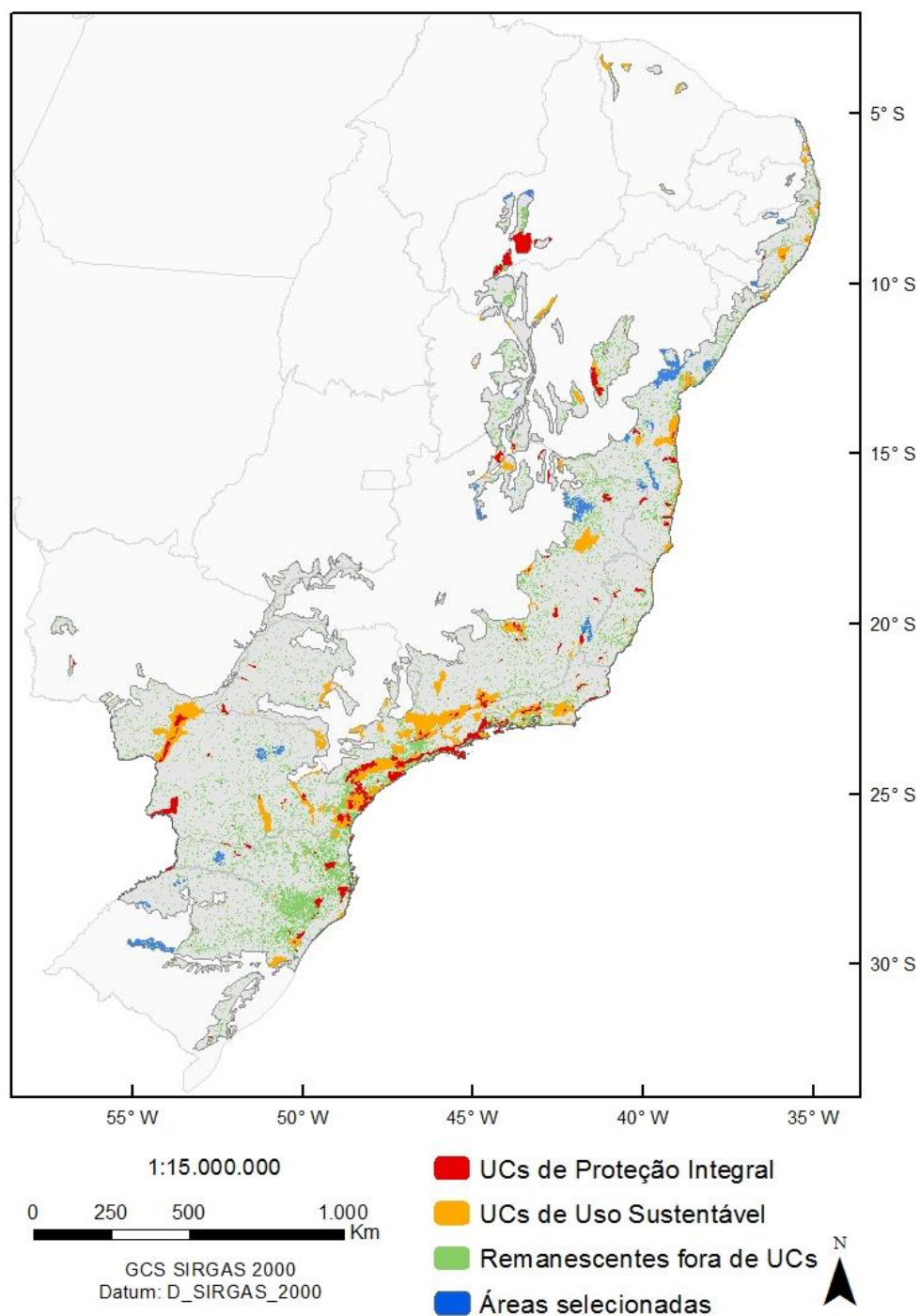


Figura 13 – Áreas selecionadas para a expansão das unidades de conservação e dos remanescentes naturais considerando para cada sub-região, um aumento em 10% em relação à área atual destinada para fins de conservação ($UC_{PI+US+REM}$).

A Tabela 5 aponta as relações existentes entre os índices de viés ambiental calculados anteriormente e os índices calculados nos cenários hipotéticos.

Tabela 5 – Índice de viés ambiental para todos os cenários analisados.

Sub-região	Iv (PI)	Iv (PI+US)	Iv (PI+US+REM)	Iv (Cenário 1)	Iv (Cenário 2)
Serra-do-mar	0,407	0,061	0,082	-	-
São Francisco	0,996	0,996	0,555	1	0,867
Pernambuco	0,782	0,693	0,375	0,652	0,526
Florestas de Interior	1,162	0,215	0,097	1,074	0,128
Diamantina	1,021	0,848	0,130	0,848	0,721
Brejos Nordestinos	0,496	0,097	0,073	0,284	0,094
Bahia	0,216	0,358	0,715	0,973	0,681
Araucaria	0,915	0,121	0,085	0,715	0,223

No primeiro cenário, que contou com uma expansão em grande escala do atual sistema de áreas protegidas, nota-se que os índices de viés ambiental se apresentaram maiores quando comparados aos demais cenários, indicando um maior nível de viés quando adicionamos essas novas áreas. Este resultado está relacionado ao fato de que a adição de novas áreas ao sistema de áreas protegidas se deu em uma extensão extremamente extensa, considerando apenas as lacunas do sistema atual, sendo que algumas sub-regiões apresentaram um aumento de mais de 100% em sua rede de áreas protegidas. Dessa forma, variáveis que antes estavam mal representadas passaram a ser super-representadas, descolando os vieses para novas tipologias. Ou seja, a adição de grandes extensões de área com base em uma única análise inicial desconsidera o caráter dinâmico da expansão do sistema de áreas protegidas, ignorando as alterações que os vieses ambientais sofrem conforme o incremento de novas áreas.

O gráfico na Figura 14 demonstra a relação percentual entre o incremento de áreas e o Índice de viés ambiental em relação aos valores calculados para $UC_{PI+US+REM}$, indicando que, de modo geral, as sub-regiões que apresentaram um maior incremento percentual em seu sistema de áreas protegidas foram também aquelas que apresentaram um maior aumento percentual do índice de viés ambiental.

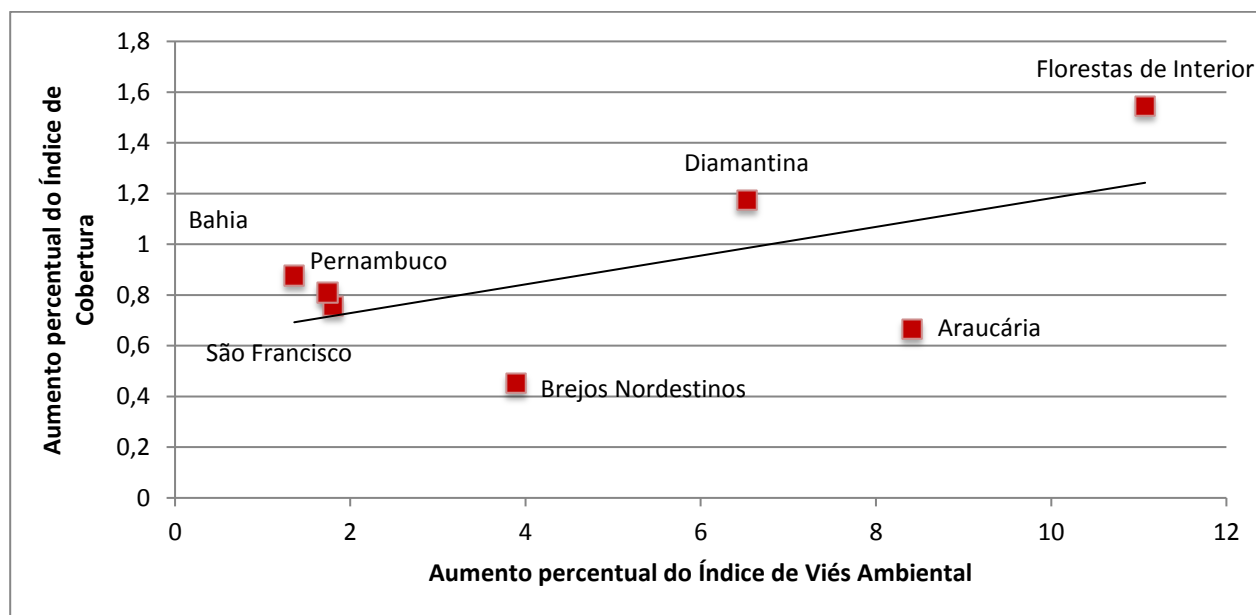


Figura 14 – Relação entre o incremento percentual de área no sistema de áreas protegidas e o aumento percentual no índice de viés ambiental, quando comparado aos valores obtidos para UC_{PI+US+REM}.

Já no segundo cenário, que avaliou a expansão em uma escala relativamente menor, os índices de viés ambiental (I_v (Cenário 2)) tiveram uma diminuição significativa quando comparados a $I_v(PI)$, $I_v(PI+US)$ e I_v (Cenário 1), indicando um aumento considerável no nível de representatividade do sistema de áreas protegidas. No entanto, com exceção da Bahia, os valores de I_v para este cenário ainda se apresentaram um pouco maiores quando comparados ao cenário IC_{PI+US+REM}, o que indica que mesmo a aplicação da meta de 10% sem a reavaliação dos vieses conforme a adição de novas áreas ainda pode desconsiderar o dinamismo das alterações na tendenciosidade do sistema.

Estes resultados enfatizam a importância de um planejamento dinâmico e adaptativo no processo de expansão de áreas para fins de conservação, adotando uma abordagem que considere as alterações das condições ambientais representadas com a adição de novas áreas por meio de constantes reavaliações dos vieses conforme novas áreas são adicionadas.

Por fim, ressalta-se a importância do planejamento sistemático da conservação como ferramenta para uma análise holística, a fim de se garantir que a destinação de recursos financeiros para a expansão da rede de áreas protegidas seja feita de forma eficiente, priorizando áreas com uma maior relação custo-benefício. Nesse contexto, ressalta-se a

importância de se compreender as diversas metodologias e abordagens acerca do planejamento da conservação, sendo que, para fins práticos, este planejamento deve considerar múltiplos fatores, como representatividade, vulnerabilidade, conectividade, valor de aquisição da terra, dentre outros. A partir desta compreensão, pode-se inclusive, questionar indicadores comumente empregados na avaliação do nível de conservação de ecossistemas, a exemplo da avaliação por meio de metas preestabelecidas referentes ao percentual de área protegida em relação à área total, sendo que, a partir destes questionamentos, novos indicadores e abordagens podem ser propostos, visando uma análise mais complexa de múltiplos os fatores.

De modo geral, os resultados deste projeto contribuíram para uma maior compreensão acerca da eficiência do sistema de áreas protegidas atual na representatividade e abrangência da variabilidade existente no bioma da Mata Atlântica. Embora o produto deste estudo, por si só, não considere todos os múltiplos fatores que devem ser analisados na priorização de áreas para a conservação do bioma, estes resultados podem ser incorporados em conjunto com outras análises, que considerem ainda fatores como vulnerabilidade e conectividade, com o intuito de oferecer diretrizes para a criação de novas unidades de conservação ou ainda nortear uma série de iniciativas, sugerindo áreas de interesse para a criação de Reservas Legais ou ainda incorporando esses resultados em programas de pagamentos por serviços ecossistêmicos e em incentivos por políticas de REDD+.

Estes resultados também sugerem que a expansão da rede de áreas protegidas por si só, não implica necessariamente, na consolidação de um sistema de áreas protegidas mais representativo, enfatizando a importância de uma abordagem sistemática a fim de se garantir uma melhor alocação das áreas destinadas para fins de conservação, principalmente quando consideramos os recursos financeiros como fator limitante para essa expansão.

Com base nos resultados obtidos, ressalta-se ainda a necessidade de se reconhecer a importância dos diversos atores na conservação da biodiversidade, reconhecendo-se tanto a importância das áreas de domínio público em todas as categorias de manejo, quanto às áreas de domínio privado, uma vez que estes sistemas se complementam entre si de forma a preencher os gargalos da conservação no bioma.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, foi possível realizar um diagnóstico do sistema de reservas no domínio da Mata Atlântica no que se refere à representatividade de sua heterogeneidade ambiental, possibilitando uma maior compreensão acerca do nível em que as unidades de conservação se apresentam como mecanismos de proteção representativos no que se refere à variabilidade existente no bioma.

De modo geral, observa-se uma grande discrepância na distribuição do sistema de áreas protegidas ao longo de cada sub-região, de modo que regiões como Serra do Mar e Brejos Nordestinos apresentam percentuais de áreas protegidas muito maiores quando comparados a regiões como Araucária, Diamantina e Florestas de Interior.

No que se refere à representatividade ambiental, nota-se que, enquanto regiões como São Francisco, Diamantina e Pernambuco apresentaram forte viés ambiental em todos os cenários avaliados (UC_{PI} , UC_{PI+US} e $UC_{PI+US+REM}$), regiões como a Serra do Mar e Brejos Nordestinos se mostraram com um sistema de áreas protegidas bastante representativo.

Salvo o caso da Serra do Mar, que apresentou um índice de cobertura extremamente alto quando comparado às outras regiões, verificou certa independência entre o nível de viés ambiental e a extensão da rede de áreas protegidas quando analisados cada cenário isoladamente, ou seja, o fato de uma região possuir grande percentual de áreas protegidas não implica, necessariamente, que toda sua heterogeneidade esteja representada de fato, como foi o caso de São Francisco.

Vale ressaltar que os valores do índice de viés ambiental apresentaram grandes variações em cada cenário analisado, sendo que, na maior parte dos casos, os remanescentes florestais em áreas privadas e, principalmente, as unidades de uso sustentável, foram de suma importância no que se refere à complementariedade do sistema de proteção integral, garantindo uma maior representatividade da variabilidade existente no bioma quando somados à essas áreas, com exceção da Bahia, em que o viés aumentou com a soma das unidades de uso sustentável e dos remanescentes, indicando que essas áreas foram alocadas em locais com características ambientais semelhantes àquelas onde estão inseridas as unidades de proteção integral.

REFERÊNCIAS

- BARR, L. M.; PRESSEY, R.L.; FULLER, R.A.; SEGAN, D.B.; MCDONALD-MADDEN, E.; POSSINGHAM, H.P. A new way to measure the world's protected area coverage. **PLoS One**, v. 6, n. 9, p. e24707, 2011.
- BERTZKY, B.; CORRIGAN, C.; KEMSEY, J.; KENNEY, S.; RAVILIOUS, C.; BESANÇON, C.; BURGESS, N. Protected Plant Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas. IUCN, 2012.
- BRUNER, A. G.; Gullison, R.E.; Rice, R.E.; Fonseca, G. A. B. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, v. 291, n. 5501, p. 125-128, 2001.
- CATULLO, G.; MASI, M.; FALCUCCI, A.; MAIORANO, L.; RONDININI, C.; BOITANI, L. A gap analysis of Southeast Asian mammals based on habitat suitability models. **Biological Conservation**, v. 141, n. 11, p. 2730-2744, 2008.
- CHAPE, S.; BLYTH, S.; FISH, L.; FOX, P.; SPALDING, M. United Nations List of Protected Areas. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2003.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.
- ELITH, J.; KEARNEY, M.; PHILLIPS, S. The art of modelling range-shifting species. **Methods in ecology and evolution**, v. 1, n. 4, p. 330-342, 2010.
- ELITH, J.; PHILLIPS, S. J.; HASTIE, T.; DUDÍK, M.; CHEE, Y. E.; YATES, C. J. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and distributions**, v. 17, n. 1, p. 43-57, 2011.
- ERVIN, J. Protected area assessments in perspective. **BioScience**, v. 53, n. 9, p. 819-822, 2003.
- FEARNSIDE, P.M.; FERRAZ, J. A Conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. **Society for Conservation Biology**, v. 9, n. 5, p. 1134-1147, 1995.

- FERRAZ, K. M. P. M. D. B.; FERRAZ, S. F. D. B.; PAUL, R. C. D.; BEISIEGEL, B.; BREITENMOSER, C. Species distribution modeling for conservation purposes. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 214-220, 2012.
- GUISAN, A.; TINGLEY, R.; BAUMGARTNER, J. B.; NAUJOKAITIS-LEWIS, I.; SUTCLIFFE, P. R.; TULLOCH, A. I.; REGAN, T.J.; BROTONS, L.; MCDONALD-MADDEN, E.; MANTYKA-PRINGLE, C.; MARTIN, T.G.; RHODES, J.R.; MAGGINI, R.; SETTERFIELD, S.A.; ELITH, J.; SCHWARTZ, M.W.; WINTLE, B.A.; BROENNIMANN, O; AUSTIN, M.; FERRIER, S.; KEARNEY, M.R.; POSSINGHAM, H.P.; BUCKLEY, Y.M. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology letters**, v. 16, n. 12, p. 1424-1435, 2013.
- HIJMANS, R. J.; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P. G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International journal of climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005.
- HOEKSTRA, J. M.; BOUCHER, T.M.; RICKETTS, T.H.; ROBERTS, C. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology letters**, v. 8, n. 1, p. 23-29, 2005.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. AMBDATA – Variáveis Ambientais para Modelagem de Distribuição de Espécies. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata>>. Acesso em junho de 2017.
- JENKINS, C. N.; JOPPA, L. Expansion of the global terrestrial protected area system. **Biological Conservation**, v. 142, n. 10, p. 2166-2174, 2009.
- JONES-WALTERS, L.; CIVIC, K. European protected areas: Past, present and future. **Journal for Nature Conservation**, v. 21, n. 2, p. 122-124, 2013.
- JOPPA, L. N.; PFAFF, A. High and far: biases in the location of protected areas. **PloS one**, v. 4, n. 12, p. e8273, 2009.
- KLEIN, C.; WILSON, K.; WATTS, M.; STEIN, J.; BERRY, S.; CARWARDINE, J.; SMITH, M.S.; MACKEY, B.; POSSINGHAM, H. Incorporating ecological and evolutionary processes into continental-scale conservation planning. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 206-217, 2009.
- KUKKALA, A.S. & MOILANEN, A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. **Biological Reviews**, v. 88, n.8, p. 443-464, 2013.

- LANGHAMMER, P.F.; BAKARR, M.I.; BENNUN, L.A.; BROOKS, T.M.; CLAY, R.P.; DARWALL, W.; DE SILVA, N.; EDGAR, G.J.; EKEN, G.; FISHPOOL, L.D.C.; FONSECA, G.A.B. DA; FOSTER, M.N.; KNOX, D.H.; MATIKU, P.; RADFORD, E.A.; RODRIGUES, A.S.L.; SALAMAN, P.; SECHREST, W.; TORDOFF, A.W. Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems. Gland, Switzerland: IUCN, 2007.
- MAIORANO, L.; FALCUCCI, A.; BOITANI, L. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. **Biological Conservation**, v. 133, n. 4, p. 455 – 473, 2006.
- MARGULES, C.R. E PRESSEY, R.L. Sistematic Conservation Planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000.
- MENDEL, L.C. AND KIRKPATRICK, J.B. Historical progress of biodiversity conservation in the protected-area system of Tasmania, Australia. **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1520-1529, 2002.
- Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, 2005.
- Ministério do Meio Ambiente. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG. Brasília: MMA/ SBF. 40p., 2000.
- MITTERMEIER, RUSSELL A. *et al.* Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 14-21, 2005.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A., & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- PAGLIA, A., PAESE, A., BEDÊ, L., FONSECA, M., PINTO, L. P., & MACHADO, R. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, v. 2, p. 39-50, 2004.
- PETERSON, A.T. AND KLUZA, D.A. New distributional modelling approaches for gap analysis. **Animal Conservation**, v. 6, n. 1, p. 47–54, 2003.

- POSSINGHAM, H., WILSON, K. A., ANDELMAN, S. J.; VYNNE, C. H. (2006). Protected areas: Goals, limitations, and design. In: GROOM, M. J.; Meffe, G.K.; Carroll, C.R. *Principles of Conservation Biology*, Sunderland, Massachusetts, U.S.: Sinauer Associates, p. 507-549, 2006.
- POWELL, G.V.N.; BARBORAK, J.; RODRIGUEZ, M.S. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. **Biological Conservation**, v. 93, n. 1, p. 35-4, 2000.
- RENNÓ, C.D.; NOBRE, A.D.; CUARTAS, L.A; SOARES, J.V.; HODNETT, M.G.; TOMASELLA J.; WATERLOO, M.J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 8, p. 3469-3481, 2008.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.
- RIBEIRO, M.C.; MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M.J. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: ZACHOS, F.R.; HABEL, J.C. **Biodiversity hotspots**. Springer Berlin Heidelberg, p. 405-434, 2011.
- RODRIGUES, A. S.; AKCAKAYA, H. R.; ANDELMAN, S. J.; BAKARR, M. I.; BOITANI, L.; BROOKS, T. M.; CHANSON, J. S.; FISHPOOL, L. D.; DA FONSECA, G.A.; GASTON, K. J.; HOFFMANN, M. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. **BioScience**, v. 54, n. 12, p. 1092-1100, 2004.
- SANTOS, A. M. Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 3, p. 437-446, 2007.
- SCOTT, J.M., DAVIS, F.W., MCGHIE, R.G., WRIGHT, R.G., GROVES, C. AND ESTES, J. Nature reserves: do they capture the full range of America's biological diversity?. **Ecological Applications**, v. 11, v. 4, p. 999-1007, 2001.
- SHARAFI, S.M.; MOILANEN, A.; WHITE, M.; BURGMAN, M. Integrating environmental gap analysis with spatial conservation prioritization: A case study from Victoria, Australia. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 240-251, 2012.

- SILVA, S.M.C. DA; CASTELETI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. CABS and Island Press, Washington, p. 43-59, 2003.
- SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período de 2013 a 2014. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, 2015.
- SOULÉ, M. E.; SANJAYAN, M. A. Ecology: Conservation Targets: Do They Help?. **Science**, v. 279, n. 5359, p. 2060-2061, 1998.
- SOWA, S.P.; ANNIS, G.; MOREY, M.E.; DIAMOND, D.D. Gap analysis and comprehensive conservation strategy for riverine ecosystems of Missouri. **Ecological Monographs**, v. 77, n. 3, p. 301-334, 2007.
- STRITTHOLT, J.R. AND BOERNER, R.E. J. Applying biodiversity gap analysis in a regional nature reserve design for the Edge of Appalachia, Ohio (USA). **Conservation Biology**, v. 9, n. 6, p. 1492–1505, 1995.
- TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132-138, 2005.
- TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.
- TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London and Washington, 2011.
- TROMBULAK, S.C. & BALDWIN, R.F. Landscape-scale conservation Planning. Springer Science & Business Media, 2010.
- VAN BREUGEL, P.; KINDT, R.; LILLESØ, J.P.B.; BREUGEL, M.V. Environmental gap analysis to prioritize conservation efforts in eastern Africa. PloS one, v. 10, n. 4, p. e0121444, 2015.
- WATSON, J.E.M.; GRANTHAM, H.S.; WILSON, K.A.; POSSINGHAM, H.P. Systematic conservation planning: past, present and future. **Conservation biogeography**, p. 136-160, 2011.

XIMENES, A.C. Mapas auto-organizáveis para a identificação de ecorregiões do interflúvio Madeira-Purus: uma abordagem da biogeografia ecológica. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**: São José dos Campos, Brasil, 2008.