

JÉSSICA STÉFANE ALVES CUNHA

**TRAJETÓRIA DA CONECTIVIDADE FLORESTAL EM UMA
PAISAGEM DE FLORESTA ATLÂNTICA: DA DINÂMICA
SUCESSIONAL AO FUTURO PLANEJADO**

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Março - 2023

JÉSSICA STÉFANE ALVES CUNHA

**TRAJETÓRIA DA CONECTIVIDADE FLORESTAL EM UMA
PAISAGEM DE FLORESTA ATLÂNTICA: DA DINÂMICA
SUCCSSIONAL AO FUTURO PLANEJADO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), para obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais.

Orientadora:

Prof.^a Dr.^a Ana Carolina Borges Lins e Silva

Coorientadora:

Dr.^a Camila Linhares de Rezende

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Março - 2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C972t

Cunha, Jéssica Stéfane Alves

TRAJETÓRIA DA CONECTIVIDADE FLORESTAL EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ATLÂNTICA: DA
DINÂMICA SUCESSIONAL AO FUTURO PLANEJADO / Jéssica Stéfane Alves Cunha. - 2023.
120 f. : il.

Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.

Coorientadora: Camila Linhares de Rezende.

Inclui referências e anexo(s).

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais,
Recife, 2023.

1. Brasil. 2. Floresta Tropical. 3. Conectividade florestal. 4. Espaço-tempo. 5. Dinâmica florestal. I. Silva, Ana
Carolina Borges Lins e, orient. II. Rezende, Camila Linhares de, coorient. III. Título

CDD 634.9

JÉSSICA STÉFANE ALVES CUNHA

**TRAJETÓRIA DA CONECTIVIDADE FLORESTAL EM UMA
PAISAGEM DE FLORESTA ATLÂNTICA: DA DINÂMICA
SUCESSIONAL AO FUTURO PLANEJADO**

Banca examinadora

Prof.^a Dr.^a Paula Koeler Lira
Departamento de Biologia – PUC/Rio de Janeiro - RJ

Dr. Severino Rodrigo Ribeiro Pinto
Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste - CEPAN/Recife - PE

Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva
Departamento de Ciências Florestais – UFRPE/Recife - PE

Prof. Dr. Everaldo Marques de Lima Neto
Departamento de Ciências Florestais – UFRPE/Recife - PE

Orientadora:

Prof.^a Dr.^a Ana Carolina Borges Lins e Silva
Departamento de Biologia - UFRPE/Recife - PE

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Março - 2023

Aos meus incentivadores pais, que não mediram esforços para que eu conseguisse alcançar
mais um sonho.
DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço à UFRPE, por ser uma universidade agregadora com grandes profissionais, por me acolher nesses 11 anos e por ter me proporcionado importantes e inesquecíveis momentos;

A todos que fazem parte do PPGCF-UFRPE, coordenação, docentes, discentes e técnicos, por proporcionar todo o suporte para conclusão desta Tese, principalmente a Juliana Ferreira a todo momento disposta a ajudar;

Aos colegas do PPGCF/UFRPE, em especial à turma de 2019.1, que compartilharam comigo essa experiência, presencialmente e remotamente durante a pandemia - foi um grande aprendizado ao longo desses quatro anos;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), pela concessão da bolsa;

À gestão e ao Conselho Gestor da APA Aldeia Beberibe, que sempre foram muito disponíveis, em especial à gestora Cinthia Lima que ficou entusiasmada com essa pesquisa;

Aos membros que já participaram das bancas ao longo do doutorado, pelos conhecimentos compartilhados, valiosas discussões e recomendações;

À minha coorientadora, pela colaboração e excelentes sugestões para a construção desta tese;

E, de modo pessoal, minha gratidão...

À minha orientadora, à qual não sei como retribuir a atenção, o carinho, o cuidado em todos os momentos dedicados a discutir qualquer assunto, em especial a tese. Obrigada por tanto, pelos encorajamentos, pelas discussões científicas enriquecedoras e pelas provocações na busca do mais, me deixando desconfortável. Sem o seu conhecimento e sua ajuda esta pesquisa não existiria. Agradeço por me mostrar que não é a busca do título, é quem você se torna depois dessa jornada. Profa, carinhosamente falando, é a representação da profissional que almejo ser, exemplo de sabedoria e dedicação;

Ao LEVE (Laboratório de Ecologia Vegetal), meu laboratório e segundo lar! Obrigada a TODOS! Obrigada por deixar tudo mais LEVE! Obrigada Nathan, Jhone, Bárbara, Whelley e Grazi. Agradeço sincera e profundamente, pela ajuda e boas vibrações em todas as etapas, pelos conselhos profissionais e pessoais, pelas conversas regadas a um cafezinho e nas refeições do maravilhoso RU. Agradeço, em especial, a Jhone e Nathan por todos os debates, leituras, ideias, parcerias, informações compartilhadas e na resolução dos problemas, dentro e fora do horário de expediente hahahahaha. Obrigada imensamente pela amizade de vocês.

Aos meus pais e meus irmãos, pelo amor, pela paciência e esforço em entender a minha pesquisa, pela torcida a mim dedicada e pela nossa bela família que é meu porto seguro. Agradeço, particularmente, à minha mãe, que é minha amiga, minha inspiração de todos os dias, que me impulsiona e me freia, e que está disposta a tudo comigo;

Ao meu amor, Ítalo, pelo companheirismo e motivação de todos os dias. Obrigada pelo amor e pela paciência nos meus dias inseguros, pelas séries assistidas e pelas gargalhadas arrancadas transformando os momentos de medo. Obrigada por estar comigo nessa trajetória vibrando com os resultados que eu tive prazer em dividir a cada etapa;

Aos meus familiares que torcem por mim, ao meu avô, minhas tias, minhas primas e primos, em especial à Bárbara. A minha segunda família, a Souza, que me abraçou e me fazem sentir parte dessa grande família. Vocês nunca sairão do meu coração;

E por último, mas não menos importante, agradeço aos amigos. Aos amigos que entenderam a minha ausência e os que encorajam, sobretudo Fabiana (que se fez tão presente) e Irla que dividiram momentos importantes comigo;

A todos, o meu eterno e sincero Obrigada!!! Se eu não tivesse pessoas a quem agradecer, principalmente no momento da pandemia da COVID-19 que vivenciamos, certamente não teria chegado até aqui.

“Odiei as palavras e as amei, e espero tê-las usado direito.”

- Markus Zusak -

CUNHA, J. S. A. **TRAJETÓRIA DA CONECTIVIDADE FLORESTAL EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ATLÂNTICA: DA DINÂMICA SUCESSIONAL AO FUTURO PLANEJADO**. 2023. Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva. Coorientadora: Camila Linhares de Rezende.

RESUMO

A perda de conectividade devido à fragmentação dos ecossistemas florestais tropicais afeta a biodiversidade e as funções ecossistêmicas e ameaça o bem-estar humano. Diante desta problemática, informações acerca do passado e presente e projeções de futuro, em paisagens florestais, tornam-se cada vez mais relevantes para compreensão da conectividade ao longo do espaço-tempo e guiam decisões futuras de conservação e restauração. A presente pesquisa teve como objetivo compreender as implicações da fragmentação na conectividade florestal em uma paisagem de Floresta Atlântica, com ênfase no espaço e no tempo. A pesquisa respondeu aos seguintes questionamentos: i) Como as variáveis espaciais ambientais e antropogênicas afetam na dinâmica do processo de regeneração florestal da Floresta Atlântica? ii) Qual a influência das variáveis antropogênicas na dinâmica da qualidade e degradação da floresta? Há uma mudança na quantidade de *habitat* alcançável no espaço e no tempo pelas espécies dependentes de floresta? iii) Como os empreendimentos planejados impactarão a conectividade florestal da paisagem e as espécies dependentes de floresta? Para responder às questões, a área modelo foi a Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe, com extensão de 31.634 hectares, contendo 20% da Floresta Atlântica remanescente no Estado de Pernambuco. Foram produzidas séries temporais (1985-2003-2020), utilizando os dados de uso e cobertura da terra da sexta coleção do MapBiomias, com quatro classes principais definidas para essa pesquisa: floresta, agropecuária, infraestrutura urbana e hidrografia. De posse dos dados, foram calculados a perda, o ganho e a estabilidade da floresta e a sua conversão, bem como os direcionadores e a configuração da floresta na paisagem. Análises de qualidade do *habitat*, conectividade espaço-temporal influenciando as espécies dependentes de florestas e os efeitos dos possíveis empreendimentos nessas espécies alvo também foram realizadas. A pesquisa revelou, nos três anos analisados, um aumento de floresta, em uma paisagem composta por mais de 90% de pequenos fragmentos (<30ha). O ganho ocorreu em áreas abandonadas, em áreas protegidas e perto de cursos d'água, e as perdas para a agropecuária (sobretudo agricultura familiar) e para crescente demanda de infraestrutura urbana, principalmente em áreas planas e próximas da hidrografia. O estudo demonstrou uma crescente degradação do *habitat* com o passar do tempo e a consequente redução na qualidade do *habitat*, apresentando diminuição nas áreas com alta qualidade e afetando negativamente a conectividade da paisagem. A conectividade espaço-temporal e a quantidade de *habitat* alcançável aconteceram por efeito trampolim; contudo, as espécies dependentes de floresta se beneficiaram apenas da conectividade dentro do fragmento de origem, em cenário com alta resistência antrópica. Porém, se houver a implantação de empreendimentos planejados para esta paisagem, a presença dos trampolins diminuirá, acarretando a restrição das espécies a seus fragmentos de origem. Esta pesquisa traz clareza sobre a dinâmica da perda, ganho e estabilidade de uma paisagem inserida numa das regiões mais ameaçadas da Floresta Atlântica, revelando uma substituição dos grandes e médios fragmentos de floresta antiga em pequenos fragmentos de floresta inicial. A paisagem foi transformada devido ao aumento da degradação e à perda de áreas com alta qualidade no decorrer do tempo, afetando drasticamente a conectividade espaço-temporal e, conseqüentemente, as espécies dependentes de floresta, que acabam carecendo de trampolins para alcançar *habitats* acessíveis na paisagem.

Palavras-chave: Brasil, floresta tropical, conectividade florestal, espaço-tempo, dinâmica florestal.

CUNHA, J. S. A. **TRAJECTORY OF FOREST CONNECTIVITY IN AN ATLANTIC FOREST LANDSCAPE: FROM SUCCESSIONAL DYNAMICS TO THE PLANNED FUTURE.** 2023. Advisor: Ana Carolina Borges Lins e Silva. Co-Advisor: Camila Linhares de Rezende.

ABSTRACT

The loss of connectivity due to fragmentation of tropical forest ecosystems affects biodiversity and ecosystem functions and threatens human well-being. In the face of this issue, information about the past, present, and future projections in forest landscapes becomes increasingly relevant for understanding connectivity over space and time and guiding future conservation and restoration decisions. The present study aimed to understand the implications of fragmentation on forest connectivity in an Atlantic Forest landscape, with emphasis on space and time. The study addressed the following questions: i) How do environmental and anthropogenic spatial variables affect the dynamics of the Atlantic Forest regeneration process? ii) What is the influence of anthropogenic variables on forest quality and degradation dynamics? Is there a change in the amount of habitat reachable in space and time by forest-dependent species? iii) How will planned developments impact landscape forest connectivity and forest-dependent species? To answer these questions, the model area was the Aldeia-Beberibe Environmental Protection Area, with an extension of 31,634 hectares, containing 20% of the remaining Atlantic Forest in the State of Pernambuco. Temporal series (1985-2003-2020) were produced using land use and cover data from the sixth collection of MapBiomas with four main classes defined for this research: forest, agriculture, urban infrastructure, and hydrography. With the data, forest loss, gain, and stability and their conversion were calculated, as well as the drivers and configuration of the forest in the landscape. Analyses of habitat quality, spatiotemporal connectivity influencing forest-dependent species, and the effects of possible developments on these target species were also performed. The study revealed an increase in forest cover in the three analyzed years, in a landscape composed of more than 90% small fragments (<30ha). The gain occurred in abandoned areas, protected areas, and near watercourses, and the losses were mainly due to agriculture (especially family agriculture) and the growing demand for urban infrastructure, mainly in flat areas and near hydrography. The study demonstrated a growing degradation of habitat over time and the consequent reduction in habitat quality, presenting a decrease in areas with high quality and negatively affecting landscape connectivity. Spatiotemporal connectivity and the amount of reachable habitat occurred by a stepping-stone effect; however, forest-dependent species benefited only from connectivity within the original fragment, in a scenario with high anthropic resistance. However, if planned developments are implemented in this landscape, the presence of stepping-stones will decrease, resulting in a restriction of species to their original fragments. This study brings clarity to the dynamics of loss, gain, and stability in a landscape inserted in one of the most threatened regions of the Atlantic Forest, revealing a substitution of large and medium fragments of old forest with small fragments of initial forest. The landscape was transformed due to increasing degradation and loss of areas with high quality over time, drastically affecting spatiotemporal connectivity and, consequently, forest-dependent species, which end up lacking stepping-stones to reach accessible habitats in the landscape.

Keywords: Brazil, tropical forest, forest connectivity, space-time, forest dynamics.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS	12
LISTA DE TABELAS	15
1 INTRODUÇÃO GERAL	16
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1 FLORESTAS TROPICAIS: SITUAÇÃO ATUAL.....	19
2.2 FRAGMENTAÇÃO DAS FLORESTAS TROPICAIS.....	21
2.3 PLANEJAMENTO DE PAISAGENS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO.....	23
2.4 CONFLITOS ENTRE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: O PAPEL DA GOVERNANÇA DE PAISAGENS.....	27
3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
CAPÍTULO I	39
DINÂMICA DE UMA PAISAGEM FLORESTAL FRAGMENTADA E SEUS DIRECIONADORES DE PERDA, RECUPERAÇÃO E ESTABILIDADE DE FLORESTAS	
1 INTRODUÇÃO	41
2 MATERIAL E MÉTODOS	42
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	42
2.2 LEVANTAMENTO DE DADOS.....	44
2.3 MAPEAMENTO DA COBERTURA FLORESTAL.....	45
2.4 ANÁLISE TEMPORAL DA PAISAGEM.....	47
2.5 ANÁLISE DOS DADOS.....	48
3 RESULTADOS	49
3.1 DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL DA APA ALDEIA BEBERIBE.....	49
3.2 MAPEAMENTO DA PERDA E GANHO DE FLORESTA NA FLORESTA ATLÂNTICA – APA ALDEIA BEBERIBE.....	51
3.3 FATORES DE VARIAÇÃO NA PERDA E NO GANHO DA FLORESTA ATLÂNTICA NA APA ALDEIA BEBERIBE.....	55
3.4 ESTABILIDADE DA FLORESTA E OS FATORES DE VARIAÇÃO NA FLORESTA ATLÂNTICA DA APA ALDEIA BEBERIBE.....	58
3.5 DEFINIÇÃO DA CRONOSSEQUÊNCIA FLORESTAL.....	59
4 DISCUSSÃO	60
5 CONCLUSÃO	63
AGRADECIMENTOS	64

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64
CAPÍTULO II	71
CONECTIVIDADE ESPAÇO-TEMPORAL EM UMA PAISAGEM FLORESTAL DINÂMICA: IMPORTÂNCIA PARA CONSERVAÇÃO DO HABITAT E PERMANÊNCIA DE ESPÉCIES DEPENDENTES DE FLORESTA	
1 INTRODUÇÃO.....	73
2 MATERIAIS E MÉTODOS	75
2.1 ÁREA DE ESTUDO	75
2.2 PREPARAÇÃO DE DADOS	76
2.3 DEGRADAÇÃO E QUALIDADE DO HABITAT	78
2.4 MODELAGEM DA CONECTIVIDADE ESPAÇO TEMPORAL	78
2.5 MÉTRICAS DE CONECTIVIDADE	80
2.6 SELEÇÃO DO PARÂMETRO CHAVE DE ESPÉCIES-ALVO E SEUS HABITATS	82
3 RESULTADOS	82
3.1 MUDANÇAS NA DEGRADAÇÃO E QUALIDADE DO HABITAT FLORESTA ...	82
3.2 CONTRIBUIÇÃO DE LIGAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS EM ESCALA DE PAISAGEM	84
4 DISCUSSÃO.....	87
5 CONCLUSÃO.....	90
AGRADECIMENTOS	90
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	91
CAPÍTULO III.....	98
PEQUENA PERDA OU ENORME AMEAÇA? A AVALIAÇÃO DE POTENCIAIS PROJETOS DE INFRAESTRUTURA REVELA UMA DEGRADAÇÃO DRÁSTICA DA PAISAGEM NA FLORESTA ATLÂNTICA	
1 INTRODUÇÃO.....	100
2 MATERIAIS E MÉTODOS	102
2.1 ANÁLISE DOS DADOS.....	103
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	108
4 CONCLUSÃO	110
AGRADECIMENTOS	111
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	111
CONSIDERAÇÕES FINAIS	115
ANEXO	117

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura	Página
Figura 1. Localização da área de estudo, APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil e das Unidades de Conservação de Proteção Integral inseridas na APA.	43
Figura 2. Floresta, em hectares, na paisagem APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil, entre os anos de 1985 a 2020, com base nos Mapas de cobertura e uso da terra da coleção 6 do MapBiomas.....	46
Figura 3. Representação esquemática da dinâmica espacial do ganho e perda de floresta na paisagem APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil, entre os anos de 1985 a 2020.	47
Figura 4. Áreas cobertas pelos usos Floresta e Não Floresta nos três tempos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 e 2020.	49
Figura 5. Distribuição dos fragmentos dos três anos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2020.....	50
Figura 6. A) Distribuição das classes de tamanho dos fragmentos e B) Ocupação das classes de tamanhos dos fragmentos na paisagem florestal nos três anos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2020.	50
Figura 7. Uso da terra dos três anos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2020.	51
Figura 8. Matriz de transição do uso e cobertura da terra na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2003.	52
Figura 9. Matriz de transição do uso e cobertura da terra na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 2003 a 2020.	52
Figura 10. Perda de floresta na APA Aldeia-Beberibe e uso da terra convertido, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2003.	53
Figura 11. Uso da terra convertido em ganho de floresta na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2003.	53
Figura 12. Uso da terra convertido em ganho de floresta na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 2003 a 2020.	54
Figura 13. Perda de floresta na APA Aldeia-Beberibe e uso da terra convertido, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 2003 a 2020.	54
Figura 14. Floresta estável em 35 anos na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.	58
Figura 15. Cronossequência Floresta no ano de 2020, definida após análise da cobertura florestal em 35 anos na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.....	60

CAPÍTULO II

Figura	Página
Figura 1. Localização da área de estudo, APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil e das	

Unidades de Conservação de Proteção Integral inseridas na APA.	76
Figura 2. Ligações espaciais e espaço-temporais. (a) conexões estritamente espaciais, (b) ligações essenciais no espaço-temporal, (c) Ligações auxiliares, representando seu papel nos caminhos de trampolins espaço-temporais. Fonte: Martensen et al. (2017).	79
Figura 3. Avanço na degradação do habitat na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil, em três anos analisados (1985, 2003 e 2020).	83
Figura 4. Qualidade do habitat na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil em três anos analisados (1985, 2003 e 2020).	83
Figura 5. A) Probabilidade de Conectividade (PC) e a B) Área Conectada Equivalente (ECA) para todas as capacidades de dispersão, no espaço-temporal (t_{st}) e puramente espacial (t_1 e/ou t_2), nos dois intervalos na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil.	85
Figura 6. Mudanças das Frações de Probabilidade de Conectividade (PC) na paisagem em diferentes distâncias de dispersão. A) Intervalo de 1985 a 2003 e B) Intervalo de 2003 a 2020 na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil.	85
Figura 7. Frações de PC_{intra} e PC_{step} para as capacidades de dispersão das espécies dependentes de floresta (50,100 e 200m), no espaço-temporal (t_{st}) e puramente espacial (t_1 e t_2). A) Intervalo de 1985 a 2003 e B) Intervalo de 2003 a 2020 na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil.	86

CAPÍTULO III

Figura	Página
Figura 1. Localização dos dois empreendimentos a serem implantados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil.	103
Figura 2. Classificação dos habitats florestais afetados pelos empreendimentos planejados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil, com base no modelo de altura da copa das árvores e nos dados de campo.	105
Figura 3. Mudanças na degradação e qualidade do habitat na Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe (APA-AB), Pernambuco, Brasil, a partir de 2020 para o cenário futuro previsto.	109
Figura 4. Representação da Probabilidade de Conectividade e a Área Conectada Equivalente (ECA) para as distâncias de dispersão (50 e 100m) dos dois cenários estudados (2020 e o cenário futuro previsto), na APA Aldeia - Beberibe, Pernambuco, Brasil. Setas verdes - conexões existentes para a espécie alvo, setas vermelhas - conexões interrompidas para a espécie alvo.	109

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela	Página
Tabela 1. Classes adotadas e agrupamento das legendas do MapBiomias nível 2 para a APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil, para os anos analisados.....	45
Tabela 2. Métricas de paisagem dos fragmentos florestais da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 e 2020 e suas classes de tamanhos.	50
Tabela 3. Distribuição das classes de tamanho dos fragmentos e ocupação das classes de tamanhos dos fragmentos na paisagem florestal, na perda e no ganho, nos dois intervalos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.	55
Tabela 4. Resultados do modelo de mínimos quadrados generalizados (GLS) e do modelo linear generalizado (GLM) na avaliação da contribuição das variáveis explicativas (declividade média dos fragmentos, distância das estradas, das unidades administrativas dos municípios, da hidrografia e das Unidades de Conservação) na perda e no ganho de floresta no intervalo analisado na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.	56
Tabela 5. Resultados do modelo linear generalizado (GLM) na avaliação da associação das variáveis explicativas (declividade média dos fragmentos, distância das estradas, das unidades administrativas dos municípios, da hidrografia e das Unidades de Conservação) na estabilidade da floresta analisada na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.	59

CAPÍTULO II

Tabela	Página
Tabela 1. Classes adotadas e agrupamento das legendas do MapBiomias nível 2 para a APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil, para os anos analisados.....	77
Tabela 2. Descrição e equações de métricas de conectividade utilizadas neste estudo.....	81

CAPÍTULO III

Tabela	Página
Tabela 1. Caracterização dos ambientes florestais inventariados na paisagem estudada por Lins e Silva (2010) e Fonsêca (2021). Em negrito, habitats similares às áreas potencialmente afetadas pelos projetos de infraestrutura propostos na APA Aldeia-Beberibe, Estado de Pernambuco, Brasil.....	104
Tabela 2. Valores de densidade de árvores e biomassa acima do solo utilizados para estimar as potenciais perdas dos projetos de infraestrutura propostos na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.....	106

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas florestais cobrem 4,06 bilhões de hectares da superfície terrestre (FAO, 2020), estão entre os mais ricos biologicamente e geneticamente, ofertam *habitat* para maioria das plantas e animais terrestres conhecidos (KÖHL *et al.*, 2015) e favorecem o bem-estar humano, devido ao fornecimento dos serviços ecossistêmicos (CARDINALE *et al.*, 2012; SEIDL *et al.*, 2016; MORI *et al.*, 2017). Apesar da importância, as modificações causadas nas florestas por atividades humanas são bastante difundidas e altamente variáveis ao redor do globo, causando impactos na perda de conectividade em quase todos os locais de floresta (GRANTHAM *et al.*, 2020; ROSA *et al.*, 2021). Embora, às vezes, em níveis muito baixos, esse isolamento compromete o funcionamento do ecossistema, em locais onde os usos do solo não florestais funcionam como barreiras e dificultam o movimento das espécies (GRANTHAM *et al.*, 2020).

Essas mudanças são mais notadas nos trópicos, em consequência do desequilíbrio entre supressão e regeneração florestal (HANSEN *et al.*, 2013; FAO, 2016). Aproximadamente um milhão de espécies estão ameaçadas de extinção em decorrência da aceleração das alterações ambientais sem precedentes (IPBES, 2019). A perda e degradação transformaram mais de 50% das paisagens florestais tropicais do planeta, trazendo impactos negativos para a biodiversidade, a regulação do clima e o bem-estar da sociedade (LEWIS *et al.*, 2015; BACCINI *et al.*, 2017; WATSON *et al.*, 2018). As que restam estão sob pressão, na forma de fragmentos pequenos e isolados imersos em uma matriz inóspita, o que é especialmente preocupante em áreas que são *hotspots* de biodiversidade (RIBEIRO *et al.*, 2009; HADDAD *et al.*, 2015).

A configuração espacial dos fragmentos afeta drasticamente as funções e processos ecológicos dos ecossistemas, provocando redução do *habitat*, fragmentação da vegetação e diminuição da conectividade florestal, causando impactos negativos na biodiversidade (HADDAD *et al.*, 2015; ANTONGIOVANNI *et al.*, 2018). A conectividade se baseia na capacidade de movimento dos organismos e de seus genes em uma paisagem, sendo condicionada pela estrutura e composição da mesma e crucial na conservação e na mitigação dos impactos causados pela fragmentação (PÉREZ-HERNÁNDEZ *et al.*, 2015; MCLAIN *et al.*, 2021).

A Floresta Atlântica do Brasil, um *hotspot* de biodiversidade, apresenta todos os desafios impostos pela fragmentação e necessidades de restauração: abriga mais de 125 milhões de pessoas, contribui com mais 70% do Produto Interno Bruto (PIB), fornece água

potável para cerca de 85% da população nacional, tem 89% do seu território com propriedades privadas e, ao longo do tempo, perdeu mais de 70% da sua cobertura original (BANKS-LEITE *et al.*, 2014; JOLY *et al.*, 2014; REZENDE *et al.*, 2018). Esse cenário, a longo prazo, prejudica a persistência de espécies especializadas em *habitats* florestais (GARCIA *et al.*, 2014), pois a especialização ecológica restringe e impede que as espécies se adaptem às mudanças, provocando declínios populacionais (COLLES *et al.*, 2009). Os distúrbios que a Floresta Atlântica brasileira sofreu ao longo dos anos, prontamente, resultou no isolamento entre fragmentos que contribui negativamente na riqueza de espécies dependentes da floresta (MARINI, 2010). Neste sentido, a capacidade de dispersão dessas espécies torna-se um indicador chave para a gestão da conectividade da paisagem, já que a manutenção e recuperação da conectividade em regiões onde os usos antropogênicos do solo substituem rapidamente o ecossistema natural é um dos principais obstáculos para o restabelecimento das florestas e de suas funções, e na conservação de espécies (MARINI, 2010; PARDINI *et al.*, 2010; RIBEIRO *et al.*, 2017; BRANCALION; HOLL, 2020).

Diante desse cenário, a busca por conhecimento acerca do passado e presente e simulações de futuro de uma paisagem torna-se cada vez mais necessária, pois gera informações para compreensão da conectividade da paisagem ao longo do espaço-tempo e auxilia nas tomadas de decisões para conservação e restauração da paisagem. Com isso, podem-se reduzir as taxas de extinção e manter os serviços ecossistêmicos (HADDAD *et al.*, 2015; LIRA *et al.*, 2019). Esta é uma demanda especialmente relevante no Nordeste do Brasil, particularmente para faixa com predominância da Floresta Atlântica ao norte do rio São Francisco, por se tratar de uma região caracterizada pela necessidade do uso da terra, principalmente para exploração da indústria canavieira, convertendo a floresta em uma paisagem altamente heterogênea ao longo dos últimos séculos (SILVA *et al.*, 2015). Baseado nisso, a presente pesquisa propõe compreender as relações espaciais e temporais na conectividade florestal e a mudança na quantidade de *habitat* acessível, especialmente por espécies dependentes de floresta, em uma paisagem de Floresta Atlântica fragmentada e altamente dinâmica. Para isso, foram respondidas as seguintes perguntas:

- i. Como as variáveis espaciais ambientais e antropogênicas afetam a dinâmica do processo de regeneração florestal da Floresta Atlântica?
- ii. Qual a influência das variáveis antropogênicas na dinâmica da qualidade e degradação da floresta? Há uma mudança na quantidade de *habitat* alcançável no espaço e no tempo pelas espécies dependentes de floresta?
- iii. Como os futuros empreendimentos impactarão a conectividade florestal da

paisagem e as espécies dependentes de floresta?

Para responder a estas questões, são colocadas as seguintes hipóteses:

- i. A regeneração natural das florestas é afetada positivamente pelo alto processo espontâneo de regeneração em áreas abandonadas e protegidas, e negativamente pelos usos antropogênicos do solo;
- ii. Há uma correlação positiva entre as variáveis antropogênicas e a degradação do *habitat* mediada pelo tempo. As variáveis antropogênicas influenciam negativamente a conectividade espaço-temporal e, conseqüentemente, as espécies dependentes de floresta; e
- iii. Os empreendimentos planejados fragmentarão a paisagem florestal e prejudicarão drasticamente a permanência e dispersão das espécies alvo.

Para responder às perguntas propostas, o trabalho foi estruturado em três capítulos: Capítulo I – Dinâmica de uma paisagem florestal fragmentada e seus direcionadores de perda, recuperação e estabilidade de florestas; Capítulo II – Conectividade espaço-temporal em uma paisagem florestal dinâmica: importância para conservação do *habitat* e permanência de espécies dependentes de floresta; e Capítulo III – Pequena perda ou enorme ameaça? A avaliação de potenciais projetos de infraestrutura revela uma degradação drástica da paisagem na Floresta Atlântica.

Neste contexto, o objetivo geral desta pesquisa é compreender as implicações das mudanças espaço-temporais na conectividade florestal em uma paisagem fragmentada de Floresta Atlântica. Como objetivos específicos: Classificar e quantificar a perda, o ganho e a estabilidade dos fragmentos de Floresta e os impulsionadores desses processos ao longo de 35 anos; Prever as mudanças na qualidade e na quantidade de *habitat* alcançável no espaço e no tempo e a influência sobre as espécies dependentes de floresta; e Analisar os impactos da implantação de empreendimentos planejados e os efeitos na conectividade florestal e nas espécies dependentes de floresta.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 FLORESTAS TROPICAIS: SITUAÇÃO ATUAL

As florestas têm um papel essencial no sustento de milhões de pessoas e no desenvolvimento econômico de muitos países, por fornecerem bens e serviços essenciais aos ecossistemas, como alimentos, água, abrigo, ciclagem de nutrientes e protegerem a biodiversidade do mundo (GONZALES *et al.*, 2014; KÖHL *et al.*, 2015; OTA, 2019). No mundo, estima-se que: cerca de 410 milhões de pessoas sejam altamente dependentes de florestas para subsistência; 10 milhões possuem renda e emprego direto relacionados às florestas; e 1,6 bilhão de pessoas dependem das florestas para alguma parte de seus meios de subsistência (FAO, 2010; MUNANG *et al.*, 2011). Neste contexto, os produtos florestais madeireiros e manufaturados somam mais de US\$ 450 bilhões anualmente à economia do mercado mundial e o valor anual dos produtos florestais comercializados internacionalmente está entre US\$ 150 e 200 bilhões (KÖHL *et al.*, 2015).

As florestas tropicais comportam 45% da área florestal global remanescente (45%), possuem alta capacidade em prover bem-estar à população (GARCIA FLOREZ *et al.*, 2017), mantêm pelo menos dois terços da biodiversidade do mundo, compreendendo alta riqueza (60-300 espécies ha⁻¹), alta densidade de árvores (300-700 ha⁻¹), grandes árvores (> 100 cm DAP, 45 m de altura) e uma estrutura de dossel mais complexa, quando comparadas a outros tipos de florestas (MUTOKO *et al.*, 2015; DECUYPER *et al.*, 2018). Essas florestas contêm *habitats* estruturalmente mais complexos, que fornecem diversos nichos para distintas espécies de animais e plantas, possuem alta produtividade primária líquida e estocam centenas de megatoneladas de biomassa acima do solo (ANDERSON-TEXEIRA *et al.*, 2016). Também são sumidouros vitais de carbono (C), estocando aproximadamente 55% do carbono armazenado na vegetação terrestre. O desmatamento, porém, aliado às degradações dessas florestas, é responsável por mais de 10% das emissões globais de gases de efeito estufa antropogênicos (QUERE *et al.*, 2013), contribuindo com as mudanças climáticas.

Diante dessas mudanças e do consequente aumento da incidência de riscos naturais, a função que as florestas tropicais desempenham na proteção do solo e dos recursos hídricos, bem como dos múltiplos serviços ecossistêmicos, é inegável (MIURA *et al.*, 2015). Ainda assim, estão cada vez mais afetadas pelas transformações no uso da terra, causando a degradação e destruição dos ecossistemas naturais (HADDAD *et al.*, 2015).

Nos últimos 50 anos, os seres humanos alteraram os ecossistemas naturais mais extensivamente do que em qualquer outro período de tempo na história humana, isso tudo para atender às crescentes demandas por alimentos, água potável, madeira, fibra e combustível (ASH *et al.*, 2010). A capacidade de manutenção das florestas tropicais tem sido reduzida diariamente, à custa da supressão florestal e suas consequências, como a remoção completa da biomassa arbórea acima do solo, a perda de grandes árvores, o isolamento dos pequenos fragmentos que ainda restam, afetando a conectividade florestal e, em sequência, o fluxo gênico da paisagem (RIBEIRO *et al.*, 2009; LAURANCE *et al.*, 2011; HADDAD *et al.*, 2015).

As ações antrópicas conduziram a perdas expressivas de florestas tropicais e a uma fragmentação sem precedentes desses *habitats* (ROSA *et al.*, 2016). Pesquisas revelaram que 70% das florestas remanescentes estão sujeitas aos efeitos degradantes da fragmentação, e a taxa anual média de desmatamento está em 0,5% desde a década de 1990, causando o declínio da biodiversidade global e dos serviços ecossistêmicos (PEREIRA *et al.*, 2010; ACHARD *et al.*, 2014; HADDAD *et al.*, 2015; GANIVET; BLOOMBERG, 2019).

A Floresta Atlântica Brasileira possui todas essas problemáticas, tem um histórico de mudança de uso da terra e desmatamento generalizado (PIFFER *et al.*, 2021). A cobertura florestal foi drasticamente reduzida para 28% de sua extensão original (REZENDE *et al.*, 2018), resultando em paisagens altamente fragmentadas e atualmente mais de 80% da floresta remanescente é composta por manchas <50 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2018).

A cobertura florestal da Floresta Atlântica brasileira é distribuída desproporcionalmente e concentra-se nas regiões Sul e Sudeste do país, com 83% da cobertura florestal remanescente, enquanto que aproximadamente 15% permanece no Nordeste (PIFFER *et al.*, 2021). A Floresta Atlântica Norte foi reduzida para a inserção da cana-de-açúcar, seguindo o padrão da Floresta Atlântica brasileira de pequenos fragmentos imersos numa matriz antrópica e inseridos em propriedades privadas (RIBEIRO *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2018; LINS-E-SILVA *et al.*, 2021). A substituição da Floresta Atlântica pela agricultura nos estados Pernambuco e Alagoas ocorreu principalmente nas encostas com solos argilosos, deixando as florestas apenas no topo dos morros e em vales profundos (FREYRE, 1937; DE ANDRADE, 1994). Estima-se que a Floresta Atlântica já cobriu 17% do estado de Pernambuco, mas atualmente permanece 2%, uma perda de 90% da cobertura florestal original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2018; REZENDE *et al.*, 2018; LINS-E-SILVA *et al.*, 2021). Apesar de todas as ameaças antrópicas, existem áreas que

ainda mantêm alta biodiversidade e fornecem serviços ecossistêmicos essenciais (LINS-SILVA *et al.*, 2021), apontando a necessidade de ações de manutenção da biodiversidade.

2.2 FRAGMENTAÇÃO DAS FLORESTAS TROPICAIS

As intervenções antrópicas vêm transformando extensas áreas de florestas em fragmentos florestais menores e isolados (RIBEIRO *et al.*, 2009; HADDAD *et al.*, 2015; ROSA *et al.*, 2021). O processo de fragmentação ocorre simultaneamente à perda de *habitat*, por isso, alguns especialistas consideram desnecessária a distinção entre esses dois processos (METZGER, 2007; LAURANCE, 2011; TAUBERT *et al.*, 2018; BANKS-LEITE *et al.*, 2020). Portanto, em um sentido mais amplo, a fragmentação se caracteriza pela ruptura dos *habitats* na paisagem que, inicialmente, apresentava-se de forma contínua, resultando em fragmentos menores com dinâmicas diferentes das existentes no ambiente original, transformando a paisagem em mosaico, com a estrutura constituída por manchas, corredores e a matriz (METZGER, 2001; 2003; LANG; BLASCHKE, 2009; BANKS-LEITE *et al.*, 2020).

Padrões globais de fragmentação preveem grande aumento no número total de remanescentes florestais, pois 10% da área florestal continental é composta por fragmentos florestais menores que 10.000 ha, sendo que 11,2% são para as Américas, 9,9% para a África e 9,2% para a Ásia-Austrália (TAUBERT *et al.*, 2018). As taxas de desmatamento diferem entre os continentes, com focos concentrados na Ásia e na América do Sul, em especial no Brasil, que se destaca em escala global, por ser o país que possui o maior capital natural do mundo e abriga 1/3 das florestas tropicais (ACHARD *et al.*, 2014; LEWIS *et al.*, 2015).

Dentre as florestas no Brasil, destaca-se a Floresta Atlântica, por ser a segunda maior floresta tropical pluvial da América, com grande riqueza florística (MYERS *et al.*, 2000). Entretanto, as diversas pressões antrópicas exercidas sobre os inúmeros ecossistemas dessa floresta transformaram as florestas contínuas em pequenas ilhas de vegetação, circundadas por matrizes hostis, principalmente de terras agrícolas, o que levou à colocação da Floresta Atlântica como um dos *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2011; JOLY *et al.*, 2014; BANKS-LEITE *et al.*, 2020).

A fragmentação atual da Floresta Atlântica levou a uma perda significativa, restando entre 12% e 28% da cobertura vegetal original (REZENDE *et al.*, 2018; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). Consequentemente, uma grande parte da vasta biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos foi perdida e outra parte está ameaçada, colocando em risco o

funcionamento desses ecossistemas (METZGER, 2007; PAN *et al.*, 2011; REZENDE *et al.*, 2018; BANKS-LEITE *et al.*, 2020). De maneira consistente, todos os aspectos da fragmentação apresentam efeitos degradantes sobre a biodiversidade e as funções ecológicas essenciais à manutenção dos ecossistemas florestais, como a redução da riqueza de espécies de plantas e animais, muitas vezes, alterando a composição de comunidades inteiras, redução na abundância de aves, mamíferos, insetos e plantas (HADDAD *et al.*, 2015; ALROY, 2017; BANKS-LEITE *et al.*, 2020).

Compreender como o aumento no número de fragmentos e a diminuição nos seus tamanhos impactam a sustentabilidade e a manutenção das florestas tropicais é primordial para explicar as causas e os efeitos desses processos na perda de biodiversidade e dos muitos serviços oferecidos pelas florestas (BIRDSEY; PAN, 2015). Nas florestas tropicais, o tamanho reduzido dos fragmentos e o aumento na quantidade de *habitat* causaram mudanças no ambiente físico, que levaram ao aumento da mortalidade de indivíduos de espécies arbóreas em cerca de 30% com perda de árvores grandes e antigas, em prol de árvores pioneiras (LAURANCE, 2008; LOPES *et al.*, 2009; HADDAD *et al.*, 2015; ALROY, 2017).

Além disso, como os fragmentos florestais são mais acessíveis que as florestas contínuas, eles são frequentemente expostos a perturbações antrópicas, como extração ilegal de madeira, desmatamento de grandes extensões territoriais para as práticas agrícolas e o processo de urbanização (FAHRIG, 2003; GANIVET; BLOOMBERG, 2019; CUNHA *et al.*, 2021). A ocupação das terras agrícolas já ultrapassa 1,53 bilhão de hectares e pode expandir 18% até meados deste século; já a área comprometida com centros urbanos deve triplicar para 0,18 bilhão de hectares até 2030 (TILMAN, 1999; FOLEY *et al.*, 2011; SETO *et al.*, 2012). Essas alterações nos recursos naturais provocam redução do *habitat*, fragmentação da vegetação e, como efeito, levam à diminuição da conectividade florestal e causam impactos negativos na biodiversidade (HADDAD *et al.*, 2015; ANTONGIOVANNI *et al.*, 2018).

A Floresta Atlântica brasileira, nas últimas décadas, revelou uma redução drástica da cobertura florestal original, para a urbanização, industrialização e a intensificação agrícola (RUDEL *et al.*, 2005; REZENDE *et al.*, 2015; 2018; MOLIN *et al.*, 2017). Essas modificações, no entanto, não ocorreram igualmente em sua abrangência, mostrando as regiões Sul e Sudeste do país altamente industrializadas e densamente povoadas, com agricultura fortemente mecanizada e setores florestais (MARTINELLI *et al.*, [2011](#); BARRETTO *et al.*, [2013](#); LAPOLA *et al.*, [2014](#); PIFFER *et al.*, 2021). Já Floresta Atlântica Brasileira Norte sofreu conversão por décadas e foi reduzida para 13% da cobertura florestal original e grande parte

para a agricultura, principalmente a cana-de-açúcar (LINS-E-SILVA *et al.*, 2021). Essa situação de conversão da cobertura florestal por distintos usos do solo resultaram em uma grande fragmentação e redução das paisagens florestais (RIBEIRO *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2018). As características alarmante de tamanho e isolamento dos fragmentos, em toda Floresta Atlântica, sobretudo na área ao Norte do país, trazem desafios extras para a conservação de um dos ecossistemas ecologicamente mais diversos e ameaçados do mundo (RIBEIRO *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2018; LINS-E-SILVA *et al.*, 2021; ROSA *et al.*, 2021).

2.3 PLANEJAMENTO DE PAISAGENS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO

Diante das mudanças globais, o futuro do bem-estar humano será moldado pela nossa capacidade em gerir as paisagens antropogenicamente modificadas, buscando fornecer múltiplos serviços ecossistêmicos que atendam às exigências da sociedade (REYERS *et al.*, 2013; VALLÉS-PLANELLAS *et al.*, 2014). Nas florestas, a intensidade de provisão dos serviços ecossistêmicos está diretamente relacionada à sua quantidade, configuração e qualidade (FERRAZ *et al.*, 2014). No entanto, em paisagens altamente dinâmicas, os serviços ambientais são potencialmente afetados, não apenas pela estrutura da paisagem, mas também pela crescente conversão dos ecossistemas nativos em áreas cultiváveis para atender à crescente demanda populacional (KRIBIA *et al.*, 2017).

O monitoramento abrangente da cobertura florestal deve mapear e rastrear simultaneamente a perda e o ganho de floresta, distinguindo as coberturas e considerando os estágios sucessionais das florestas nativas, uma vez que esses fatores são determinantes na recuperação e no fornecimento de serviços ecossistêmicos pelas florestas tropicais (POORTER *et al.*, 2016; LEWIS *et al.*, 2019; ROZENDAAL *et al.*, 2019). A capacidade de mapear, quantificar e qualificar essa dinâmica florestal em escalas amplas recentemente melhorou com a tecnologia de imagem de satélite e processamento de dados em nuvem (TYUKAVINA *et al.*, 2015; SONG *et al.*, 2018).

No passado, o sensoriamento remoto focava-se, principalmente, no desmatamento que leva a uma perda imediata de grandes fragmentos de floresta. Entretanto, atualmente, busca-se monitorar a recuperação da floresta em um processo contínuo e de longo prazo, que ocorre através do aparecimento de pequenas manchas de florestas jovens em paisagens heterogêneas (REID *et al.*, 2019; REID, 2020). Além disso, permite analisar a dinâmica florestal anualmente em grandes escalas espaciais, não só para compreender a estrutura espacial da floresta em regiões tropicais, mas também para auxiliar na quantificação dos

benefícios da restauração (ROSA *et al.*, 2021). A dinâmica da vegetação no decorrer da sucessão da floresta revela uma interação complexa com diferentes trajetórias possíveis (CHAZDON *et al.*, 2009; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2017). Estudos de longo prazo são fundamentais para avaliar os impactos das diversas variáveis que afetam a assembleia de espécies ao longo do tempo e para fornecer cenários futuros mais precisos da conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, objetivando ações atuais de gestão e conservação (MARQUES; PONTING, 2009; GROSS *et al.*, 2018).

Então, descobrir e monitorar a trajetória das mudanças das florestas, principalmente, da Floresta Atlântica brasileira é essencial e, para isso, faz-se necessário o uso de séries temporais de imagens de satélites. Atualmente, no Brasil, dados de cobertura florestal obtidos pelo Projeto MapBiomas, colaborativo por várias organizações, usa imagens *Landsat* e algoritmo *Random Forest* para derivar mapas anuais de uso da terra, desde de 1985 até aos dias atuais, e vêm sendo altamente difundidos devido à sua precisão global (PIFFER *et al.*, 2021; ROSA *et al.*, 2021). Os produtos do MapBiomas auxilia no entendimento da dinâmica florestal, de todo o país, inclusive da Floresta Atlântica brasileira, permitindo estimativas mais consistentes e precisas das mudanças na cobertura florestal (CROUZEILLES *et al.*, 2020; PIFFER *et al.*, 2021; ROSA *et al.*, 2021). Principalmente, para mapear e quantificar a regeneração florestal no Brasil, distinguindo entre floresta secundárias e plantações comerciais exóticas (CROUZEILLES *et al.*, 2020; SILVA JUNIOR *et al.*, 2020; PIFFER *et al.*, 2021; ROSA *et al.*, 2021).

A compreensão da dinâmica florestal contribui no conhecimento de como a biodiversidade é afetada pela fragmentação da paisagem e, conseqüentemente, pela perda de conectividade das florestas (PIQUER-RODRÍGUEZ *et al.*, 2015). Nas últimas décadas, a partir de dados do MapBiomas, a Floresta Atlântica brasileira revelou que houve mudanças na cobertura florestal, prevalendo a regeneração (REZENDE *et al.*, 2018; PIFFER *et al.*, 2021). A cobertura florestal está entre 28 e 30 Mha, permanecendo constante nas últimas três décadas (PIFFER *et al.*, 2021; ROSA *et al.*, 2021). Embora esse cenário dê esperança para a conservação da Floresta Atlântica, a perda contínua de florestas mais antigas em áreas planas foi camuflada pelo crescente ganho de cobertura florestal mais jovem, principalmente, em terras marginais para agricultura mecanizada (ROSA *et al.*, 2021). Esse processo de substituição traz efeitos prejudiciais tanto para conservação quanto para o estoque de carbono, pois o isolamento florestal aumentou (BANKS-LEITE *et al.*, 2014; ROSA *et al.*, 2021) e predominam paisagens com poucos remanescentes de vegetação antiga, e aproximadamente 80% dos fragmentos florestais são menores que 50 hectares e

isolados imersos em matrizes antropogenicamente transformadas (RIBEIRO *et al.*, 2009; HADDAD *et al.*, 2015).

Toda essa transformação reduz a idade média da cobertura florestal na Floresta Atlântica brasileira, onde 11% da cobertura possui menos de 20 anos e, aproximadamente, 1/3 tem menos de 10 anos (ROSA *et al.*, 2021). As florestas mais antigas, que estão bem pressionadas, são insubstituíveis para a conservação da biodiversidade tropical, pois várias espécies de animais, plantas e microorganismos são incapazes de recolonizar as florestas mais jovens e dependem de *habitats* mais antigos, menos modificados, mais desenvolvidos estruturalmente e biodiversos para persistir em paisagens dinâmicas (GIBSON *et al.*, 2011; ROSA *et al.*, 2021). Apesar de a riqueza de árvores em florestas jovens possa atingir 80% dos níveis de florestas antigas em 20 anos (POORTER *et al.*, 2016; ROZENDAAL *et al.*, 2019), a recuperação total pode levar séculos ou até nunca ser atingida (MARTIN *et al.*, 2013). O mesmo acontece para os serviços ecossistêmicos, que podem depender de florestas mais antigas e complexas para serem maximizados (CHAZDON *et al.*, 2016).

A cobertura florestal da Floresta Atlântica no Nordeste, analisada por imagens de satélite, detém 9,17% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2018) e 16% (REZENDE *et al.*, 2018). A porcentagem de 16% possui uma automatização aprimorada da detecção e com maior resolução de imagens de satélite (5m de resolução e imagens RapidEye), revelando uma quantidade de vegetação nativa mapeada para a Floresta Atlântica brasileira duas vezes maior que os dados anteriormente disponibilizados (REZENDE *et al.*, 2018). Apesar disso, verificou-se que, diante desse dado, a cobertura florestal no Nordeste permaneceu com baixa porcentagem, isto mostra claramente que mesmo com melhores técnicas de mapeamento, o que é extremamente importante, o cenário é consolidado da Floresta Atlântica no Nordeste (LINS-E-SILVA *et al.*, 2021).

Assim, fica evidente que a Floresta Atlântica é uma das florestas mais ameaçadas do mundo e uma dos três *hotspots* mais vulneráveis à mudança climática (MITTERMEIER *et al.*, 2005; BELLARD *et al.*, 2014). Essas descobertas, baseadas na dinâmica, indicam a necessidade de medidas para melhorar a conectividade da paisagem ao longo do tempo (HADDAD *et al.*, 2015; LIRA *et al.*, 2019). A conectividade se baseia na capacidade de movimento dos organismos e de seus genes em uma paisagem e é condicionada pela estrutura e composição da mesma, sendo crucial na conservação e na mitigação desses impactos (PÉREZ-HERNÁNDEZ *et al.*, 2015; MCLAIN *et al.*, 2021). Logo, aumentar a conectividade entre remanescentes de floresta nativa melhora a conservação das espécies (SAURA *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2019). A conectividade proporciona suporte à

resiliência, identifica conexões orgânicas entre manchas homogêneas e heterogêneas e permite o fluxo gênico na paisagem, ajudando a recolonizar áreas perturbadas e/ou reabastecer áreas com novo material genético e, conseqüentemente, a aumentar as populações locais (TIMPANE-PADGHAM *et al.*, 2017; BIAN *et al.*, 2021).

Manter ou restaurar a conectividade entre *habitats* fragmentados ou manchas inseridas em uma paisagem é determinante para prevenir ou reverter a fragmentação (HADDAD *et al.*, 2015). Entretanto, a manutenção e recuperação da conectividade da paisagem em regiões onde os usos do solo humano substituem rapidamente o ecossistema natural é um enorme desafio (KIRCHNER *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2017; BRANCALION; HOLL, 2020; CUMMING; EPSTEIN, 2020). Isto posto, recuperar a integridade ecológica, mitigar as mudanças climáticas, reestabelecer o bem-estar humano e aprimorar as funções ecológicas e de proteção em áreas desmatadas ou paisagens florestais degradadas são resultados de ações de restauração que têm papel relevante no incremento da conectividade da paisagem e requer a compreensão de como a dinâmica da paisagem influencia nesse processo (EBERLE *et al.*, 2017; ROTHER *et al.*, 2018; HANSEN *et al.*, 2019; STANTURF *et al.*, 2019; GRANTHAM *et al.*, 2020; GOMES *et al.*, 2021).

Fica clara a importância de esclarecer quais fatores biofísicos, ecológicos, socioeconômicos e políticos impediriam o desmatamento da Floresta Atlântica (ROSA *et al.*, 2021). Dessa forma, destaca-se a relevância do desenvolvimento e da aplicação de políticas que garantam a conservação das florestas e diferenciem os estágios sucessionais, aliando a conservação de florestas nativas mais antigas com a proteção de florestas mais jovens, nas iniciativas para aumentar a conectividade da paisagem (BRANCALION *et al.*, 2016; ROSA *et al.*, 2021). As áreas mais favoráveis à restauração de florestas tropicais coincidem com aquelas com maiores prioridades de conservação (BRANCALION *et al.*, 2019), o que reforça a importância de favorecer a restauração florestal com espécies nativas (LEWIS *et al.*, 2019) e a implementação de intervenções de proteção florestal como componente dos programas de conectividade florestal (BRANCALION; HOLL, 2020), assegurando, assim, uma restauração florestal duradoura e uma conectividade efetiva em grande escala (ROSA *et al.*, 2021). Além disso, essas análises aprofundadas e de longo prazo da dinâmica florestal da Floresta Atlântica dão suporte para uma melhor quantificação dos benefícios da restauração e no acompanhamento do progresso dos compromissos ambiciosos estabelecidos, a exemplo do Acordo de Paris (SILVA JUNIOR *et al.*, 2020), Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (PINTO *et al.*, 2014) e o do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PINTO; VOIVODIC, 2021) e recentemente a da

Declaração de Glasgow (GASSER *et al.*, 2022).

2.4 CONFLITOS ENTRE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: O PAPEL DA GOVERNANÇA DE PAISAGENS

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio-AEM, uma iniciativa internacional apoiada pelas Nações Unidas, que trata de pesquisas sobre a saúde dos ecossistemas e sua relação com a manutenção da vida, classificou os serviços ecosistêmicos em quatro grupos: provisão (alimentos, água, madeira para combustível, fibras, bioquímicos e recursos genéticos); regulação (regulação climática, de doenças, biológica, de danos naturais e regulação e purificação do ar); cultural (ecoturismo e recreação, espiritual e religioso, estético e inspiração e educacional); e de suporte (formação do solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes e produção primária) (MEA, 2005; KIBRIA *et al.*, 2017).

A AEM, estudando os impactos das atividades antrópicas no meio ambiente, com apoio de mais de 1.300 autores e colaboradores de 95 países, incluindo o Brasil, definiu um total de 24 serviços prestados pelas florestas. De acordo com o estudo, AEM 2005, 60% (15 de 24) dos serviços diagnosticados estavam degradados ou sob pressão, sendo o principal fator a má gestão do capital natural (água, ar, solo, fauna e flora) (SUTTON *et al.*, 2016).

Globalmente, estima-se uma perda média ponderada de 9,2% ao ano dos serviços ecosistêmicos; no Brasil, há uma redução estimada de 6,7%, tendo como principais causas dessas perdas as mudanças na cobertura do solo e a diminuição e fragmentação dos ecossistemas (SUTTON *et al.*, 2016). A degradação dos ecossistemas e a consequente perda de biodiversidade prejudicam o funcionamento e a resiliência, ameaçando a capacidade de fornecer continuamente os serviços ecosistêmicos para as gerações presentes e futuras (DE GROOT *et al.*, 2012).

A preocupação com a diminuição dos serviços tem refletido diretamente na política ambiental e, por conseguinte, levou à criação de várias iniciativas internacionais (BATEMAN *et al.*, 2013; CHAZDON *et al.*, 2021). Essas iniciativas têm como metas diminuir e reverter os processos de degradação, promovendo a proteção, o uso sustentável e a recuperação dos ecossistemas. Há um aumento notável nos esforços em identificar e quantificar os serviços ofertados pelos ecossistemas, tornando, assim, mais explícita a ligação entre as florestas e a sociedade, além de auxiliar nas tomadas de decisões, ao ganhar espaço no cenário político com metas de sustentabilidade (LIU *et al.*, 2010; GASCOIGNE *et al.*, 2011; FISHER *et al.*, 2014; MARTINEZ-HARMS *et al.*, 2015).

É importante reconhecer as necessidades da sociedade por espaços públicos acessíveis e também pelos serviços ecossistêmicos das áreas florestais fornecidos aos residentes locais e para as cidades (HEDBLUM *et al.*, 2017). Os sistemas urbanos crescem continuamente em todo o mundo, com diferentes intensidades. Seu crescimento é diretamente relacionado às condições territoriais e socioeconômicas locais (LA ROSA *et al.*, 2018). As cidades compactas precisam de apoio, o que significa que os espaços florestais se tornarão mais importantes, pois agem como provedores complementares de serviços do ecossistema urbano (HEDBLUM *et al.*, 2017) e garantia de bem-estar da população (VEJRE *et al.*, 2011). Os processos sociais podem ser considerados por gestores como os principais motivadores nos objetivos do planejamento florestal urbano (LA ROSA *et al.*, 2018). Assim, a partir do potencial das florestas e dos serviços ecossistêmicos, facilita-se o planejamento e a governança da paisagem, promovendo o câmbio de conhecimento entre as partes interessadas e envolvidas, buscando, em diferentes escalas, um ambiente natural sustentável economicamente (OPDAM *et al.*, 2015; LA ROSA *et al.*, 2018).

De maneira ideal, a governança da paisagem contribui sustentavelmente na restauração da paisagem, ao atingir um equilíbrio entre as funções de produção, consumo e proteção da mesma, considerando melhorias nas condições sociais e ecológicas a longo prazo, ao mesmo tempo que os benefícios sejam igualmente distribuídos entre os atores envolvidos (VAN OOSTEN *et al.*, 2021). Além disso, a 'boa' governança é relevante para a restauração da paisagem, pois busca um processo de tomada de decisão baseado em abordagens participativas ou colaborativas, integradas e de vários níveis para o planejamento, implementação e monitoramento dos resultados no processo da restauração, ou seja, uma governança mais democrática e inclusiva pode garantir o sucesso das iniciativas na conectividade da paisagem (WILSON; CAGALANAN, 2016; CHAZDON *et al.*, 2021; SIQUEIRA *et al.*, 2021).

Portanto, os tomadores de decisão devem concentrar investimentos de tempo, econômico e esforço na execução nessas áreas de maior potencial de retorno de benefícios e viabilidade de conexão, para maximizar a capacidade de restauração e reparar os impactos antrópicos, oferecendo bem-estar à população, com um vislumbre de um futuro harmônico, inclusivo e sustentável (BRANCALION *et al.*, 2019).

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHARD, F. et al. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses

- from 1990 to 2010. **Global Change Biology**, v. 20, n. 8, p. 2540-2554, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12605>
- ALROY, J. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, p. 6056–6061, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1611855114>.
- ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. et al. Carbon dynamics of mature and regrowth tropical forests derived from a pantropical database (Trop ForC-db). **Global Change Biology**, v. 22, n. 5, p.1690–1709, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13226>
- ANTONGIOVANNI, M. et al. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1353–1367, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0672-6>
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature? **Ecological Research**, v. 32, n. 1, p. 81–88, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11284-016-1411-6>
- ASH, N. et al. Ecosystems and Human Well-Being: **A Manual for Assessment Practitioners**. Washington, DC: Island Press; 2010.
- BACCINI, A. et al. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230–234, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aam5962>
- BANKS-LEITE, C. et al. Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. **One Earth**, v. 3, n. 6, p. 672-676, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.11.016>
- BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- BARRETTO, A. G. O. P. et al. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land-use patterns: An analysis of the 1975–2006 period. **Global Change Biology**, v.19, p. 1804– 1815, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12174>
- BATEMAN, I. J. et al. Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom, **Science**, v. 341, p. 45-50, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1234379>.
- BELLARD, C. et al Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 1376–1386, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12228>
- BIAN, Z. et al. Analysis of forest landscape restoration based on landscape connectivity: A case study in the Yi River Basin, China, during 2015–2020. **Land**, v. 10, n. 9, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/land10090904>
- BIRDSEY, R.; PAN, Y. Trends in management of the world’s forests and impacts on carbon Stocks. **Forest Ecology and Management**, v. 355, p. 83–90, 2015. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.031>.

BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856–867, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12383>

BRANCALION, P. H. S. et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, p. 3223–3226, 3 jul. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>

BRANCALION, P. H. S.; HOLL, K. D. Guidance for successful tree planting initiatives. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 12, p. 2349–2361, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13725>

CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature11148>

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>

CHAZDON, R. L. et al. Key challenges for governing forest and landscape restoration across different contexts. **Land Use Policy**, v. 104, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104854>

CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406–1417, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x>

COLLES, A. et al. Are specialists at risk under environmental change? Neoecological, paleoecological and phylogenetic approaches. **Ecology Letters**, v. 12, n. 8, p. 849–863, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01336.x>

CROUZEILLES, R. et al. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 3, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12709>

CUMMING, G. S.; EPSTEIN, G. Landscape sustainability and the landscape ecology of institutions. **Landscape Ecology**, v. 35, n. 11, p. 2613–2628, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00989-8>

CUNHA, J. A. S. et al. Selective logging in a chronosequence of Atlantic Forest: drivers and impacts on biodiversity and ecosystem services. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 286–292, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.003>

DE ANDRADE, M. C. **Modernização e pobreza: a expansão da agroindústria canavieira e seu impacto ecológico e social**. (1ed). São Paulo – SP: Editora UNESP, 1994.

DE GROOT, R. et al. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 41, p. 393–408, 2002.

DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

DECUYPER, M. et al. Assessing the structural differences between tropical forest types using Terrestrial Laser Scanning. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 327–335, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.032>

EBERLE, J. et al. Landscape genetics indicate recently increased habitat fragmentation in African forest-associated chafers. **Global Change Biology**, v. 23, n. 5, p. 1988–2004, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13616>

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. v. 34, p. 487–515, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations), **Global Forest Resources Assessment**. FAO Forestry Research Paper 163, Rome, 2010.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Global Forest Resources Assessment 2020: key findings**. p. 16, 2020.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Guidelines on urban and peri-urban forestry**. Report based on the work of Salbitano, F.; Borelli, S.; Conigliaro, M.; Chen, Y. FAO Forestry Paper, Roma, v. 178, p. 170, 2016.

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, p. 187–200, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>.

FISHER, J. A. et al. Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: A conceptual framework, **Ecosystem Services**, v. 7, p. 34–45, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.08.002>.

FOLEY, J. A. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, Londres, v. 478, p.337, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature10452>.

FREYRE, G. **Nordeste**: aspectos da influência da cana sobre a vida e a paisagem do Nordeste do Brasil. (6. Ed). São Paulo: Global, 1937

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, Período 2016–2017: Relatório Técnico. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/>

GANIVET, E.; BLOOMBERG, M. Towards rapid assessments of tree species diversity and structure in fragmented tropical forests: A review of perspectives offered by remotely-sensed and field-based data. **Forest Ecology and Management**, v.432, p. 40–53, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.003>

GARCIA-FLOREZ, L. et al. Understanding 48 years of changes in tree diversity, dynamics and species responses since logging disturbance in a subtropical rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 29–39, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.012>.

- GASCOIGNE, W. R. et al. Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.70, p. 1715–1725, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.04.010>.
- GASSER, T. et al. How the Glasgow Declaration on Forests can help keep alive the 1.5 °C target. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 23, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2200519119>
- GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, p. 378-381, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature10425>
- GOMES, E. et al. Future scenarios impact on land use change and habitat quality in Lithuania. **Environmental Research**, v. 197, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111101>
- GONZALEZ, P. et al. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 312, p.78–91, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.019>.
- GRANTHAM, H. S. et al. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 5978, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>
- GROSS, L. et al. Conservation stories from the front lines. **PLOS Biology**, v. 16, n. 2, p. e2005226, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005226>
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- HANSEN, N. A. et al. Predation risk for reptiles is highest at remnant edges in agricultural landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 1, p. 31–43, 2019. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13269>
- HEDBLOM, M. et al. Flexible land-use and undefined governance: From threats to potentials in peri-urban landscape planning. **Land Use Policy**, v. 63, p. 523–527, 1 abr. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.022>
- IPBES. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany. Disponível em: https://www.ipbes.net/system/tdf/ipbes_7_10_add-1-_advance_0.pdf?file=1&type=node&id=35245>. Acesso em: 10, março, 2021.
- JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- KIBRIA, A. S. M. G. et al. The value of ecosystem services obtained from the protected forest

- of Cambodia: The case of Veun Sai-Siem Pang National Park. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 27–36, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.008>.
- KIRCHNER, M. et al. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes - The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. **Ecological Economics**, v. 109, p. 161–174, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005>
- KÖHL, M. et al. Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 21–34, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.036>
- LA ROSA, F. et al. The impact of corporate social performance on the cost of debt and access to debt financing for listed European non-financial firms. **European Management Journal**, v. 36, n. 4, p. 519–529, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.emj.2017.09.007>
- LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. 1º ed. São Paulo: Oficina de textos. 2009. 405p.
- LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v.4, p. 27– 35, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>
- LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n.1, p. 56–67, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>
- LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1731–1744, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.011>
- LEWIS, C. L.; GRANER, E. F.; NIELSEN-PINCUS, M. Assessing local attitudes and perceptions of non-native species to inform management of novel ecosystems. **Biological Invasions**, v. 21, n. 3, p. 961–982, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1875-0>
- LEWIS, S. L. et al. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>
- LINS-E-SILVA A.C.B. **The North-Eastern Atlantic Forest: Biogeographical, Historical, and Current Aspects in the Sugarcane Zone**. In: Marques, M.C.M., Grelle, C.E.V. (eds) *The Atlantic Forest*. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_3
- LIRA, P. K. et al. Temporal Lag in Ecological Responses to Landscape Change: Where Are We Now? **Current Landscape Ecology Reports**, v. 4, n. 3, p. 70–82, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40823-019-00040-w>
- LIU, S. et al. Valuing ecosystem services Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis, **Annals of the New York academy of sciences**, New York, v. 1185, p. 54–78, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.05167.x>.
- LOPES, A. V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated

- Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v, 142, n.6, p. 1154-1165, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.007>
- MARQUES, A. C.; PONTING, C. P. Catalogues of mammalian long noncoding RNAs: Modest conservation and incompleteness. **Genome Biology**, v. 10, n. 11, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1186/gb-2009-10-11-r124>
- MARTIN, P. A. et al. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of The Royal Society B**, v. 281, n. 1782, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0303>
- MARTINELLI, L. A. et al. Sugar and ethanol production as a rural development strategy in Brazil: Evidence from the state of São Paulo. **Agricultural Systems**, v.104, p. 419– 428, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.01.006>
- MARTINEZ-HARMS, M. J. et al. Making decisions for managing ecosystem services, **Biological Conservation**, Essex, v. 184, p. 229–238 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.024>.
- MCLAIN, R. et al. Toward a tenure-responsive approach to forest landscape restoration: A proposed tenure diagnostic for assessing restoration opportunities. **Land Use Policy**, v. 104, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.053>
- MEA- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis**. Island Press, DC. 2005. ISBN 1-59726-040-1.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v, 1, p. 2-9, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006>.
- METZGER, J. P. Uma visão global da fragmentação. **Revista Página**, v. 22, p. 48-51, 2007.
- METZGER, M. J. et al. Credibility for the 21st century: integrating perspectives on source, message, and media credibility in the contemporary media environment. **Annals of the International Communication Association**, v. 27, n. 1, p. 293-335, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1080/23808985.2003.11679029>
- MITTERMEIER, R. A. et al. **Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots**. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (eds.). *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, p. 3-22, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5>.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Wilderness conservation in a biodiversity hotspot. **International Journal of Wilderness**, v. 11, n. 3, p. 42-45, 2005.
- MIURA, S. et al. Protective functions and ecosystem services of global forests in the past quarter-century, **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 35–46, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.039>.
- MOLIN, P. G. et al. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 857-870, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490->

2

MORI, A. S. et al. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 1, p. 12–27, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669>

MUNANG, R. et al. **Sustaining forests: Investing in Our Common Future**. UNEP Policy Series, Issue 5. Nairobi, Kenya, 2011.

MUTOKO, M. C. et al. Tropical forest conservation versus conversion trade-offs: Insights from analysis of ecosystem services provided by Kakamega rainforest in Kenya. **Ecosystem Services**, v. 14, p. 1–11, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.003>.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Philadelphia, v. 403, p. 853-858, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35002501>

OPDAM, P. et al. Framing ecosystem services: Affecting behaviour of actors in collaborative landscape planning? **Land Use Policy**, v. 46, p. 223–231, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.02.008>

OTA, T. et al. Estimating selective logging impacts on aboveground biomass in tropical forests using digital aerial photography obtained before and after a logging event from an unmanned aerial vehicle. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 162–169, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.058>.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, p. 988–993, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

PEREIRA, H. M. et al. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century, **Science**, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1196624>.

PÉREZ-HERNÁNDEZ, C. G. et al. Do corridors promote connectivity for bird-dispersed trees? The case of *Persea lingue* in Chilean fragmented landscapes. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 1, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0111-2>

PIFFER, P. R. et al. Ephemeral forest regeneration limits carbon sequestration potential in the Brazilian Atlantic Forest. **Global Change Biology**, v. 28, n. 2, p.630-643, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15944>

PINTO, L.F.G., VOIVODIC, M. Reverse the tipping point of the Atlantic Forest for mitigation. **Nature Climate Change**, v. 11, p. 364-365, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01035-4>

PINTO, S. R. et al. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, n. 9, p. 2212–2229, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3390/f5092212>

PIQUER-RODRÍGUEZ, M. et al. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 5, p. 817–833, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0147-3>

- POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- PÜTTKER, T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368>
- QUERE, C. et al. The global carbon budget 1959–2011. **Earth System Science Data Discussions**, v. 5, p. 165–185, 2013. DOI: https://doi.org/10.3334/CDIAC/GCP_V2013
- REID, J. L. et al. The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica. **Conservation Letters**, v. 12, n. 2, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12607>
- REID, S. H. Forests of History: Satellite Remote Sensing and Archaeological Survey in Southern Ghana. **African Archaeological Review**, v. 37, n. 4, p. 597–614, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10437-020-09393-8>
- REYERS, B. et al. Getting the measure of ecosystem services: A social-ecological approach. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.11, n. 5, p. 268–273, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1890/120144>
- REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0980-y>
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, n. 4, p. 208–214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- RIBEIRO, J. W. et al. LandScape Corridors: a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425–1432, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12750>
- RIBEIRO, M. C. et al. 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- ROSA, I. M. et al. The environmental legacy of modern tropical deforestation. **Current Biology**, v. 26, p. 2161–2166, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.06.013>.
- ROSA, M. R. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, p. 1–8, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>
- ROTHER, D. C. et al. How Legal-Oriented Restoration Programs Enhance Landscape Connectivity? Insights From the Brazilian Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 11, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1177/1940082918785076>
- ROZENDAAL, D. M.A. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, v. 5, n. 3, p. 1–10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>

- RUDEL, T. K., et al. Forest transitions: Towards a global understanding of land use change. **Global Environmental Change**, v. 15, p. 23 – 31, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>
- SANTOS, R. C. et al. Disordered conversion of vegetation committees connectivity between forest fragments in the Brazilian Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 111, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.102082>
- SAURA, S. et al. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171–182, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>
- SEIDL, R. et al. Searching for resilience: Addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 120–129, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12511>
- SETO, K. C. et al. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 109, p. 16083–16088, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 269, p. 1-9, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00600-4>
- SILVA, S. et al. Demanda hídrica da cana-de-açúcar irrigada por gotejamento nos tabuleiros costeiros de Alagoas, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, p. 849–856, 2015. DOI: [10.1590/1807-1929/agriambi.v19n9p849-856](https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n9p849-856).
- SIQUEIRA, L. P. et al. Engaging People for Large-Scale Forest Restoration: Governance Lessons from the Atlantic Forest of Brazil. Em: **The Atlantic Forest**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 389–402. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_18
- SONG, X. P. et al. The economic benefits and costs of trees in urban forest stewardship: A systematic review. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 29, p. 162-170, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.11.017>
- STANTURF, J. A. et al. Implementing forest landscape restoration under the Bonn Challenge: a systematic approach. **Annals of Forest Science**, v. 76, n. 2, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0833-z>
- SUTTON, P. C. et al. The ecological economics of land degradation: Impacts on ecosystem service values, **Ecological Economics, Amsterdam**, v. 129, p. 182–192, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.06.016>.
- TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, p. 519-534, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature25508>

- TILMAN, D. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, p. 5995–6000, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.96.11.5995>
- TIMPANE-PADGHAM, B. L. et al. A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration. **PLoS ONE**, v. 12, n. 3, p. e0173812, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173812>
- TYUKAVINA, A. et al. Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 7, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/7/074002>
- VALLÉS-PLANELLAS, M. et al. A classification of landscape services to support local landscape planning. **Ecology and Society**, v. 19, n. 1, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-06251-190144>
- VAN OOSTEN, C. et al. Capable to govern landscape restoration? Exploring landscape governance capabilities, based on literature and stakeholder perceptions. **Land Use Policy**, v. 104, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.05.039>
- VAN OOSTEN, C. et al. Governing forest landscape restoration: Cases from Indonesia. **Forests**, v. 5, n. 6, p. 1143–1162, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3390/f5061143>
- VEJRE, H. et al. Stakeholder and expert-guided scenarios for agriculture and landscape development in a groundwater protection area. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 54, n. 9, p. 1169–1187, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1080/09640568.2011.560782>
- WATSON, J. E. M. et al. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 4, p. 599–610, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>
- WILSON, S. J.; CAGALANAN, D. Governing restoration: Strategies, adaptations and innovations for tomorrow's forest landscapes. **World Development Perspectives**, v. 4, p. 11–15, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wdp.2016.11.015>
- WU, H. et al. Identifying core driving factors of urban land use change from global land cover products and POI data using the random forest method. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 103, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102475>

CAPÍTULO I

**DINÂMICA DE UMA PAISAGEM FLORESTAL FRAGMENTADA E SEUS
DIRECIONADORES DE PERDA, RECUPERAÇÃO E ESTABILIDADE DE FLORESTAS**

RESUMO: Compreender a dinâmica florestal da paisagem de uma das regiões mais ameaçadas da Floresta Atlântica é essencial para subsidiar iniciativas de restauração florestal em pequena e larga escala. Assim, a presente pesquisa investigou os padrões de perda, recuperação e estabilidade das florestas, por meio de descritores temporais e espaciais, relacionando aos seus agentes causadores, qualificando e quantificando a cobertura florestal. A hipótese é de que há um processo espontâneo de regeneração natural em áreas abandonadas, protegidas e próximas da rede hidrográfica, porém os usos antropogênicos do solo afetam negativamente esse processo. Para isso, foram produzidas séries temporais (1985-2003-2020), utilizando os dados de uso e de cobertura da terra da sexta coleção do MapBiomas, com quatro classes principais definidas para essa pesquisa: floresta, agropecuária, infraestrutura urbana e hidrografia. De posse dos dados, foram calculados a perda, o ganho e a estabilidade da floresta e a sua conversão, bem como os direcionadores e a configuração da floresta na paisagem. Verificou-se que, apesar do aumento de cobertura florestal na paisagem, ocorreu perda de médios e grandes fragmentos de floresta para a agropecuária e a expansão da infraestrutura urbana, principalmente em áreas planas e perto de cursos d'água. O ganho foi, em sua maioria, de pequenos fragmentos de floresta inicial em áreas abandonadas e protegidas, especialmente, próximo aos cursos d'água. A estabilidade da floresta antiga permaneceu devido à proximidade com as unidades administrativas. Esta pesquisa traz clareza sobre a dinâmica da perda, ganho e estabilidade de uma paisagem inserida em uma das regiões mais ameaçadas da Floresta Atlântica, apontando uma substituição dos grandes e médios fragmentos de floresta em pequenos fragmentos de floresta inicial, e reforça a necessidade de ações integradas de conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, considerando as demandas socioeconômicas, fiscalização e controle.

Palavras-chave: Brasil, Floresta Tropical, dinâmica florestal, espaço-tempo, mudanças climáticas

ABSTRACT: Understanding the forest dynamics of one of the most threatened regions of the Atlantic Forest is essential to support forest restoration initiatives on a small and large scale. Thus, the present research investigated patterns of loss, recovery, and stability of forests through temporal and spatial descriptors, relating them to their causal agents, qualifying and quantifying forest cover. The hypothesis is that there is a spontaneous process of natural regeneration in abandoned, protected, and riparian areas, but anthropogenic land uses negatively affect this process. To this end, temporal series (1985-2003-2020) were produced, using land use and cover data from the sixth collection of MapBiomas, with four main classes defined for this research: forest, agriculture, urban infrastructure, and watercourses. With the data, forest loss, gain, and stability were calculated, as well as their conversion, and forest drivers and configuration in the landscape were analyzed. It was found that, despite the increase in forest cover in the landscape, there was a loss of medium and large forest fragments to agriculture and the expansion of urban infrastructure, mainly in flat areas and near watercourses. Gain was mostly of small initial forest fragments in abandoned and protected areas, especially near watercourses. The stability of the old forest remained due to its proximity to administrative units. This research provides clarity on the dynamics of loss, gain, and stability of a landscape inserted in one of the most threatened regions of the Atlantic Forest. The results pointed to a replacement of large and medium forest fragments with small initial forest fragments, and reinforce the need for integrated actions for biodiversity conservation and ecosystem services, considering socioeconomic demands, enforcement, and control.

Keywords: Brazil, Tropical Forest, forest dynamics, forest stability, climate change.

1 INTRODUÇÃO

As florestas contribuem para o bem-estar humano e detêm grande parte da biodiversidade terrestre global, fornecendo um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos imprescindíveis à sociedade (CARDINALE *et al.*, 2012; MORI *et al.*, 2016; SEIDL *et al.*, 2016; THORN *et al.*, 2020). Ainda assim, extensas áreas têm sido alteradas, levando a uma transição dos espaços florestais para espaços antropogênicos, de forma que aproximadamente dois terços do planeta já foram sujeitos à mudança completa da vegetação nativa anteriormente existente (ELLIS *et al.*, 2010; LEWIS *et al.*, 2015; FAO, 2016).

O rápido crescimento da população humana e a crescente demanda por território impulsionam essa conversão de paisagens florestais tropicais para paisagens rurais e urbanas (HANSEN *et al.*, 2013; WATSON *et al.*, 2016). Essa mudança da paisagem tem como seus principais elementos a supressão da vegetação e a fragmentação. Ambos processos colaboram para a perda de *habitats* e reduzem a conectividade entre remanescentes (BRANCALION *et al.*, 2016), uma vez que promovem obstáculos ao fluxo de espécies em diferentes matrizes e alteram a configuração da paisagem, resultando em danos a longo prazo (UEZU; METZGER, 2016).

A conversão de áreas florestais é especialmente crítica em áreas que são *hotspots* de biodiversidade e têm elevado nível de endemismo (MYERS *et al.*, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2009; MITTERMEIER *et al.*, 2011). Essas transformações ocorrem com maior velocidade nos trópicos do que em qualquer outro lugar, em virtude do desequilíbrio entre supressão e regeneração florestal, com largas consequências para a biodiversidade e a biomassa (HANSEN *et al.*, 2013; FAO, 2016). Logo, compreender a dinâmica de florestas na escala da paisagem é essencial, dadas as exigências atuais de restauração florestal como estratégia de mitigação das mudanças climáticas e demandas de manejo florestal sustentável (NGUYEN *et al.*, 2018).

Entender a perturbação e a recuperação das florestas por meio de descritores temporais e espaciais e associá-los aos seus agentes causadores pode subsidiar de forma robusta as iniciativas de restauração florestal em pequena e larga escala, a partir de políticas públicas globais e locais. Isso porque, é sabido que, para alcançar objetivos de conservação e restauração florestal, faz-se necessário identificar áreas disponíveis com alto potencial de resiliência e de conexão (TAMBOSI *et al.*, 2014; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CHAZDON, 2017). Assim, podem-se usar as relações espaciais e a sucessão florestal para contribuir no processo de restauração florestal e fazer uso dos impulsionadores espaciais naturais e antropogênicos para atingir as metas traçadas.

Esta pesquisa investiga os padrões de perda, recuperação e estabilidade das florestas em uma paisagem inserida em uma das regiões mais ameaçadas da Floresta Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2011). Para entender como distintos vetores afetam a dinâmica espacial da floresta na paisagem, a Área de Proteção Ambiental – APA Aldeia-Beberibe, que é uma paisagem fragmentada com intensa ação antrópica, torna-se uma área modelo. Assim, objetivamos neste estudo: (i) mapear a dinâmica espacial da cobertura florestal; (ii) modelar, quantificar e caracterizar a influência das variáveis espaciais ambientais e antrópicas nesta dinâmica; e (iii) classificar e quantificar a cobertura florestal.

Foi testada a hipótese de que há um processo espontâneo de regeneração natural em áreas abandonadas, protegidas e próximas da rede hidrográfica, porém os usos antropogênicos do solo afetam negativamente esse processo. Foram descritos a perda, o ganho e a estabilidade da floresta por área dos fragmentos e os impulsionadores desses processos. Os impulsionadores selecionados consideraram o padrão de ocupação e o uso da terra da Floresta Atlântica, que está associado ao relevo e aos vetores de ocupação que priorizam as áreas mais próximas aos centros urbanos e estradas (TEIXEIRA *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2015; MOLIN *et al.*, 2017; 2018; ROSA *et al.*, 2021). Dessa maneira, testaram-se como direcionadores duas variáveis ambientais (declividade média dos fragmentos e distância da rede hidrográfica); e três variáveis antrópicas (distância de estradas, das unidades administrativas dos municípios, e das Unidades de Conservação - UCs). Como predições, tem-se que: a perda de floresta é negativamente relacionada à declividade, à distância de estradas e de municípios, e positivamente relacionada à distância de UCs e de corpos hídricos; e que o ganho e a estabilidade da floresta têm uma relação positiva com a declividade e a distância de estradas e municípios, e negativa com a distância de UCs e dos corpos hídricos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Área de Proteção Ambiental (APA) Aldeia-Beberibe, área protegida (IUCN Categoria VI), com extensão de 31.634 hectares, abrangendo 20% da Floresta Atlântica remanescente no Estado de Pernambuco (CPRH, 2017), com fitofisionomia dominante de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Aberta (IBGE, 2012). A APA Aldeia-Beberibe ocupa porções de oito municípios na proporção que segue: (Recife (16%), Paulista (7%), Abreu e Lima (27%), Igarassu (22%), Araçoiaba (9%), Paudalho (9%), São

Lourenço da Mata (2%) e Camaragibe (8%)). A APA possui cinco Unidades de Conservação de Proteção Integral: a Estação Ecológica de Caetés (IUCN Categoria Ib), no município de Paulista; o Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI) (IUCN Categoria II), em Recife; bem como os Refúgios de Vida Silvestre (IUCN Categoria IV) Mata de Miritiba, em Abreu e Lima; Mata de Quizanga, em São Lourenço da mata; e Mata da Usina São José, em Igarassu (Figura 1).

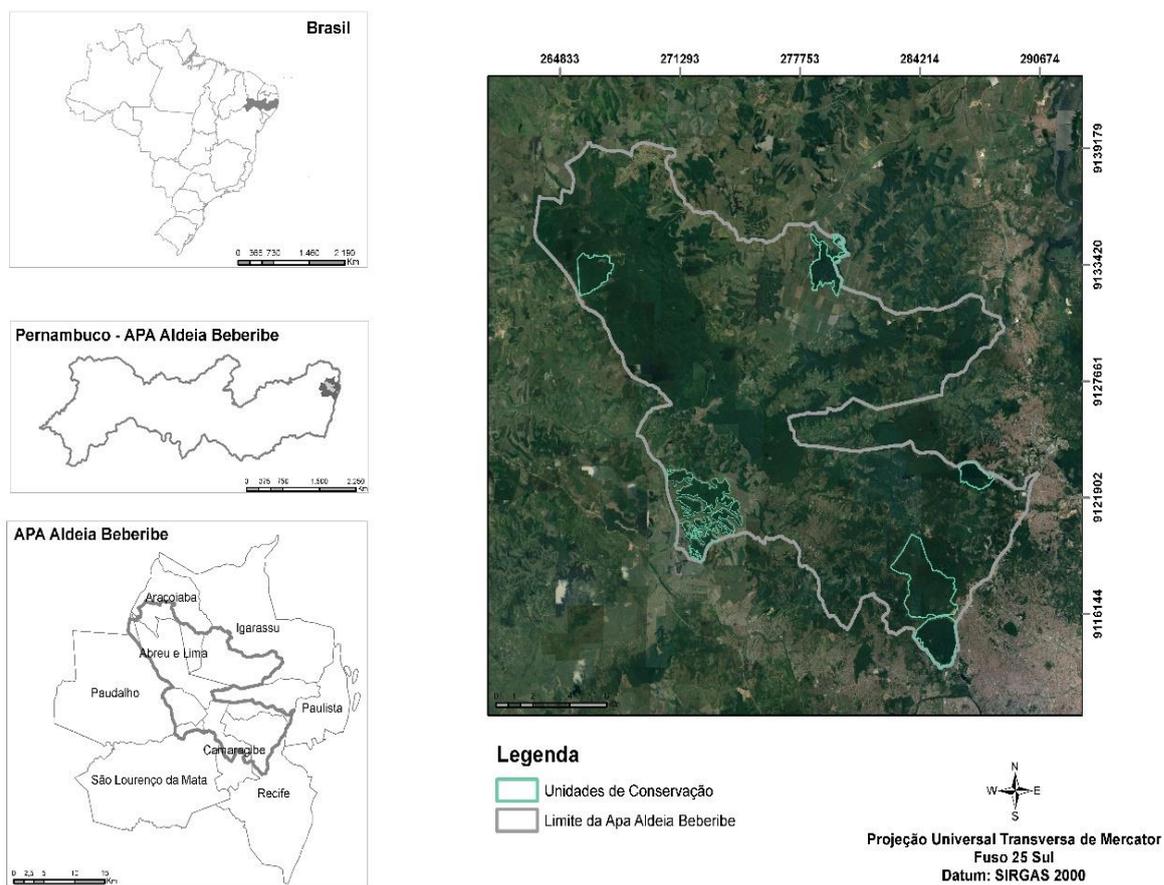


Figura 1. Localização da área de estudo, APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil e das Unidades de Conservação de Proteção Integral inseridas na APA.

O clima da região é classificado como As' (quente e úmido), segundo a classificação Köppen-Geiger, com temperatura média mensal acima de 23° C e precipitação média anual de 2.263,4 mm, com período chuvoso no outono e no inverno (Dados do repositório do Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil, período 1981-2010, portal.inmet.gov.br/normais). Os solos predominantes na região são: Neossolo quartzarênico, Gleissolo, Espodossolo, Argissolo Vermelho-Amarelo, Argissolo Amarelo, Latossolo Amarelo, segundo o Levantamento de Solos do Nordeste (Embrapa Solos UEP, solos.uep.cnps.embrapa.br).

2.2 LEVANTAMENTO DE DADOS

Foram utilizados os dados de uso e de cobertura da terra (LULC), da sexta coleção do MapBiomas, um projeto brasileiro de mapeamento anual do uso e da cobertura da terra (MAPBIOMAS, 2020). O projeto gera séries temporais (1985-2020), de uso da terra, baseado em imagens da série de satélites *Landsat* (5 - TM, 7 - ETM+ e 8 - OLI), com resolução de 30 metros, empregando um processo de classificação automática de mosaicos de imagens, pixel a pixel, em escalas até 1:100.000, análogas a uma área mínima de 900 m² (30m x 30m), através de algoritmos de floresta aleatória, disponíveis na plataforma *Google Earth Engine* - GEE (GANEM *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2020). As análises de acurácia do MapBiomas foram realizadas usando o método descrito por Pontius e Millones (2011), que indicou uma precisão de 85,5% para a Floresta Atlântica. Os dados do MapBiomas permitem uma análise de longo prazo da dinâmica florestal anual em grandes escalas espaciais (ROSA *et al.*, 2021).

Posto isso, após considerar a legenda dos mapas anuais do uso da terra do MapBiomas e interpretar visualmente as imagens de satélite *Landsat* (5 - TM, 7 - ETM+ e 8 - OLI), como referência, verificaram-se pontos em campo para sanar as correspondentes dúvidas. Assim, houve a necessidade de ajustes das classes a partir de amostras com validação *in situ* e relacioná-las ao padrão visual da imagem de satélite, permitindo o agrupamento de algumas classes. Foram identificadas duas classes equivalentes e outras foram agrupadas, simplificando em quatro classes principais de uso do solo, definidas para essa pesquisa: floresta, agropecuária, infraestrutura urbana e hidrografia (Tabela 1). Além disso, foram cedidos pela Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH, dados vetoriais de Assentamentos rurais, que foram agregados à classe de agropecuária, o que permitiu calcular o percentual da agropecuária que foi convertido para a agricultura familiar.

Foram compilados dados de direcionadores, considerando o padrão da dinâmica do uso do solo da Floresta Atlântica. As variáveis escolhidas: declividade média dos fragmentos, distância de estradas, distância da hidrografia e distância das Unidades de Conservação de Proteção Integral foram analisadas a partir dos dados cedidos pela Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH e a distância das sedes das unidades administrativas dos municípios que foi mediante informações do IBGE (2010).

Tabela 1. Classes adotadas e agrupamento das legendas do MapBiomas nível 2 para a APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil, para os anos analisados.

CLASSES ADOTADAS	MAPBIOMAS NÍVEL 2
Floresta	Formação florestal
Infraestrutura urbana	Infraestrutura urbana
Hidrografia	Rio, Lago e Oceano
	Campo alagado
Agropecuária	Pastagem
	Cana de açúcar
	Mosaico de agricultura e pastagem
	Formação savânica
	Outras áreas não vegetadas

2.3 MAPEAMENTO DA COBERTURA FLORESTAL

Para esta pesquisa, foi realizada uma análise espaço-temporal do uso e da ocupação do solo, com foco primeiramente nas mudanças na cobertura da vegetação natural ao longo de um período de 35 anos (1985-2020) (Figura 2).

Buscando entender essa trajetória, foram selecionados três anos distintos (1985, 2003 e 2020), com o passo temporal de no mínimo 17 anos, devido à sua relevância para a dinâmica de regeneração da floresta tropical (CHAZDON, 2012). Para esses três anos, preparou-se um plano de uso e de cobertura da terra, com as quatro classes definidas: floresta, agropecuária, infraestrutura urbana e hidrografia. Posteriormente, verificaram-se a perda e o ganho de floresta nos intervalos definidos por esses três anos: de 1985 a 2003 e de 2003 a 2020, como também a estabilidade da floresta nesses 35 anos. Para isso, utilizou-se a calculadora com os *raster* do uso da terra, com as 4 categorias, avaliando do tempo final (T_2) para o inicial (T_1), (ex.: $LULC_{2020} - LULC_{2003}$).



Figura 2. Floresta, em hectares, na paisagem APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil, entre os anos de 1985 a 2020, com base nos Mapas de cobertura e uso da terra da coleção 6 do MapBiomias.

Além disso, o ganho e a perda de floresta nos intervalos permitiram classificar os estágios sucessionais da seguinte maneira: floresta antiga (floresta > 35 anos, sendo toda a floresta presente no tempo a partir de 2003 e que em ainda estava presente em 2020); floresta secundária jovem (ganho de floresta no 1º intervalo que permaneceu no 2º intervalo); e floresta inicial (ganho de floresta detectado pela primeira vez). A perda de floresta antiga foi registrada no 2º intervalo (foi a perda de floresta em relação ao 1º intervalo), e a perda inicial (perda no 2º intervalo do ganho de floresta do 1º intervalo) (Figura 3). Nos resultados de perda, ganho e estabilidade de floresta considerou-se como critério de inclusão toda mancha com mais de 0,5 hectare, com árvores de mais de cinco metros de altura e/ou uma cobertura florestal de mais de 60% (MAPBIOMAS, 2021).

O processamento das imagens digitais, a vetorização de mapas temáticos, a interpretação visual, a perda, o ganho e estabilidade da floresta foram realizados no *software* QGIS *Development Team* (2022), com o auxílio do *software* R versão 3.3.1 (R *Development Core Team*, 2020); e, para a matriz de transição, usou-se o pacote *networkD3* (ALLAIRE *et al.*, 2022) para elaboração da representação gráfica.

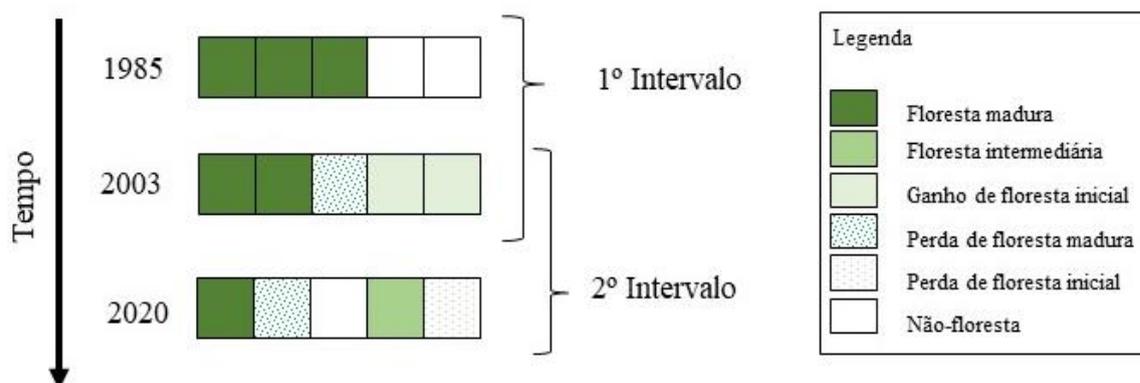


Figura 3. Representação esquemática da dinâmica espacial do ganho e perda de floresta na paisagem APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil, entre os anos de 1985 a 2020.

2.4 ANÁLISE TEMPORAL DA PAISAGEM

Para avaliar padrões de vegetação e a evolução da paisagem nos mapas de cobertura da terra, os dados vetoriais do mapeamento do uso e ocupação da terra dos três anos foram convertidos em matrizes tipo *raster*, contendo as classes “Floresta” e “Não Floresta”, com tamanho de pixel de 30 metros. Assim, a avaliação foi através das seguintes métricas, calculadas pelo pacote *LSMetrics* no *software* R: três métricas de paisagem (porcentagem de paisagem coberta por floresta, maior fragmento na paisagem e número de fragmentos) e duas métricas de manchas (área dos fragmentos e distância média para o vizinho mais próximo) (REZENDE *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2020; SIQUEIRA *et al.*, 2021). A métrica porcentagem de cobertura florestal é a principal variável explicativa da mudança das categorias e que pode regular a diversidade de espécies em uma paisagem (FAHRIG, 2001, 2003; SILVA *et al.*, 2021; SIQUEIRA *et al.*, 2021). Já as análises baseadas em fragmentos fornecem medidas confiáveis para análise temporal (PELOROSSO *et al.*, 2011; SIQUEIRA *et al.*, 2021).

Adicionalmente, as manchas de vegetação natural foram agrupadas em classes de tamanho, conforme Trindade *et al.* (2008): < 30ha, 30 – 200ha, >200 ha, para permitir a análise da composição da paisagem abordando classes discretas do tamanho do fragmento. Essa abordagem é útil na comparação entre os anos e na compreensão dos padrões de fragmentação, juntamente com o vizinho mais próximo médio que indica como manchas isoladas estão imersas em uma paisagem (SILVA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2020).

2.5 ANÁLISE DOS DADOS

Avaliamos o mapeamento da perda e do ganho da floresta nos diferentes intervalos e realizou-se o Teste T a 5% de probabilidade para identificar diferenças. Em seguida, executou Moran's I (pacote *ape*, PARADIS, 2022), em uma matriz de distância de coordenadas para avaliar os resíduos de autocorrelação espacial dos dados. No caso de resultado não significativo para o Moran's I, para uma determinada variável dependente (perda e ganho de floresta), utilizamos o modelo linear generalizado (GLM) para avaliar sua associação com as variáveis preditoras (declividade média, distância de estradas, das unidades administrativas dos municípios, da hidrografia e das Unidades de Conservação). Havendo resultado significativo do Moran's I, revelando a autocorrelação espacial de um resíduo, executamos um modelo de mínimos quadrados generalizados (GLS), ajustado com os diferentes variogramas, para testar a relação dessas variáveis.

Para a execução dos modelos, as variáveis foram padronizadas para média 0 e desvio padrão 1, utilizando a função *decostand* (pacote R *Vegan*, OKSANEN *et al.*, 2020). Foi adotado o protocolo proposto por Zuur *et al.* (2010) para a realização da exploração de dados. Foi utilizada a distribuição Gaussiana no modelo de resposta. Os modelos foram selecionados usando o Critério de Akaike (AIC). Esse procedimento remove variáveis não significativas ($p > 0,05$) para melhorar o ajuste do modelo e reduzir a estrutura de correlação entre as variáveis preditoras. Além disso, calculamos o coeficiente de determinação (R^2) pelo método de Nagelkerke (1991). Por fim, utilizou-se o teste de correlação de Pearson entre as variáveis preditoras significativas e a variável resposta (perda e ganho de floresta).

Para análise, usou-se o R versão 3.3.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020) e pacotes apropriados para testes: *nlme* (PINHEIRO; BATES, 2020), *MuMIn* (BARTON, 2009), e *ggplot2* (WICKHAM *et al.*, 2016) para elaboração da representação gráfica.

Calculamos também a taxa anual de mudança líquida florestal (RFC), com base na fórmula proposta por Puyravaud (2003) e Ruggiero *et al.* (2019) (Eq.1):

$$RFC = ((\log(F_2) - \log(F_1)) / Y) * 100$$

onde F_2 é floresta (ha) em uma paisagem no final de um período de observação (T_2), F_1 é floresta (ha) no início do período (T_1) e Y o número de anos em que as mudanças foram avaliadas, considerando apenas as áreas que tinham floresta nativa em T_1 e T_2 .

3 RESULTADOS

3.1 DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL DA APA ALDEIA BEBERIBE

Em 35 anos, a cobertura florestal na APA Aldeia Beberibe aumentou 1.526 hectares (ha) (8,76 %), passando de 17.408 ha para 18.934 ha, equivalente a uma taxa de crescimento de 0,10% ao ano (Figura 4). O maior fragmento preencheu mais de 35% de toda a paisagem em todos os anos analisados, enquanto o número de fragmentos diminuiu progressivamente, de 427 para 198, com a classe dos pequenos fragmentos representando o maior percentual (>90%) e com a distância média entre eles de 100 metros (Tabela 2).

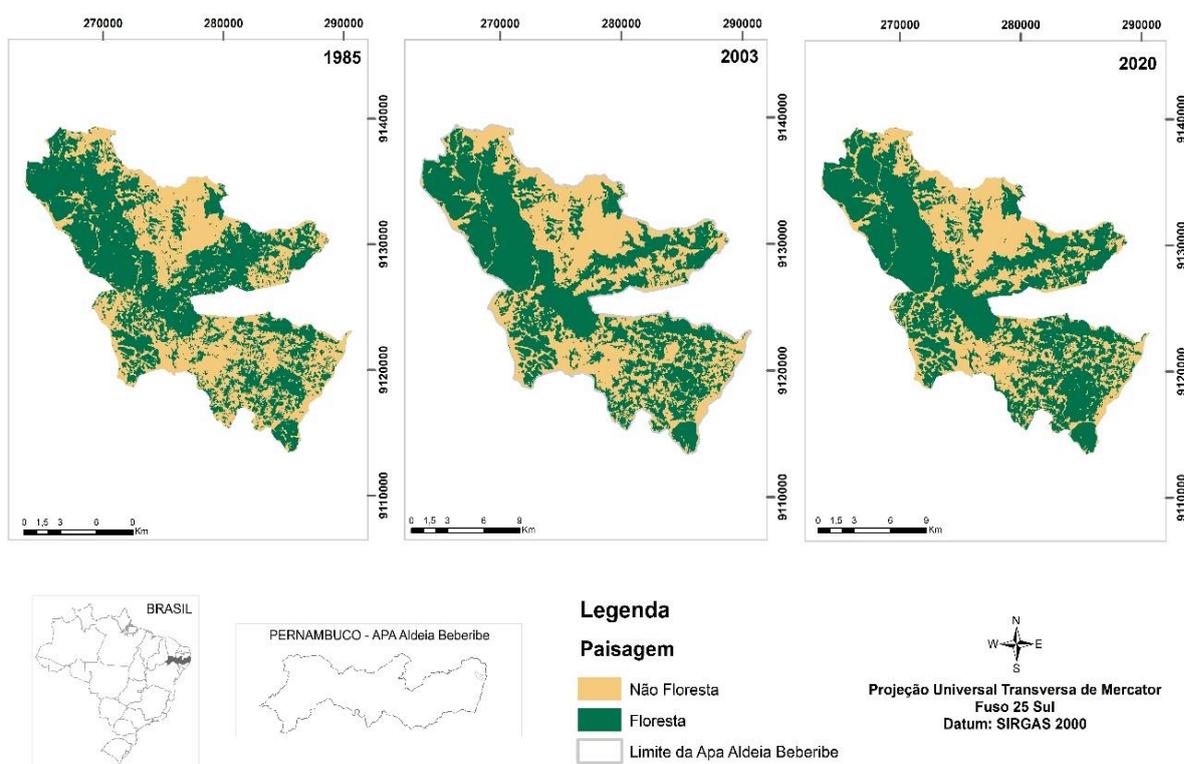


Figura 4. Áreas cobertas pelos usos Floresta e Não Floresta nos três tempos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 e 2020.

No primeiro intervalo avaliado (1985-2003), houve uma perda de floresta de 0,12%, com uma diminuição de 44% no número de fragmentos e um acréscimo de 79% em seu tamanho médio. Já no segundo intervalo (2003-2020), houve um ganho de 8,90% de cobertura florestal, uma redução de 17% na quantidade de remanescentes e aumento de 31% em suas áreas médias (Tabela 2). Demonstra-se, assim, que houve, nesses 35 anos, perda, ganho, aumento na área dos fragmentos e mudança na distribuição dos seus tamanhos (Figura 5).

Tabela 2. Métricas de paisagem dos fragmentos florestais da APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 e 2020 e suas classes de tamanhos.

Métricas	1985	2003	2020
Área florestal (ha)	17408.34	17387.37	18934.02
LPI (ha)	12219.39	11211.48	12145.14
AREA_MN (ha)	40.77	73.06	95.63
ENN_MN (m)	98.62	101.35	101.28
NP	427	238	198
Classes de tamanho	1985	2003	2020
<30ha	407	213	183
30-200ha	14	20	10
>200ha	6	5	5

LPI= maior fragmento; AREA_MN = Área média do fragmento; ENN_MN = Distância média entre os fragmentos; NP = Número de fragmentos.

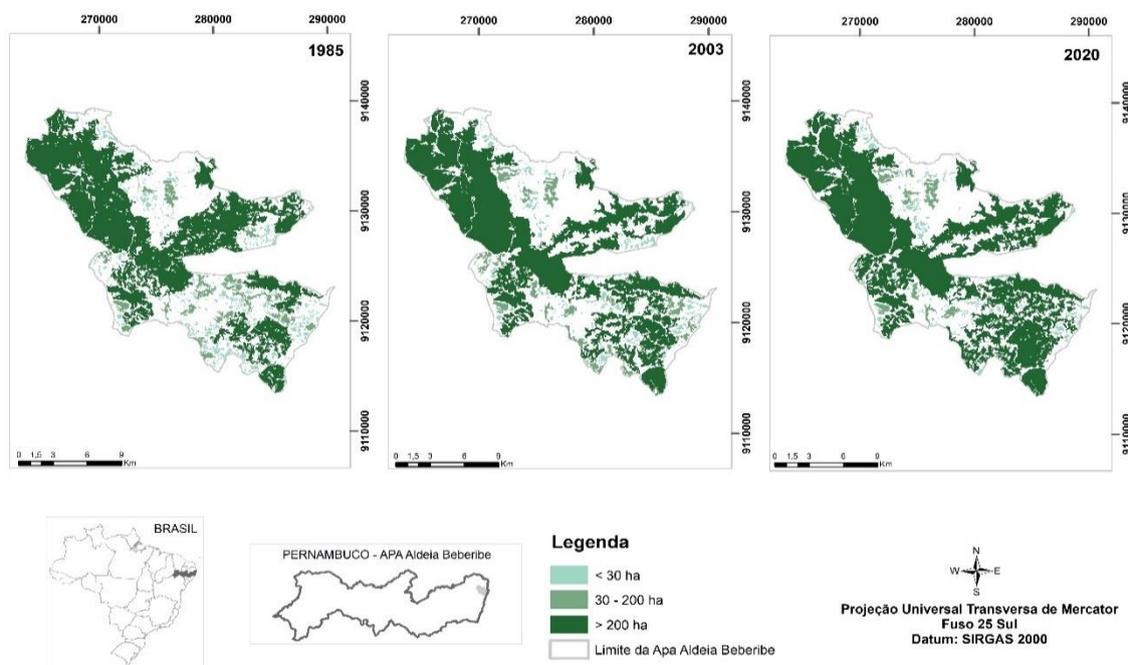


Figura 5. Distribuição dos fragmentos dos três anos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2020.

A distribuição dos fragmentos, nos três anos, aponta que mesmo que a paisagem seja composta por alta porcentagem de fragmentos menores que 30 ha, principalmente no ano de 1985 (Figura 6A), a ocupação desses remanescentes preenche menos de 7% do *habitat* floresta (Figura 6B). Isto é, poucos grandes fragmentos florestais representam a maior parte da área

florestal (>87%).

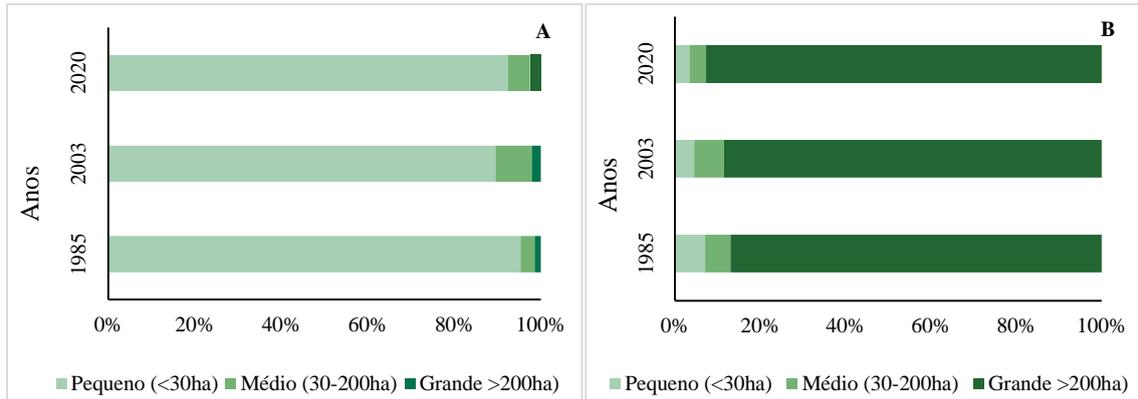


Figura 6. A) Distribuição das classes de tamanho dos fragmentos e B) Ocupação das classes de tamanhos dos fragmentos na paisagem florestal nos três anos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2020.

3.2 MAPEAMENTO DA PERDA E GANHO DE FLORESTA NA FLORESTA ATLÂNTICA – APA ALDEIA BEBERIBE

A dinâmica espacial da cobertura florestal na APA Aldeia Beberibe depende da categoria Não Floresta, para entender para quais usos as áreas de Floresta foram convertidas (Figura 7) e o fluxo dessas classes para o intervalo 1 (Figura 8) e intervalo 2 (Figura 9).

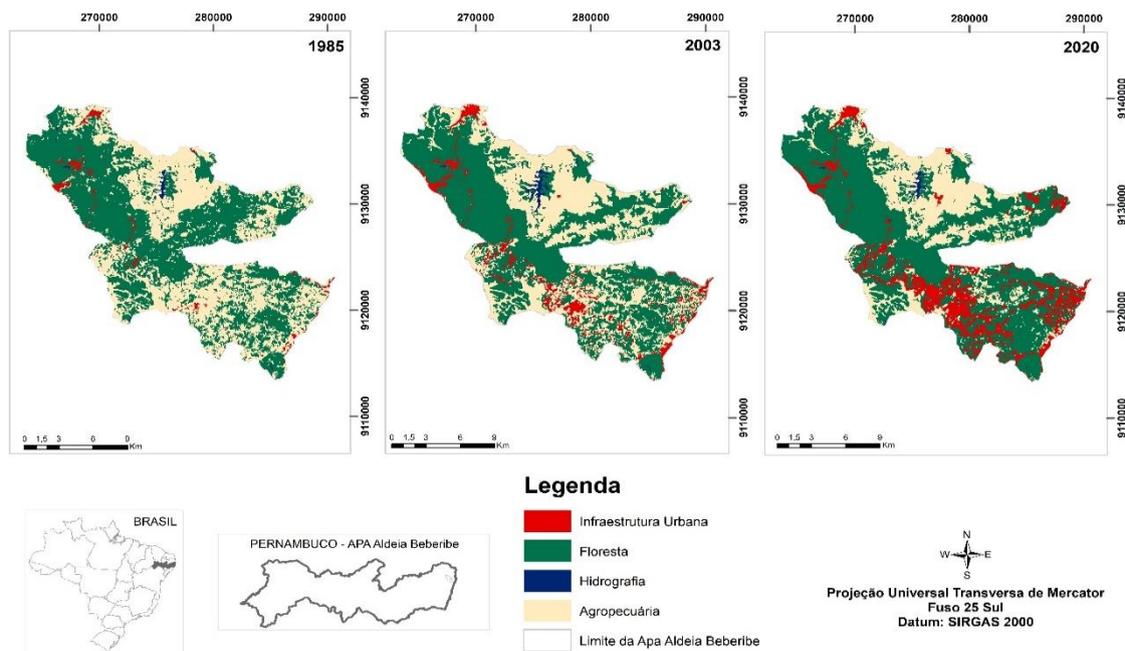


Figura 7. Uso da terra dos três anos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2020.

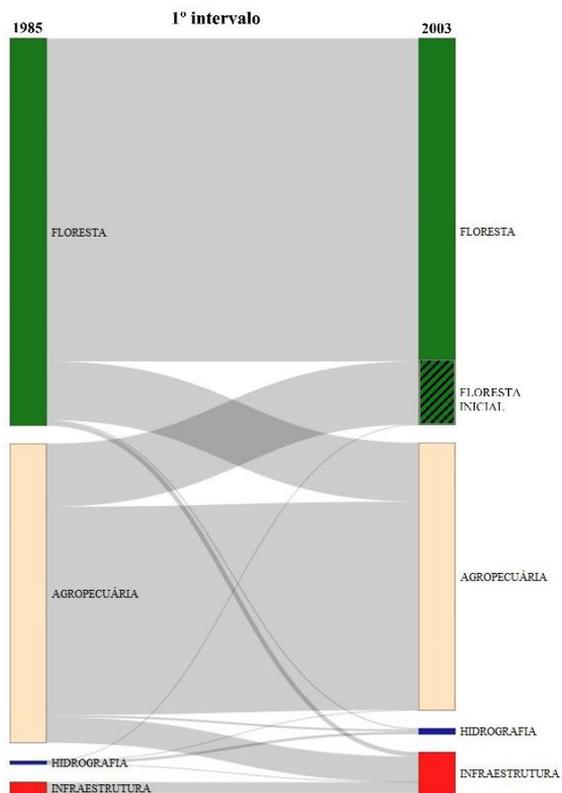


Figura 8. Matriz de transição do uso e cobertura da terra na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2003.

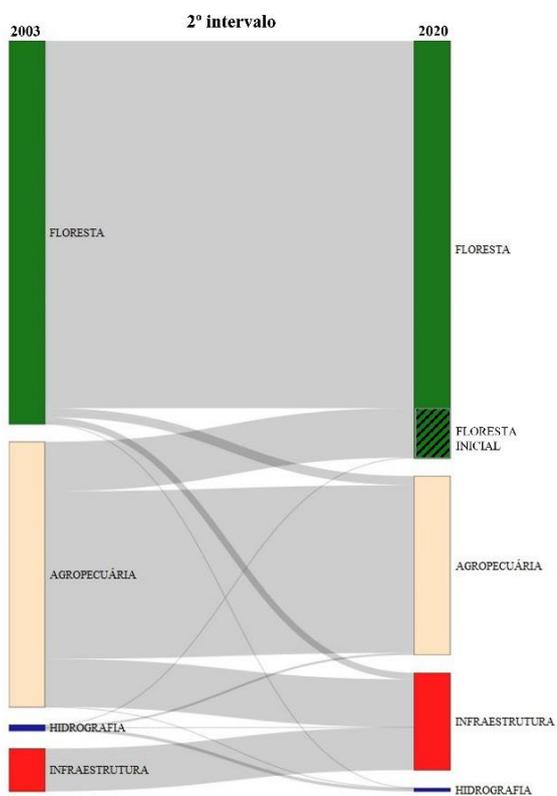


Figura 9. Matriz de transição do uso e cobertura da terra na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 2003 a 2020.

No primeiro intervalo (1985-2003), verificam-se perdas de grande e médios fragmentos de floresta para a agropecuária (93%), (Figura 8 e 10), com 48% dessa perda para a inserção de assentamentos com agricultura familiar, criados nesse intervalo. Essa realidade não é constatada no ganho que é de floresta inicial (Figura 8) e exibe dominância de pequenos fragmentos, e os poucos médios adquiridos estão próximos e/ou inseridos nas áreas protegidas (Figura 11).

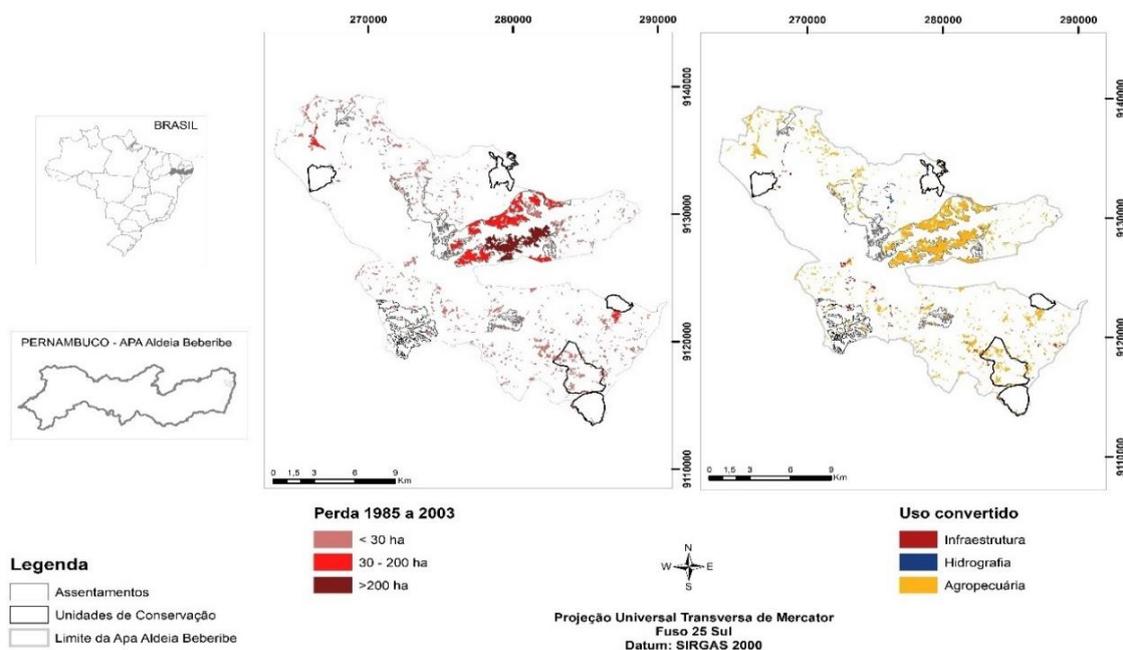


Figura 10. Perda de floresta na APA Aldeia-Beberibe e uso da terra convertido, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2003.

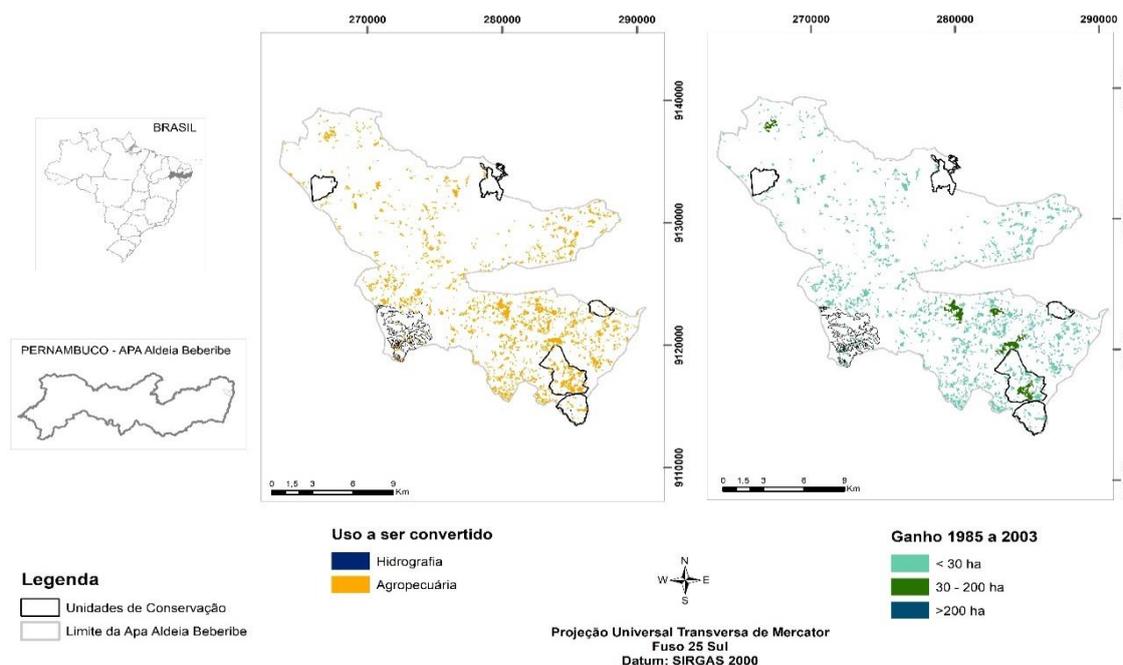


Figura 11. Uso da terra convertido em ganho de floresta na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 1985 a 2003.

Já no segundo intervalo de 2003-2020, nota-se ganho de pequenos e médios fragmentos de floresta inicial (Figura 9 e 12). Tais fragmentos médios surgiram, efetivamente, em áreas protegidas. As perdas, mesmo que tenham sido totalmente de pequenos fragmentos, foram de alto impacto, com 55% da supressão de floresta antiga. Essa supressão foi devida ao aumento da infraestrutura urbana de 52 % a mais que o intervalo anterior (Figura 9 e 13).

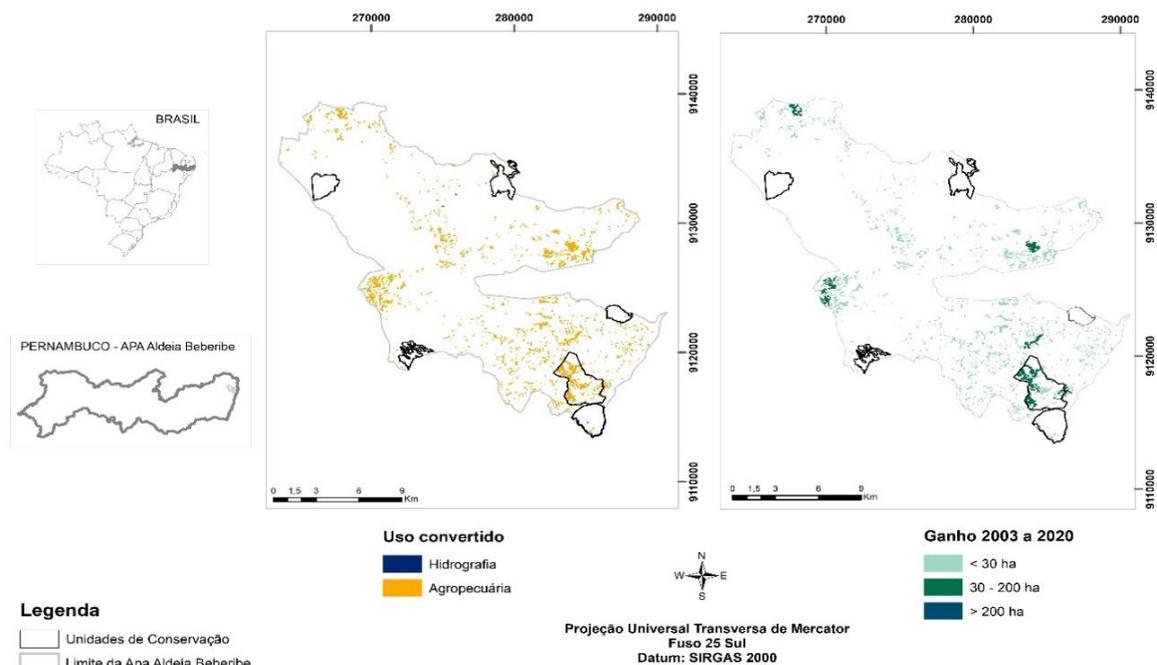


Figura 12. Uso da terra convertido em ganho de floresta na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 2003 a 2020.

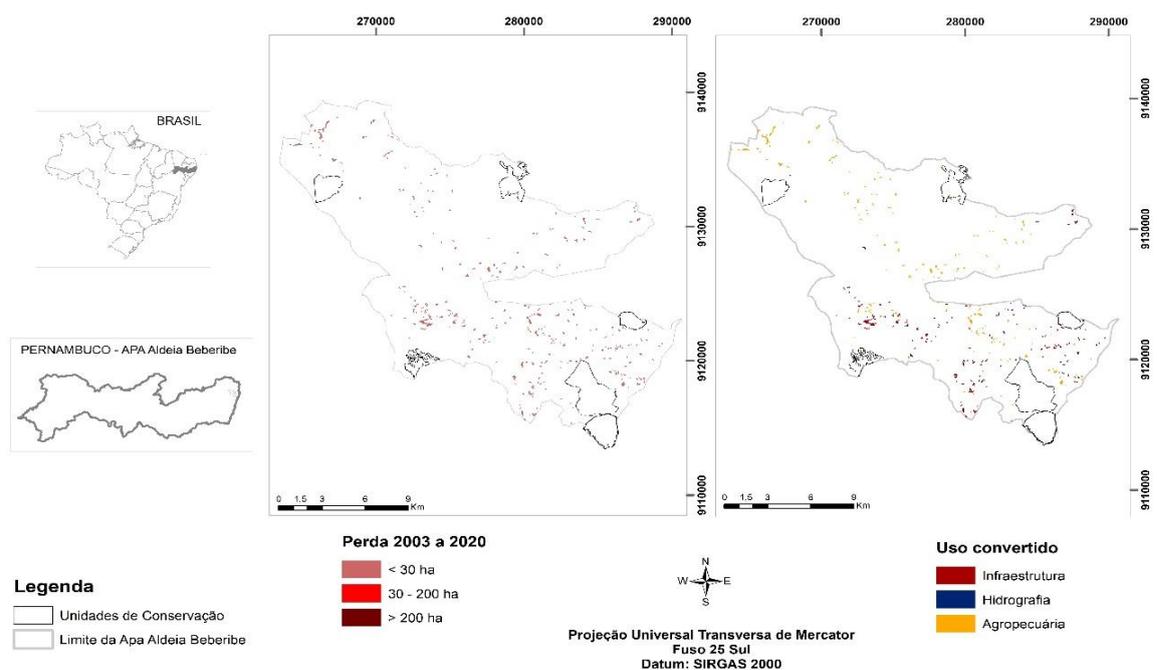


Figura 13. Perda de floresta na APA Aldeia-Beberibe e uso da terra convertido, Recife, Pernambuco, Brasil, entre os anos de 2003 a 2020.

Em todos os intervalos observados, seja na perda e/ou ganho de floresta, constatou predominância na quantidade de pequenos fragmentos (> 98%). Essa predominância provoca alta ocupação desses remanescentes da paisagem. No primeiro intervalo, preenchem mais de 57% da área perdida de floresta e 88% da regeneração. Já no segundo intervalo, esses pequenos fragmentos ocupam 100% da perda e 78% da área regenerada na paisagem (Tabela 3).

Tabela 3. Distribuição das classes de tamanho dos fragmentos e ocupação das classes de tamanhos dos fragmentos na paisagem florestal, na perda e no ganho, nos dois intervalos analisados na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.

Intervalo 1	Quantidade		% da distribuição		Área (ha)		% da ocupação	
	Perda	Ganho	Perda	Ganho	Perda	Ganho	Perda	Ganho
Classe de fragmentos								
Pequeno (<30ha)	756	938	98.57	99.47	1438.92	2172.69	57.45	87.94
Médio (30-200ha)	10	5	1.30	0.53	692.64	298.08	27.65	12.06
Grande >200ha)	1	0	0.13	0.00	373.14	0	14.90	0.00
Total	767	943	100	100	2504.7	2470.77	100	100
Intervalo 2	Quantidade		% da distribuição		Área (ha)		% da ocupação	
	Perda	Ganho	Perda	Ganho	Perda	Ganho	Perda	Ganho
Classe de fragmentos								
Pequeno (<30ha)	296	772	100.00	98.85	332.01	1380.24	100.00	78.15
Médio (30-200ha)	0	9	0.00	1.15	0	385.83	0.00	21.85
Grande >200ha)	0	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00
Total	296	781	100	100	332.01	1766.07	100	100

3.3 FATORES DE VARIAÇÃO NA PERDA E NO GANHO DA FLORESTA ATLÂNTICA NA APA ALDEIA BEBERIBE

Primeiramente, analisando a trajetória de ganhos e de perdas de floresta dos dois intervalos, constata-se diferença significativa (p -valor = 0.0006***) entre as variáveis respostas (ganho e perda) apenas no segundo intervalo analisado (2003-2020). Ao verificar a existência de autocorrelação espacial nos dados, foi constatado que, na perda de floresta, ela foi significativa e no ganho não. Assim, as variáveis explicativas (declividade média dos fragmentos, distância de estradas, das unidades administrativas dos municípios, da hidrografia

e das Unidades de Conservação de Proteção Integral) foram testadas como variáveis preditoras na perda de floresta por meio do GLS e, no ganho de floresta, pelo GLM.

Dos possíveis direcionadores da perda e do ganho (Tabela 4), confirmou-se que quanto menor a declividade média dos fragmentos (p-valor = 0,0045**) e menor a distância da rede hidrográfica (p-valor = 0,0400*), maior foi a retirada de floresta, selecionando-se o modelo 4. A variável distância da hidrografia (p-valor = 0,0000***) também revelou que quanto menor a distância do recurso, maior foi o ganho de floresta, conforme o modelo 5.

Tabela 4. Resultados do modelo de mínimos quadrados generalizados (GLS) e do modelo linear generalizado (GLM) na avaliação da contribuição das variáveis explicativas (declividade média dos fragmentos, distância das estradas, das sedes unidades administrativas dos municípios, da hidrografia e das Unidades de Conservação) na perda e no ganho de floresta no intervalo analisado na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.

GLS			
Modelos	Perda da floresta <i>versus</i> variáveis preditoras	AIC	Coeficiente de determinação
Mod.1	mod1 <- gls(Area_ha ~ Distancia_municipio + Distancia_estrada + Distancia_hidrografia + Distancia_ucs + decliv_mean, data = perda, corSpher(form = ~lat+long, nugget = TRUE))	-554,87	$R^2 = 0,034$
Mod.2	mod2 <- gls(Area_ha ~ Distancia_municipio + Distancia_hidrografia + Distancia_ucs + decliv_mean, data = perda, corSpher(form = ~lat+long, nugget = TRUE))	-562,05	$R^2 = 0,034$
Mod.3	mod3 <- gls(Area_ha ~ Distancia_municipio + Distancia_hidrografia + decliv_mean, data = perda, corSpher(form = ~lat+long, nugget = TRUE))	-569,02	$R^2 = 0,033$
Mod.4	mod4 <- gls(Area_ha ~ Distancia_hidrografia + decliv_mean, data = perda, corSpher(form = ~lat+long, nugget = TRUE))	-575,76	$R^2 = 0,018$

Coefficients:	Value	Std. Error	t-value	p-value
(Intercept)	0.088	0.012	7.222	0.0000
Distancia_hidrografia	-0.071	0.034	-2.063	0.0400*
decliv_média	-0.063	0.022	-2.861	0.0045**

GLM

Modelos	Ganho da floresta <i>versus</i> variáveis explicativas	AIC	Coefficiente de determinação
Mod.1	mod1 <- glm(Area_ha ~ Distancia_estrada + Distancia_municipio + Distancia_hidrografia + Distancia_ucs + decliv_mean, data = ganho, family = "gaussian")	-1853,24	R ² = 0,021
Mod.2	mod2 <- glm(Area_ha ~ Distancia_estrada + Distancia_municipio + Distancia_hidrografia + Distancia_ucs, data = ganho, family = "gaussian")	-1855,23	R ² = 0,021
Mod.3	mod3 <- glm(Area_ha ~ Distancia_estrada + Distancia_municipio + Distancia_hidrografia, data = ganho, family = "gaussian")	-1857,17	R ² = 0,021
Mod.4	mod4 <- glm(Area_ha ~ Distancia_estrada + Distancia_hidrografia, data = ganho, family = "gaussian")	-1858,78	R ² = 0,021
Mod.5	mod5 <- glm(Area_ha ~ Distancia_hidrografia, data = ganho, family = "gaussian")	-1859,85	R ² = 0,020

Coefficients:	Estimativa	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	0,035	0,004	9,452	< 2e-16***
Distancia_hidrografia	-0,065	0,016	-3,977	7,63e-05 ***

Signif. códigos: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05

3.4 ESTABILIDADE DA FLORESTA E OS FATORES DE VARIAÇÃO NA FLORESTA ATLÂNTICA DA APA ALDEIA BEBERIBE

Em 35 anos, 14.157 ha (44,7%) de floresta permaneceram estáveis (Figura 14). Essa floresta estável esteve constituída de 376 fragmentos com área média de $37,43 \pm 469,26$ ha, dos quais 91% são pequenos (<30ha), que ocupam 9% da área de floresta. Grandes remanescentes ocupam 81% dessa área, com o maior preenchendo, aproximadamente, 64% da cobertura florestal e 29% de toda a paisagem.

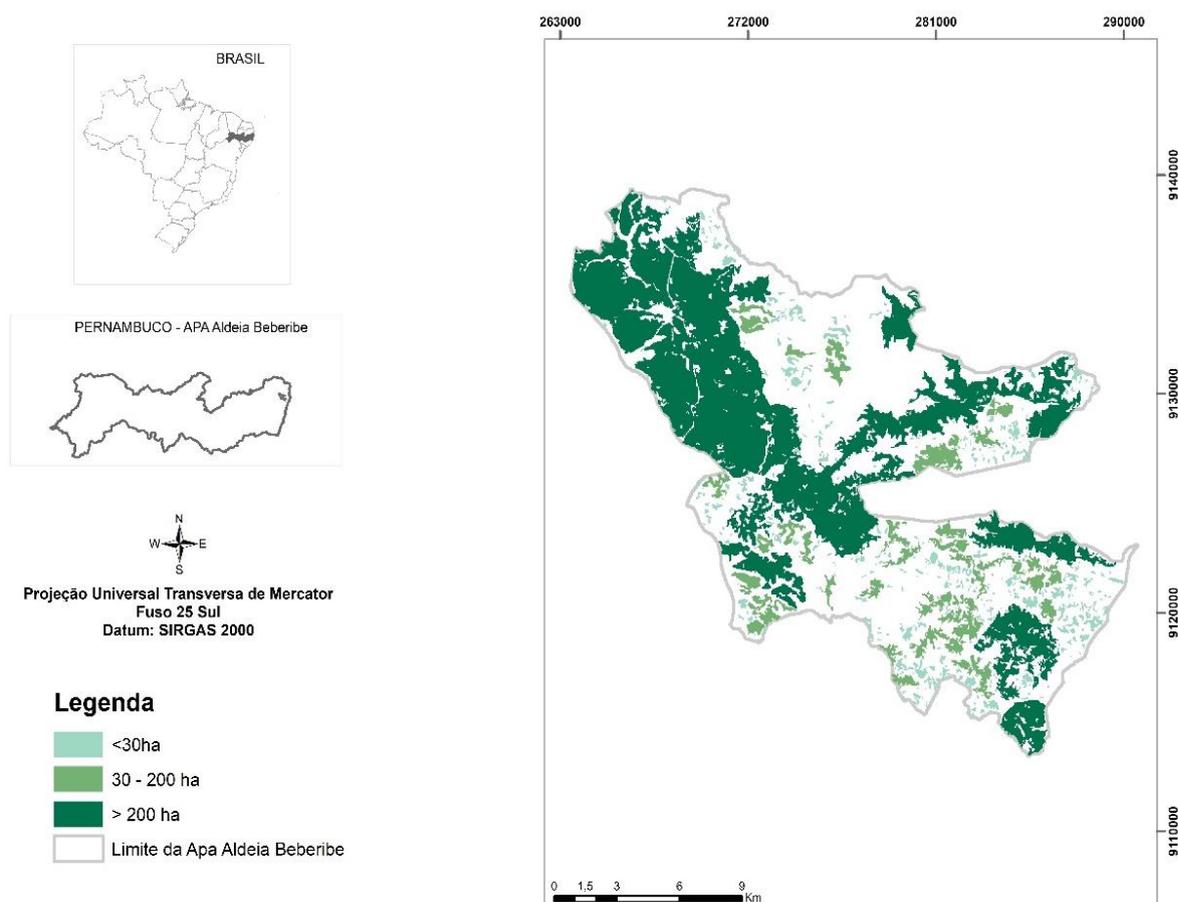


Figura 14. Floresta estável em 35 anos na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.

Após executar o GLM para a estabilidade da floresta, considerando as variáveis independentes, foi constatado que quanto menor a distância das unidades administrativas dos municípios (p -valor = 0,017*) e das Unidades de Conservação, mais estável foi a área de floresta, adotando-se o modelo 4 (Tabela 4).

Tabela 5. Resultados do modelo linear generalizado (GLM) na avaliação da associação das variáveis explicativas (declividade média dos fragmentos, distância das estradas, das sedes unidades administrativas dos municípios, da hidrografia e das Unidades de Conservação) na estabilidade da floresta analisada na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.

Modelos	Estabilidade da floresta <i>versus</i> variáveis independentes	AIC	Coefficiente de determinação	
Mod.1	mod1 <- glm(Area_ha ~ Distancia_estrada + Distancia_municipio + Distancia_hidrografia + Distancia_ucs + decliv_mean, data = estavel, family = "gaussian")	-1137.27	R ² = 0,031	
Mod.2	mod2 <- glm(Area_ha ~ Distancia_municipio + Distancia_hidrografia + Distancia_ucs + Decliv_mean, data = estavel, family = "gaussian")	-1139.05	R ² = 0,030	
Mod.3	mod3 <- glm(Area_ha ~ Distancia_municipio + Distancia_hidrografia + Distancia_ucs , data = estavel, family = "gaussian")	-1139.77	R ² = 0,027	
Mod.4	mod4 <- glm(Area_ha ~ Distancia_municipio + Distancia_ucs , data = estavel, family = "gaussian")	-1140.33	R ² = 0,023	
Mod. 5	mod5 <- glm(Area_ha ~ Distancia_municipio, data = estavel, family = "gaussian")	-1139.45	R ² = 0,016	
Coefficients:	Estimativa	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	0,028	0,007	4,244	2,67e-05 ***
Distancia_municipio	-0,031	0,013	-2,401	0,017 *
Distancia_ucs	-0,018	0,011	-1,696	0,091

Signif. códigos: 0 '****' 0,001 '***' 0,01 '*' 0,05

3.5 DEFINIÇÃO DA CRONOSSEQUÊNCIA FLORESTAL

Após análise da dinâmica florestal em 35 anos, o padrão definido da cobertura florestal em 2020 revela que a floresta antiga ocupa 75% da unidade floresta na paisagem, a floresta secundária jovem 13% e a inicial 12% (Figura 15). Em todos os estágios sucessionais, há

predominância dos pequenos fragmentos (>91%). Nas florestas secundária e inicial, pequenos fragmentos perfazem a maior parte da ocupação (>78%). Já na floresta antiga, pequenos fragmentos ocupam 9% da área de floresta, enquanto os grandes ocupam a maior parte da área florestal (81%).

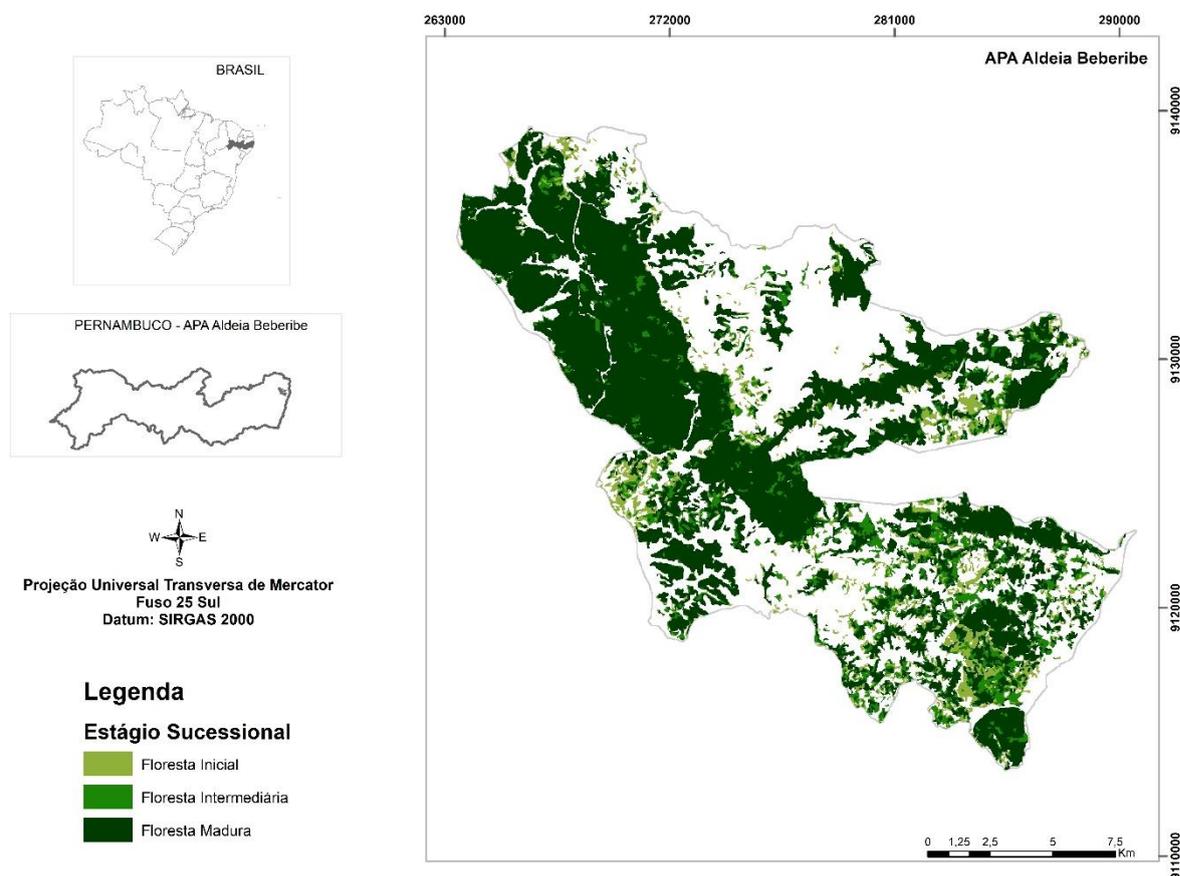


Figura 15. Cronossequência Floresta no ano de 2020, definida após análise da cobertura florestal em 35 anos na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.

4 DISCUSSÃO

Este estudo descreve a dinâmica florestal, seus impactos e direcionadores em uma paisagem inserida em uma das regiões mais ameaçadas da Floresta Atlântica. Nos 35 anos avaliados, houve uma substituição de florestas antigas por florestas mais jovens. A distribuição espacial da cobertura florestal foi diretamente afetada pela dinâmica de expansão e retração dos distintos usos da terra. Os resultados possibilitaram traçar um padrão geral da dinâmica florestal demonstrado pela perda, ganho por regeneração e estabilidade da floresta.

A conversão de florestas em uso agropecuário e vice-versa marcou a dinâmica nesta paisagem. Grande parte da perda de *habitats* florestais ocorreu para conversão em agropecuária

e em menor quantidade para a expansão da infraestrutura urbana (Figura 8 e 9), como registrado em estudos anteriores (TEIXEIRA *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2015; MOLIN *et al.*, 2017; LINS-E-SILVA *et al.*, 2021; ROSA *et al.*, 2021). Pesquisas prévias também apontaram que a perda de Floresta Atlântica foi impulsionada pela declividade nesse *hotspot*, principalmente, em áreas planas e nas encostas suaves (TEIXEIRA *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2015; MOLIN *et al.*, 2017) devido à facilidade do transporte e da mecanização das culturas (REZENDE *et al.*, 2015). A regeneração da floresta na paisagem estudada aconteceu, sobretudo, em áreas que foram zonas de cultivo agrícola, agora abandonadas. De fato, na Floresta Atlântica, a regeneração parece ser explicada pelo abandono de áreas, em especial as de alta declividade, devido à impossibilidade de mecanização da cultura (MOLIN *et al.* 2017). A declividade, via de regra, é um fator decisivo para a regeneração na Floresta Atlântica (REZENDE *et al.*, 2015; MOLIN *et al.*, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2009). No presente estudo e no apresentado por Molin *et al.* (2018), a declividade não foi um direcionador, pois o declive não parece ser relevante para o ganho de regeneração em paisagem com cobertura florestal acima de 50%.

Os nossos resultados indicaram que a proximidade com a rede hidrográfica é outra variável explicativa crucial para a perda e o ganho de floresta. Porém, enquanto na paisagem estudada mais da metade dos fragmentos perdidos foram em áreas ciliares, em outras paisagens florestais nem sempre esse é o padrão, e registra-se perda florestal à medida que se distancia de rios (TEIXEIRA *et al.*, 2009). Esta divergência pode ser explicada por pesquisas anteriores que afirmaram que a cana-de-açúcar foi a cultura expressiva das áreas ripárias em regiões de Floresta Atlântica no Nordeste e no Sudeste do Brasil até os anos 2000 (SILVA *et al.*, 2007; GUNKEL *et al.*, 2007). Porém, na região estudada, a cultura de cana-de-açúcar não se expandiu nas últimas duas décadas e, possivelmente, a conversão ocorreu para agricultura familiar associada à expansão dos assentamentos rurais no primeiro período analisado (1985-2003). A regeneração florestal também foi impulsionada pela proximidade com a hidrografia, como revelado em pesquisas anteriores (TEIXEIRA *et al.*, 2009; MOLIN *et al.*, 2017; ROSA *et al.*, 2021). Registrou-se ainda que, na paisagem atual, 90% dos fragmentos médios e 56% dos pequenos estão localizados em áreas ciliares. Ou seja, possivelmente o ganho da regeneração florestal se deu pelo abandono das áreas ripárias decorrente do cumprimento das leis que protegem a vegetação nativa, a exemplo da Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006), que proíbe a conversão de florestas em outros usos da terra; Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012); Lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998); e da Lei Estadual, que delimita áreas de Proteção dos Mananciais (PERNAMBUCO, 1986), aliado à alta capacidade de resiliência dessas áreas (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016).

As áreas ciliares apresentam condição hídrica privilegiada para o estoque de biomassa e carbono acima do solo, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas (BRANCALION *et al.*, 2016, BRANCALION *et al.*, 2021). As áreas ripárias contribuem ainda para conectividade entre manchas de florestas e garantem a segurança hídrica (FERREIRA *et al.*, 2015). Conseqüentemente, a perda de florestas ripárias acarreta sérias mudanças no funcionamento dos ecossistemas. Por isso, se a meta futura é a preservação e o aumento dos serviços ecossistêmicos, a legislação e a fiscalização devem ser mais incentivadas, pois vários países, inclusive o Brasil, comprometeram-se recentemente em deter e reverter a perda e a degradação das florestas até 2030, ao assinarem a Declaração de Glasgow (GASSER *et al.*, 2022).

O ganho florestal em áreas protegidas demonstrou a eficiência dos instrumentos de proteção nessas áreas, diferentemente da observada diminuição na cobertura florestal em áreas protegidas de Floresta Atlântica no Paraguai (PONTE *et al.*, 2017). Atualmente, apenas 30% da cobertura vegetal remanescente da Floresta Atlântica brasileira está inserida em áreas protegidas (REZENDE *et al.*, 2018), que não são tão eficientes na proteção quanto na Amazônia (SOBRAL-SOUZA *et al.*, 2018). Portanto, recomenda-se aumentar as áreas protegidas no *hotspot*, com governança adequada. Ainda, devem-se intensificar ações que auxiliem no ganho de floresta para as áreas protegidas existentes, como a regeneração natural assistida (CHAZDON, 2017), pois a maioria da cobertura vegetal nativa está localizada fora das áreas protegidas, podendo sofrer interferências em casos de interesse público e utilidade social (REZENDE *et al.*, 2018).

Embora revelado que a cobertura floresta na Floresta Atlântica brasileira permaneceu relativamente constante nos últimos 30 anos, essa estabilidade oculta a destruição de florestas antigas por esse crescente ganho de cobertura florestal inicial (ROSA *et al.*, 2021). Nesta pesquisa, a estabilidade florestal foi avaliada como a quantidade da cobertura florestal que não demonstrou nenhuma mudança, nos dois intervalos. Assim, foi estimado que, em 35 anos, 44% de floresta permaneceu estável. Mas a pesquisa também revelou a existência de poucos fragmentos de vegetação antiga maiores que 30 ha, comprovando a estrutura espacial da Floresta Atlântica brasileira (RIBEIRO *et al.*, 2009; ROSA *et al.*, 2021). Além disso, viu-se que a estabilidade espaço-temporal da cobertura florestal está associada às sedes das unidades administrativas adjacentes, o que pode estar diretamente relacionado à maior acessibilidade dos órgãos ambientais responsáveis pela fiscalização e proteção das florestas. É provável que a proximidade das áreas urbanas também reflita o engajamento da sociedade na aplicação das leis ambientais. Estudos afirmam que a participação das pessoas em denúncias para os casos de

supressão ou de suspeitas de ações que levariam a tal dano são altas e ajudam a apurar possíveis crimes contra áreas de Floresta Atlântica (SILVA; BATISTELLA; MORAN, 2017; MOLIN *et al.*, 2017).

Com relação ao método utilizado, o limite mínimo de 1 ha aplicado em análises anteriores para somar o ganho e a perda florestal pode ter limitado a capacidade de identificar o ganho e a perda de pequenos fragmentos (ROSA *et al.*, 2021). Para o presente estudo, aplicou-se um limite de 0,5 ha para reduzir essa imprecisão. Como a série temporal analisada iniciou em 1985, não foi possível identificar a vegetação nativa que regenerou antes desta data. Portanto, parte das florestas contabilizadas como perda no primeiro intervalo, possivelmente, pode ter sido formada por florestas jovens. Mesmo diante desta possível limitação metodológica, os dados permitiram descrever e explicar as mudanças na paisagem e seus direcionadores, pois analisamos e classificamos a “perda de floresta antiga” só a perda de floresta que ocorreu no segundo período, ou seja, após 2003, para diminuir essa incerteza. Assim, independentemente do ganho líquido florestal em 35 anos, a biodiversidade foi negativamente impactada, pois o ganho de florestas mais jovens não compensa a contínua perda de floresta antiga (ROSA *et al.*, 2021), resultando em um mosaico florestal com diferentes estágios sucessionais.

Sabe-se que toda a cobertura florestal é necessária. Porém, se diante dos compromissos de restauração florestal assumidos, a exemplo do Acordo de Paris (SILVA JUNIOR *et al.*, 2020), Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (PINTO *et al.*, 2014) e o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PINTO; VOIVODIC, 2021) e recentemente a Declaração de Glasgow (GASSER *et al.*, 2022) for considerado apenas o ganho líquido de florestal, ocorrerá um aumento de milhões de hectares na cobertura florestal com poucos benefícios funcionais e até em uma redução na conservação de espécies e serviços ecossistêmicos (ROSA *et al.*, 2021). As florestas antigas são imprescindíveis para a conservação da biodiversidade tropical, devido à incapacidade de várias espécies em recolonizar as florestas mais jovens (GIBSON *et al.*, 2011; ROSA *et al.*, 2021). Esse cenário faz com que as espécies dependam de *habitats* mais antigos e menos alterados para persistir em uma paisagem altamente antropizada e fragmentada (GIBSON *et al.*, 2011).

5 CONCLUSÃO

Este estudo revelou um processo muito dinâmico na cobertura florestal em uma paisagem fragmentada. Tal dinâmica é uma ameaça grave para a conservação da

biodiversidade, mas quase imperceptível, devido ao ganho líquido florestal. Fica claro que, mesmo que o ganho de floresta seja maior que a perda, a perda de florestas antigas traz impactos para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. A perda de floresta pode ser evitada por meio do controle de expansão urbana e agrícola em áreas planas, além da criação de áreas protegidas e do aumento da fiscalização.

A Floresta Atlântica está entre os ecossistemas globais prioritários para conservação e restauração (MITTERMEIER *et al.*, 2011; STRASSBURG *et al.*, 2020). Esses processos devem ocorrer em paralelo e não o segundo substituindo o primeiro, resultando em um balanço líquido de soma zero (GASSER *et al.*, 2022). A redução contínua da cobertura florestal antiga *versus* o aumento da cobertura florestal inicial são processos críticos para a conservação da biodiversidade. Assim, recomenda-se que pesquisadores e gestores da biodiversidade ampliem o conhecimento sobre dinâmica de paisagens e seus direcionadores, de forma a controlar ameaças indesejáveis e ampliar áreas prioritárias a serem protegidas. O manejo de paisagens dinâmicas deverá considerar a interrupção da perda de floresta antiga, o aumento da regeneração, os ganhos para conservação da biodiversidade pelos dois processos, a mitigação das mudanças climáticas e os benefícios socioeconômicos associados, caso queiram cumprir com os compromissos firmados.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, por meio do Programa de Doutorado em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE. Agradecemos ao Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE), por toda a assistência.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAIRE, J. J. et al. NetworkD3: D3 JavaScript Network Graphs from R. R Package Version 0.4, 2022.

BARTÓN, K. Mu-MIn: Multi-model inference. R Package Version 0.12.2/r18, 2009.

BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856–867, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12383>

BRANCALION, P. H. S. et al. The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. **Land Degradation & Development**, v. 32, p. 830-841, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3764>

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica e outras disposições**. Diário Oficial da União, Brasília, 26 dez. 2006. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/legislacao/legislacao-bioma-mata-atlantica>>

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente**. Diário Oficial da União, Brasília, 28 mai. 2012.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente**. Diário Oficial da União, Brasília, 13 fev. 1998.

CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature11148>

CHAZDON, L. R. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p.251-257, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3417/2016035>

CHAZDON, R. L., GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12381>

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012. DOI: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v7i3.587>.

CPRH (Companhia Pernambucana do Meio Ambiente). **Execução dos serviços de mapeamento e elaboração de estratégia de implantação dos corredores ecológicos da Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe-PE**: Relatório com o levantamento de dados e mapeamento de toda a área de abrangência da APA Aldeia Beberibe. CPRH, Recife, v. 1, 110p, 2017.

ELLIS, E. C. et al. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589–606, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, v. 100, n. 1, p. 65–74, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1)

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS.

Global Forest Resources Assessment 2020: key findings. p. 16, 2020.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Guidelines on urban and peri-urban forestry.** Report based on the work of Salbitano, F.; Borelli, S.; Conigliaro, M.; Chen, Y. FAO Forestry Paper, Roma, v. 178, p. 170, 2016.

FERREIRA, P. A. et al. Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. **Landscape Ecology**, v.30, p. 2067-2078, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0231-3>

GANEM, K. A. et al. Comparação entre dados com e sem correção atmosférica na classificação da cobertura da terra de uma área da Caatinga utilizando o Google Earth Engine. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 6, 2017. DOI: <https://doi.org/10.14393/rbcv69n6-44310>

GASSER, T. et al. How the Glasgow Declaration on Forests can help keep alive the 1.5 °C target. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 23, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2200519119>

GUNKEL, G. Sugar cane industry as a source of water pollution – case study on the situation in Ipojuca river, Pernambuco, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 180, p. 261-269, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9268-x>

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1244693>

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira.** Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro. 2012.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estrutura territorial:** Localidades. Base cartográfica - arquivos IBGE Localidades BR_Localidades_2010_v1.shp Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial.html>> Acessado em 02 fev 2022.

LEWIS, S. L. et al. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>

LINS-E-SILVA A.C.B. **The North-Eastern Atlantic Forest: Biogeographical, Historical, and Current Aspects in the Sugarcane Zone.** In: Marques, M.C.M., Grelle, C.E.V. (eds) The Atlantic Forest. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_3

MAPBIOMAS. **Atlantic Forest – Appendix:** Collection 6.0 Version 1. Disponível em: <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Metodologia/MataAtlantica_Appendix_-_ATBD_Col6_v1.docx.pdf> Acessado em: 18 jan 2021.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots.** In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (eds.). Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, p. 3-22, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5>.

MOLIN, P. G. et al. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 857-870, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>

MOLIN, P. G. R. et al. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 2767–2778, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13263>

MORI, A. S. et al. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 1, p. 12–27, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669>

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35002501>

NAGELKERKE N. A note on a general definition of the coefficient of determination. **Biometrika**, v. 78, p. 691-692, 1991.

NGUYEN, V. T. et al. Method for Restoring Consistency in Probabilistic Knowledge Bases. **Cybernetics and Systems**, v. 49, n. 5–6, p. 317–338, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/01969722.2017.1418674>

OKSANEN, F.J., et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package Version 2.4-3, 2017.

PARADIS E, SCHLIEP K. “ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R.” **Bioinformatics**, v. 35, p. 526-528, 2019.

PELOROSSO, R. et al. Stability analysis for defining management strategies in abandoned mountain landscapes of the Mediterranean basin. **Landscape and Urban Planning**, v. 103, n. 3–4, p. 335–346, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.007>

PERNAMBUCO. Lei nº 9.860, de 12 de agosto de 1986. **Delimita as áreas de proteção dos mananciais de interesse da Região Metropolitana do Recife, e estabelece condições para a preservação dos recursos hídricos**. Palácio do Campo das Princesas, Recife, 12 ago. 1986.

PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M. **Mixed-Effects Models in S and S-PLUS**. Springer, New York, 2020.

PINTO, S. R. et al. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, n. 9, p. 2212–2229, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3390/f5092212>

PONTE, E. et al. Assessing Forest Cover Dynamics and Forest Perception in the Atlantic Forest of Paraguay, Combining Remote Sensing and Household Level Data. **Forests**, v.8, p. 10, p. 389, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/f8100389>

PONTIUS, R. G.; MILLONES, M. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407–4429, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.552923>

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da**

Terra do Brasil. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1>> Acessado em 01 fev 2020.

PUYRAVAUD, J. P. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. **Forest ecology and management**, v. 177, p. 593–596, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)

QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2013.

REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0980-y>

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, n. 4, p. 208–214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

RIBEIRO, M. C. et al. 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

RIBEIRO, M.C. **The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot.** In: Zachos, F., Habel, J. (eds) *Biodiversity Hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21

ROSA, M. R. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, p. 1-8, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>

RUGGIERO, P. G. C. et al. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land use policy**, v. 82, p. 283-291, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>

SEIDL, R. et al. Searching for resilience: Addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 120–129, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12511>

SILVA A.M. et al. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, p. 325–335, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400003>

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 269, p. 1-9, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00600-4>

SILVA, A. L. et al. Assessing the fragility of forest remnants by using landscape metrics.

Comparison between river basins in Brazil and Portugal. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 4, p. 172, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08953-y>

SILVA, R. F. B. et al. Land changes fostering Atlantic Forest transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, v.69, p. 80–93, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/00330124.2016.1178151>

SILVA, R. F. B. et al. Eco-certification protocols as mechanisms to foster sustainable environmental practices in telecoupled systems. **Forest Policy and Economics**, v. 105, p. 52-63, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.05.016>

SILVA, R. G. P. et al. Systematic Conservation Planning approach based on viewshed analysis for the definition of strategic points on a visitor trail. **International Journal of Geoheritage and Parks**, v. 8, p. 153–165, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijgeop.2020.07.001>

SIQUEIRA, F. F. et al. Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.614362>

SOBRAL-SOUZA, T. et al. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. **Acta Oecologica**, v. 87, p. 1-7, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.01.001>

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

STRASSBURG B. B. N. et al. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, p. 724-729, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>

TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12049>

TEIXEIRA, A. M. G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p.1219–1230, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.011>

THORN, S. et al. Rare species, functional groups, and evolutionary lineages drive successional trajectories in disturbed forests. **Ecology**, v. 101, n. 3, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.2949>

TRINDADE, M. B. et al. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent Changes and Implications for Conservation. **Bioremediation, Biodiversity & Bioavailability**, v. 2, p. 5-13, 2008. DOI:

UEZU, A.; METZGER, J. P. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency. **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147909>

WATSON, J. E. M. et al. Catastrophic Declines in Wilderness Areas Undermine Global Environment Targets. **Current Biology**, v. 26, n. 21, p. 2929–2934, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.08.049>

WICKHAM, H. et al. Welcome to the tidyverse. **Journal of Open Source Software**, v. 4, n. 43, 2019. DOI: <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

ZUUR, A. F. et al. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**. v. 1, p. 3–14, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

CAPÍTULO II

**CONECTIVIDADE ESPAÇO-TEMPORAL EM UMA PAISAGEM FLORESTAL
DINÂMICA: IMPORTÂNCIA PARA CONSERVAÇÃO DO HABITAT E
PERMANÊNCIA DE ESPÉCIES DEPENDENTES DE FLORESTA**

RESUMO: As florestas tropicais há várias décadas sofrem contínuas pressões antrópicas e o que resiste encontra-se intensamente fragmentada. A heterogeneidade da paisagem pode afetar a disponibilidade de *habitat* e a conectividade florestal, influenciando os movimentos das espécies e determinando a probabilidade de persistência das mesmas, especialmente as dependentes de floresta. No entanto, a conectividade da paisagem é geralmente avaliada usando a dinâmica espacial, que não considera as interações dessas espécies entre manchas de *habitat* ao longo do tempo e seu decréscimo populacional que não ocorre instantaneamente. Dessa forma, esta pesquisa analisou as mudanças na quantidade de *habitat* alcançável no espaço e no tempo e sua influência sobre as espécies de aves que são dependentes de floresta. A importância da conectividade espaço-temporal aumentou com a redução na quantidade do *habitat*, por outro lado, quando houve ganho nos aspectos temporais, não mostraram influência relevante, não superando a conectividade puramente espacial. A conectividade espaço-temporal pode aumentar o efeito de trampolim para espécies alcançar mais *habitat* disponíveis, contudo, as espécies que percorrem até 50m (dependentes de floresta) se beneficiaram apenas da conectividade dentro do fragmento de origem, em cenário com alta resistência antrópica. Nesse contexto, ações de restauração florestal, que considerem a priorização do *habitat* e a qualidade do mesmo, podem facilitar a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Floresta Tropical, conectividade espaço-temporal, espécie dependente, *habitat* alcançável, mudanças climáticas.

ABSTRACT: Tropical forests have been under continuous anthropogenic pressures for decades, and what remains is intensely fragmented. Landscape heterogeneity can affect habitat availability and forest connectivity, influencing species movements and determining their probability of persistence, especially for those dependent on forests. However, landscape connectivity is usually assessed using spatial dynamics, which does not consider the interactions of these species between habitat patches over time and their population decline, which does not occur instantly. Therefore, this research analyzed changes in the amount of reachable habitat in space and time and their influence on forest-dependent bird species. The importance of spatiotemporal connectivity increased with the reduction in the amount of habitat, but when gains occurred in temporal aspects, they did not show a relevant influence, not exceeding purely spatial connectivity. Spatiotemporal connectivity can increase the stepping-stone effect for species to reach more available habitat; however, species that move up to 50m (forest-dependent) benefited only from connectivity within the original fragment, in scenarios with high anthropogenic resistance. In this context, forest restoration actions that prioritize habitat and its quality can facilitate biodiversity conservation.

Keywords: Tropical Forest, spatio-temporal connectivity, dependent species, habitat quality, climate change.

1 INTRODUÇÃO

Há várias décadas, o mundo constata as contínuas pressões sobre as florestas. Hoje, 31,2% das áreas florestais estão experimentando alguma forma de pressão humana, seja por infraestrutura, agricultura e/ou desmatamento recente (GRANTHAM *et al.*, 2020). Tais pressões afetam especialmente a biodiversidade e a qualidade dos *habitats*, e levam a declínios na disponibilidade de recursos (TRAVIS *et al.*, 2013; LEWIS *et al.*, 2019; MAO *et al.*, 2019).

As florestas tropicais já foram perdidas em sua maior parte, e o que resiste encontra-se intensamente fragmentado (HADDAD *et al.*, 2015). A perda contínua de florestas em *hotspots* de biodiversidade é um dos principais fatores de risco de extinção de vertebrados (TRACEWSKI *et al.*, 2016; BETTS *et al.*, 2017). As alterações nas áreas florestais tornarão grandes áreas de *habitat* inóspitas para muitas espécies e a dispersão para novos *habitats* pode ser inevitável para a persistência dessas em longo prazo (PARMESAN; YOHE, 2003; GARCIA *et al.*, 2014). Essa persistência dependerá, portanto, da habilidade da espécie em responder a essas alterações, deslocando-se em grandes distâncias nas paisagens modificadas (LOARIE *et al.*, 2009; ÅREVALL *et al.*, 2018), além da capacidade das espécies de rastrear seus nichos no espaço e no tempo (SCHLOSS *et al.*, 2012). Entretanto, dependendo da heterogeneidade da paisagem, áreas de não *habitat* podem atuar como barreiras na movimentação dos organismos entre as manchas de *habitat*, reduzindo a conectividade na paisagem (GIUBBINA *et al.*, 2018), a diversidade genética e a persistência de populações, comunidades e ecossistemas (HILTY *et al.*, 2020).

Organismos altamente especialistas em *habitats* florestais e/ou com menores distâncias de dispersão, tais como espécies de aves dependentes de floresta, tendem a ser prejudicados pela diminuição do tamanho de manchas de *habitat* e pelo aumento do isolamento provocado por matrizes não florestais (BANKS-LEITE *et al.*, 2014; BARLOW *et al.*, 2016; PEREIRA *et al.*, 2017). Essa perda de conectividade, causada por mal planejamento no uso da terra, é um dos maiores obstáculos da conservação e melhorar a conectividade da paisagem torna-se um grande desafio em regiões com paisagens altamente fragmentadas (LIU *et al.*, 2017).

Entender quanto *habitat* é alcançável para as espécies em um ambiente dinâmico é primordial e requer a quantificação do grau de conectividade da paisagem (SAURA *et al.*, 2014; LITTLEFIELD *et al.*, 2019; HUANG *et al.*, 2020), pois medi-la, contribuirá no gerenciamento da perda e da fragmentação do *habitat* (RAYFIELD *et al.*, 2011; WASSERMAN *et al.*, 2012; HADDAD *et al.*, 2015;). A conectividade é um conjunto de dependências espaciais que surgem entre indivíduos e populações dentro de uma determinada paisagem (KOOL *et al.*, 2013). Para

ser calculada, é necessário mensurar os movimentos dos organismos dentro de uma paisagem, seja por observação direta, verificando como os organismos são influenciados pelos elementos da paisagem (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000), seja por simulações de espécies com características funcionais específicas (KELLER *et al.*, 2013).

Diversos modelos de conectividade dependem, espacialmente, da estrutura da paisagem para fornecer estimativas de conectividade de forma estática (HUANG *et al.*, 2020). Contudo, certas espécies não apresentam decréscimo populacional instantaneamente (METZGER *et al.*, 2009; ESSL *et al.*, 2015; SEMPER-PASCUAL *et al.*, 2018; LIRA *et al.*, 2019). Desse modo, é preciso considerar os processos ecológicos temporais que transcendem uma perspectiva estritamente espacial, principalmente para as espécies que são especialistas em *habitats* florestais (METZGER *et al.*, 2009; HUANG *et al.*, 2020).

Embora alguns estudos destaquem a dinâmica da paisagem e a relevância da modelagem da conectividade, principalmente de forma espacial (METZGER *et al.*, 2009; ALAGADOR *et al.*, 2014; SAURA *et al.*, 2014; REIGADA *et al.*, 2015; SAURA *et al.*, 2017; SEMPER-PASCUAL *et al.*, 2018; PÜTTKER *et al.*, 2020; SIQUEIRA *et al.*, 2021), pouco se explora a dinâmica espaço-temporal das manchas de *habitat*. Ignoram-se, assim, as implicações temporais entre essas manchas e as taxas de mudanças espaciais ao longo do tempo (BLONDER *et al.*, 2012; MARTENSEN *et al.*, 2017). Realmente, pode-se perder e/ou ganhar manchas ao longo do tempo em uma paisagem dinâmica e essas manchas podem coexistir em determinado intervalo de tempo, mesmo que não ocorra no início ou no final desse intervalo (ZEIGLER; FAGAN, 2014; HUANG *et al.*, 2020;). Para explicar esse efeito, é imprescindível quantificar a conectividade espacial e temporal de forma integrada, e não somente espacial, uma vez que, espacialmente, os padrões de conectividade reais para paisagens florestais, que sofrem perda e fragmentação de *habitat*, são subestimados (MARTENSEN *et al.*, 2017).

Diante do exposto, o planejamento para conservação e possíveis estratégias de restauração da paisagem devem considerar o padrão da paisagem, a vulnerabilidade ecológica e a ameaça antropogênica (NACKONEY; WILLIAMS, 2012). Aqui, pretendemos priorizar a importância de manchas de *habitat* em uma paisagem dinâmica e destacamos a necessidade de modelos de conectividade espaço-temporal (MARTENSEN *et al.*, 2017) na Floresta Atlântica. Uma vez que a Floresta Atlântica brasileira é apontada como um grande laboratório natural, nela podem ser testados os processos de perda de *habitat* e fragmentação que ocorreram e projetá-los para outros biomas tropicais nos quais essas mudanças ocorrerão no futuro (JOLY *et al.*, 2014; SIQUEIRA *et al.*, 2021). A área de estudo, a Área de Proteção Ambiental - APA Aldeia-Beberibe, está inserida em uma das regiões mais ameaçadas da Floresta Atlântica

brasileira (RIBEIRO *et al.*, 2017) e abriga uma grande quantidade de aves endêmicas e ameaçadas de extinção, que dependem de ambientes florestais (PEREIRA *et al.*, 2019). Assim, neste estudo, buscou-se prever as mudanças na quantidade de *habitat* e na taxa de contribuição da conectividade no espaço e no tempo sobre a dispersão das espécies, usando como referência as distâncias percorridas pelas aves dependentes de floresta. Além disso, essa área torna-se modelo por ser altamente antropizada e fragmentada, com importantes ações socioeconômicas relacionadas ao crescimento urbano e a uma intensa ocupação pela agricultura.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Área de Proteção Ambiental (APA) Aldeia-Beberibe, área protegida (IUCN Categoria VI), com extensão de 31.634 hectares, abrangendo 20% da Floresta Atlântica remanescente no Estado de Pernambuco (CPRH, 2017), com fitofisionomia dominante de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Aberta (IBGE, 2012). A APA Aldeia-Beberibe ocupa porções de oito municípios na proporção que segue: (Recife (16%), Paulista (7%), Abreu e Lima (27%), Igarassu (22%), Araçoiaba (9%), Paudalho (9%), São Lourenço da Mata (2%) e Camaragibe (8%)). A APA possui cinco Unidades de Conservação de Proteção Integral: a Estação Ecológica de Caetés (IUCN Categoria Ib), no município de Paulista; o Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI) (IUCN Categoria II), em Recife; bem como os Refúgios de Vida Silvestre (IUCN Categoria IV) Mata de Miritiba, em Abreu e Lima; Mata de Quizanga, em São Lourenço da mata; e Mata da Usina São José, em Igarassu (Figura 1).

O clima da região é classificado como As' (quente e úmido), segundo a classificação Köppen-Geiger, com temperatura média mensal acima de 23° C e precipitação média anual de 2.263,4 mm, com período chuvoso no outono e no inverno (Dados do repositório do Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil, período 1981-2010, portal.inmet.gov.br/normais). Os solos predominantes na região são: Neossolo quartzarênico, Gleissolo, Espodossolo, Argissolo Vermelho-Amarelo, Argissolo Amarelo, Latossolo Amarelo, segundo o Levantamento de Solos do Nordeste (Embrapa Solos UEP, solos.uep.cnps.embrapa.br).

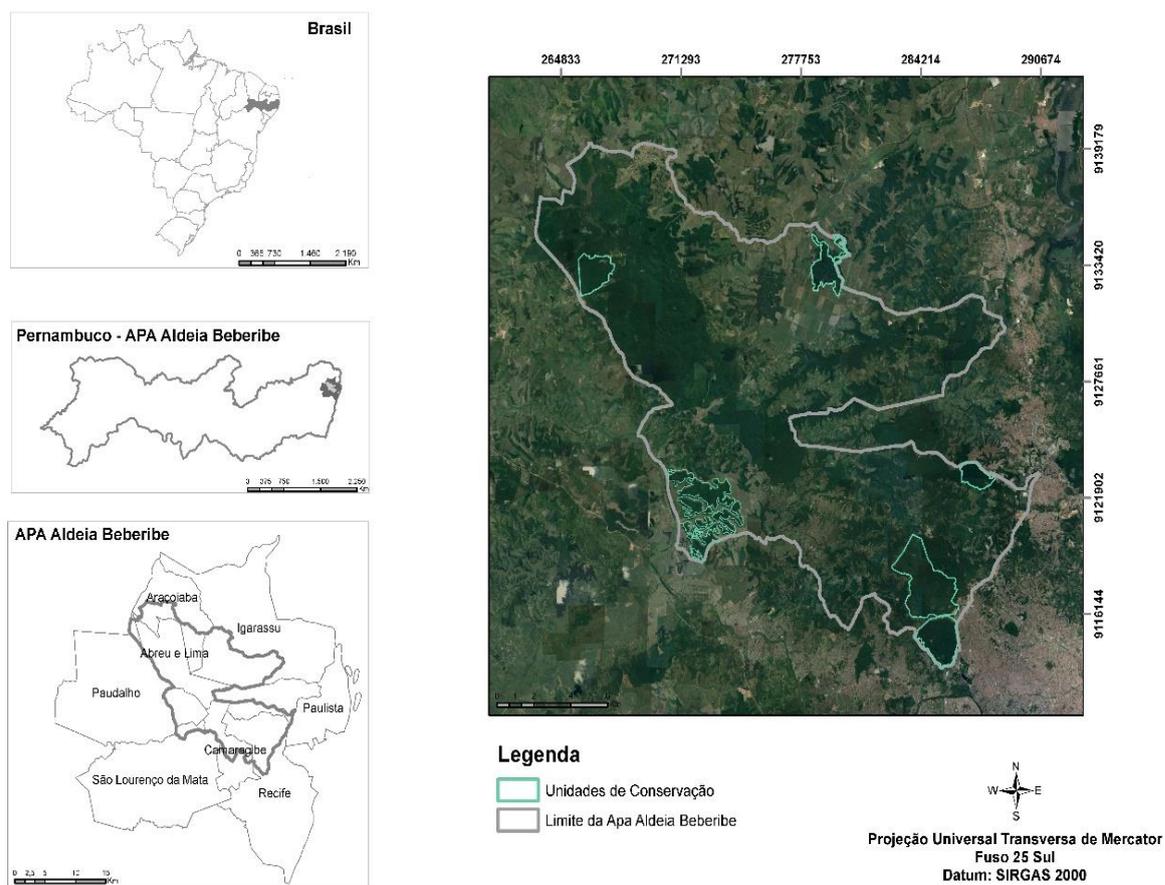


Figura 1. Localização da área de estudo, APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brazil e das Unidades de Conservação de Proteção Integral inseridas na APA.

2.2 PREPARAÇÃO DE DADOS

Foram utilizados os dados de uso e de cobertura da terra (LULC), da sexta coleção do MapBiomas, um projeto brasileiro de mapeamento anual do uso e da cobertura da terra (MAPBIOMAS, 2020). O projeto gera séries temporais (1985-2020), de uso da terra, baseado em imagens da série de satélites *Landsat* (5 - TM, 7 - ETM+ e 8 - OLI), com resolução de 30 metros, empregando um processo de classificação automática de mosaicos de imagens, pixel a pixel, em escalas até 1:100.000, análogas a uma área mínima de 900 m² (30m x 30m), através de algoritmos de floresta aleatória, disponíveis na plataforma *Google Earth Engine* - GEE (GANEM et al., 2017; SOUZA et al., 2020). As análises de acurácia do MapBiomas foram realizadas usando o método descrito por Pontius e Millones (2011), que indicou uma precisão de 85,5% para a Floresta Atlântica. Os dados do MapBiomas permitem uma análise de longo prazo da dinâmica florestal anual em grandes escalas espaciais (ROSA et al., 2021).

Posto isso, após considerar a legenda dos mapas anuais do uso da terra do MapBiomias e interpretar visualmente as imagens de satélite Landsat (5 - TM, 7 - ETM+ e 8 - OLI), como referência, verificaram-se pontos em campo para sanar as correspondentes dúvidas. Assim, houve a necessidade de ajustes das classes a partir de amostras com validação *in situ* e relacioná-las ao padrão visual da imagem de satélite, permitindo o agrupamento de algumas classes. Foram identificadas duas classes equivalentes e outras foram agrupadas, simplificando em quatro classes principais de uso do solo, definidas para essa pesquisa: floresta, agropecuária, infraestrutura urbana e hidrografia (Tabela 1).

Tabela 1. Classes adotadas e agrupamento das legendas do MapBiomias nível 2 para a APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil, para os anos analisados.

CLASSES ADOTADAS	MAPBIOMAS NÍVEL 2
Floresta	Formação florestal
Infraestrutura urbana	Infraestrutura urbana
Hidrografia	Rio, Lago e Oceano
	Campo alagado
Agropecuária	Pastagem
	Cana de açúcar
	Mosaico de agricultura e pastagem
	Formação savânica
	Outras áreas não vegetadas

Foram considerados três momentos temporais: 1985 (t_1), 2003 (t_2), 2020 (t_3), para identificar a perda e o ganho de floresta, medir a conectividade espaço-temporal de manchas de *habitat* e qualidade do *habitat*, utilizando dados em formato *raster*. Os intervalos propostos entre os três momentos apontam mudanças notáveis de via única na paisagem (ex. de áreas florestais para infraestrutura), não apontando conversões alternadas, tornando-se viável o uso da rede de conectividade espaço-temporal, de acordo com o estudo de Martensen et al. (2017).

Todos os dados espaciais foram projetados no mesmo sistema de coordenadas e convertidos em grades com resolução espacial de 30 m. Destaca-se que a categoria Floresta considerou como critério de inclusão toda mancha com mais de 0,5 hectare, com árvores de

mais de cinco metros de altura e/ou uma cobertura florestal de mais de 60% (MAPBIOMAS, 2021).

2.3 DEGRADAÇÃO E QUALIDADE DO HABITAT

Para verificar a perda e o ganho de floresta nos intervalos de 1985 a 2003 e 2003 a 2020, utilizaram-se os mapas de uso da terra, com as quatro categorias definidas para essa pesquisa: floresta, agropecuária, infraestrutura urbana e hidrografia, avaliando-se variações do tempo final (t_2) para o inicial (t_1), (ex.: $LULC_{2020} - LULC_{2003}$) na calculadora *raster*, realizados no *software* QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2022).

Quanto à composição e à configuração do *habitat* florestal na paisagem nos três anos (1985, 2003 e 2020), utilizou-se o formato *raster* da categoria Floresta, para calcular as seguintes métricas: número de fragmentos, área dos fragmentos e a distância média para o vizinho mais próximo, pelo pacote *LSMetrics* no *software* R versão 3.3.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

Em relação à qualidade do *habitat*, foi manipulado o *software* InVEST (2022) (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), com o modelo *Habitat Quality* (hq). Para análise, combinaram-se os dados LULC de cada ano (1985, 2003 e 2020) com dados sobre ameaças (Agropecuária, Infraestrutura urbana e hidrografia) e respostas ao *habitat*. As entradas necessárias para o modelo foram o *raster* LULC e dois arquivos com valores das seguintes informações: 1) o “Impacto relativo de cada ameaça e o impacto correspondente no espaço” (a distância máxima que uma ameaça afeta a qualidade de um *habitat*), e 2) a “Sensibilidade relativa de cada *habitat* a cada ameaça” (TALLIS et al., 2016). Geralmente, o impacto de uma ameaça no *habitat* aumenta conforme a distância da fonte de degradação diminui, então, de modo que a função é definida como uma função de deterioração linear da distância (MOREIRA et al., 2018).

A primeira saída foi um arquivo *raster* com o nível de qualidade do *habitat* (Floresta), variando de baixo a alto (0–1, respectivamente). A pontuação depende da proximidade de um *habitat* Floresta com os demais usos da terra e sua intensidade. O modelo considera que a qualidade do *habitat* é degradada à medida que a intensidade das ameaças por diferentes usos da terra aumenta em suas fronteiras (TALLIS et al., 2016). Caso o *habitat* avaliado não sofra nenhum impacto das ameaças, seu índice de qualidade permanecerá inalterado (TALLIS et al., 2016; MOREIRA et al., 2018). Além disso, o modelo se baseia na hipótese de que áreas com maior qualidade de *habitat* possuem uma maior riqueza de espécies nativas e que uma

diminuição na extensão e na qualidade do *habitat* leva a um declínio na persistência das espécies (TERRADO *et al.*, 2016). Simultaneamente, o modelo assume que, quanto mais sensível for o *habitat* a uma ameaça, mais degradado será. A segunda saída foi o arquivo *raster* do nível relativo de degradação do *habitat*, que considera a sensibilidade relativa da mancha de *habitat* a cada ameaça, ou seja à intensidade das ameaças às quais a Floresta de *habitats* está submetida, demonstrando a vantagem de identificar a localização geográfica exata das manchas de *habitat* mais ameaçadas (TALLIS *et al.*, 2016; MOREIRA *et al.*, 2018).

Nesta pesquisa, em relação aos *raster* de saída, foram avaliadas apenas as manchas de *habitats* com valores não zero para a qualidade do *habitat* (hq). Classificou o *habitat* florestal com os intervalos estabelecidos por Zhao *et al.* (2021): baixa e média qualidade (MH, $0 < hq \leq 0,8$) e alta qualidade (HH, $0,8 < hq \leq 1$).

2.4 MODELAGEM DA CONECTIVIDADE ESPAÇO TEMPORAL

No modelo de conectividade espaço-temporal proposto por Martensen *et al.* (2017), as manchas de *habitat* estão ligadas nas dimensões de espaço e de tempo. São necessários dados de duas paisagens estáticas no tempo t_1 e t_2 ($t_1 < t_2$) para ocorrer uma ligação espaço-temporal de manchas de *habitat*, pois essa é uma combinação de vias de dispersão de espécies dentro da paisagem estática (ou seja, ligações espaciais) e aquelas entre dados de duas paisagens (ligações temporais). A conexão espaço-temporal é uma trajetória realizada em uma ou várias ligações espaço-temporais, representando a possibilidade de um organismo em dispersão se mover de um determinado *habitat* no tempo t_1 (origem) para outro *habitat* no tempo t_2 (destino) ($t_1 < t_2$). A ligação temporal representa a interação temporal de duas manchas de *habitat* coexistindo durante um certo intervalo de tempo de t_x a t_y ($t_1 < t_x < t_y < t_2$). A coexistência de manchas pode servir como trampolins temporários para as espécies que se deslocam de uma determinada mancha de *habitat* no tempo t_1 para outra mancha em t_2 (MARTENSEN *et al.*, 2017).

Para persistir de t_1 a t_2 na paisagem dinâmica, as espécies podem permanecer em uma mancha estável ou dispersar de uma mancha com *habitat* em t_1 (Perda ou Estável), para outra mancha com *habitat* em t_2 (Ganho ou Estável). Assim, para análise espaço-temporais baseadas em tempos diferentes (t_1 e t_2), todos os remanescentes florestais devem ser classificados em três tipos de *habitat*: Estável (quando o *habitat* está em ambos os tempos); Perda (existe o *habitat* em t_1 , mas não em t_2); e Ganho (não é *habitat* em t_1 , mas é em t_2).

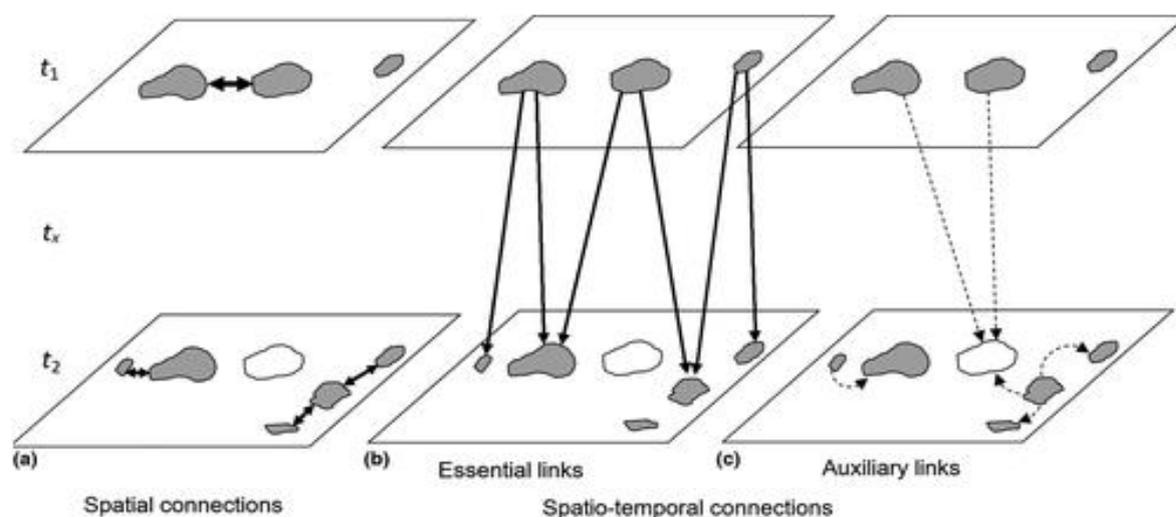


Figura 2. Ligações espaciais e espaço-temporais. (a) conexões estritamente espaciais, (b) ligações essenciais no espaço-temporal, (c) Ligações auxiliares, representando seu papel nos caminhos de trampolins espaço-temporais. Fonte: Martensen et al. (2017).

As ligações na rede espaço-temporal também podem ser classificadas em dois tipos: o *link* essencial, que transporta um indivíduo de uma mancha com *habitat* em t_1 para outra mancha com *habitat* em t_2 ; e o elo auxiliar, que por si só não é capaz de transportar com sucesso um indivíduo como o *link* essencial; no entanto, são complementares aos *links* essenciais. Isto é, dois nós na rede podem ser conectados diretamente usando um único *link* essencial ou indiretamente conectados por meio de um trajeto composto por vários *links* essenciais e auxiliares, desde que haja pelo menos um *link* essencial. Assim, o efeito trampolim é considerado, ajudando as espécies a alcançar mais *habitat* do que usando apenas *links* essenciais e não realizar conexões. Por exemplo, o trajeto em um determinado período de tempo: Estável \rightarrow Perda \rightarrow Estável não é possível se estiver usando apenas *links* essenciais, visto que nenhum *habitat* estará instantaneamente disponível quando a espécie chega à Perda. Entretanto, esse movimento faz-se realizável depois de contabilizar o elo auxiliar, ou seja, a espécie pode primeiramente mover-se para Perda que ainda possui *habitat* em um ponto de tempo intermediário, através de um elo auxiliar, então precisará se dispersar outra vez de Perda para Estável usando um elo essencial.

2.5 MÉTRICAS DE CONECTIVIDADE

Para as métricas de conectividade (Tabela 1), a Probabilidade de Conectividade (PC) é a probabilidade de que dois indivíduos inseridos aleatoriamente dentro de uma paisagem caiam

em manchas de *habitat* que são alcançáveis um pelo outro por meio da rede espaço-temporal (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Para definir a quantidade de *habitat* alcançável de um único fragmento estável que forneceria a mesma PC espaço-temporal(*st*), foi utilizada a Conectividade Equivalente (ECA) (SAURA; RUBIO, 2010), que é calculada como a raiz quadrada do numerador de PC. Além disso, para compreender a configuração de área e *habitat* das métricas de conectividade, foi analisada a PC_{intra} , PC_{direct} e PC_{step} (SAURA; BODIN; FORTIN, 2014). Todas as métricas, exceto PC_{intra} , são funções de probabilidades de dispersão.

Diante disso, foram utilizadas distâncias euclidianas e tratou-se a “Área Antropizada” como homogênea e os cálculos foram realizados combinando um *script* R com uma versão de linha de comando do pacote de *software* *Conefor* (www.conefor.org) adaptado para redes espaço-temporais (MARTENSEN *et al.*, 2017).

Tabela 2. Descrição e equações de métricas de conectividade utilizadas neste estudo.

Métricas	Descrição	Equação
PC_s PC_{st}	Probabilidade de Conectividade (PC) é a probabilidade de que esses dois locais caíam em áreas de habitat que estão conectadas, de modo que seja possível que um indivíduo se mova da origem para o destino. O PC pode ser particionado em três frações: ($PC = PC_{intra} + PC_{direct} + PC_{step}$)	$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j P_{ij}^*}{A_L^2}$
ECA_s ECA_{st}	Área Conectada Equivalente (ECA) é o tamanho de uma única mancha que fornece o mesmo valor da PC que o padrão de habitat observado na paisagem	$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j P_{ij}^*}$
PC_{intra} $PC_{intra_{st}}$	A fração de PC que corresponde à conectividade <i>intrapatch</i> – ou seja, a quantidade de habitat alcançável dentro de manchas estáveis (espaço-temporal) ou dentro de todas as manchas (puramente espacial).	$PC_{intra} = \frac{\sum_{i=1}^n a_i^2}{A_L^2}$
PC_{direct} $PC_{direct_{st}}$	A fração de PC que corresponde à conectividade <i>interpatch</i> fornecida por movimentos diretos entre manchas (sem usar trampolins intermediários)	$PC_{direct} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j P_{ij}}{A_L^2}$
PC_{step} $PC_{step_{st}}$	A fração de PC que corresponde à conectividade <i>interpatch</i> fornecida por conexões indiretas possibilitadas por manchas intermediárias entre as manchas de origem e destino	$PC_{step} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j (P_{ij}^* - P_{ij})}{A_L^2}$

Todas as métricas podem ser calculadas para um modelo apenas espacial (sufixo *s*) ou para o modelo espaço-temporal proposto (sufixo *st*). *n* é o número de manchas de habitat, *a_i* e *a_j* são os atributos das manchas (aqui área de habitat), *P_{ij}* é a probabilidade máxima do produto dos movimentos entre as manchas *i* e *j* (considerando os movimentos diretos e indiretos de trampolim), *P_{ij}* é a probabilidade de dispersão direta entre as manchas *i* e *j*, e *A_L* é o atributo máximo da paisagem (aqui área total da paisagem) (SAURA e RUBIO, 2010; SAURA *et al.*, 2014; MARTENSEN *et al.*, 2017).

2.6 SELEÇÃO DO PARÂMETRO CHAVE DE ESPÉCIES-ALVO E SEUS HABITATS

A modelagem da conectividade do *habitat* deve agregar diferentes características das espécies, buscando melhoria conservação da biodiversidade (MEURANT *et al.*, 2018). Diante disso, foram selecionados dados de espécies de aves classificadas como “dependentes de floresta” (PEREIRA *et al.*, 2019) (Anexo 1), que são espécies associadas com o interior da floresta, mas eventualmente encontrada nas bordas, acessados de Pereira et al. (2019), classificadas por *habitat* seguindo Stotz et al. (1996) e Roda et al. (2011).

Esse grupo biológico foi escolhido, pois as aves alvo estão distribuídas na paisagem de estudo como indicadores de biodiversidade e das 220 espécies de aves registradas, 40% são dependentes de floresta (PEREIRA *et al.*, 2019). São espécies de maior preocupação de conservação e que deve ser mais fortemente afetada pela perda e pela fragmentação florestal (PARDINI *et al.*, 2010; BETTS *et al.*, 2014). Neste estudo, foram selecionadas três distâncias, levando em consideração a dispersão das espécies alvo: 50, 100 e 200m (MARINI, 2010; VOLPATO *et al.*, 2010). Os estudos sugerem que maior parte das espécies tem capacidade de dispersão abaixo de 200m (AWADE; METZGER, 2008; MARTENSEN *et al.*, 2008; CROUZEILLES *et al.*, 2010).

3 RESULTADOS

3.1 MUDANÇAS NA DEGRADAÇÃO E QUALIDADE DO HABITAT FLORESTA

As manchas de *habitats* florestais ocuparam a maior parte da paisagem nos três anos observados. Em 1985 e 2003, as manchas preencheram aproximadamente 55% da área total, aumentando em 2020 para 60%. Simultaneamente, ocorreu uma diminuição gradativa da quantidade de fragmentos, de 427 (1985) para 198 (2020), demonstrando aumento na área desses remanescentes e uma distância média (três momentos temporais) entre eles de 100 metros.

Os três anos analisados apresentaram uma crescente degradação do *habitat*, devido às ameaças da agropecuária e à infraestrutura urbana. Os percentuais de degradação avançaram de 10,2% ($\bar{X}= 0,0476 \pm 0,0176$) em 1985 para 14,7% ($\bar{X}= 0,0622 \pm 0,0228$) em 2003, e atingiram 24,08% ($\bar{X}= 0,0830 \pm 0,0441$) em 2020 (Figura 3), com acréscimo principalmente na classe Muito alta. Consequentemente, a qualidade do *habitat* reduziu, revelando que as áreas com alta

qualidade ($hq > 0,80$) diminuíram de tamanho e de proporção na paisagem, ao longo do tempo (Figura 4).

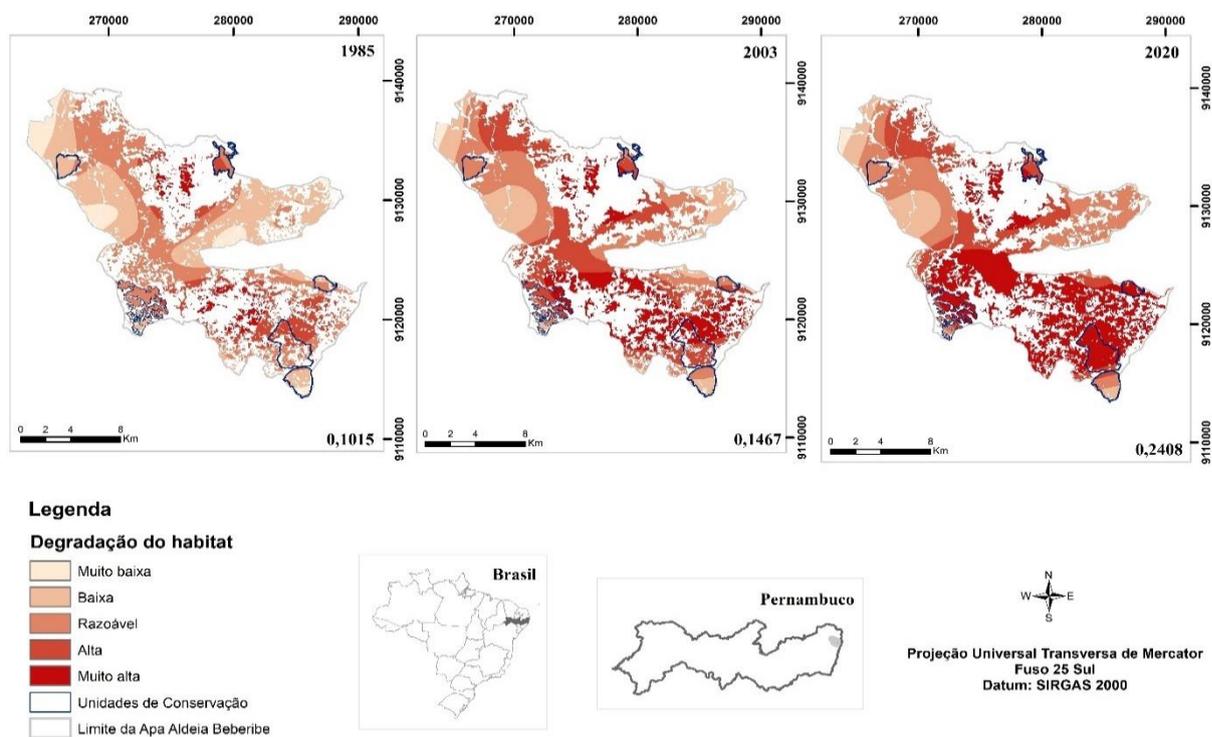


Figura 3. Avanço na degradação do habitat na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil, em três anos analisados (1985, 2003 e 2020).

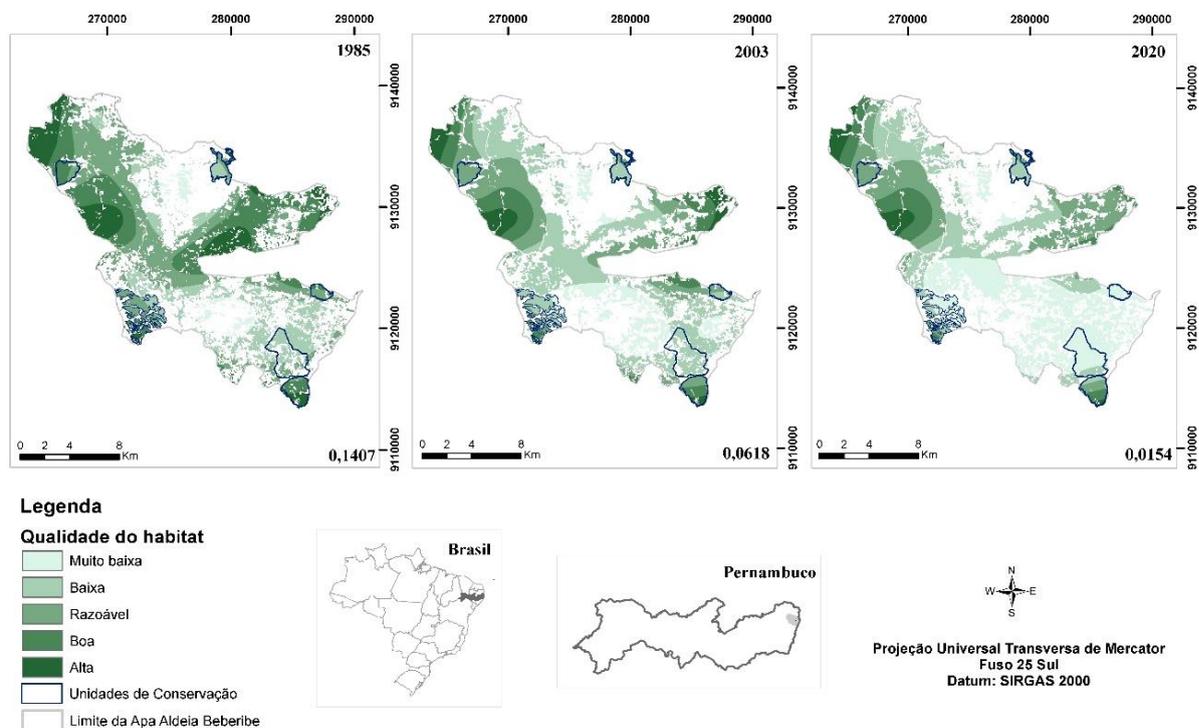


Figura 4. Qualidade do habitat na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil em três anos analisados (1985, 2003 e 2020).

Mesmo com o aumento da cobertura florestal ao longo dos anos, o ano de 2020 é o que apresenta piores resultados com relação à qualidade do *habitat*, com o nível mais baixo de qualidade na paisagem (1,5%), contrariamente a 1985, quando a qualidade mais baixa apresentada é de 14,08%. Esses baixos valores estão relacionados com o uso do solo do local: em 1985, com predominância da agropecuária e, em 2020, de áreas com infraestrutura urbana. Já os níveis mais altos de qualidade de *habitat* encontram-se em áreas protegidas e/ou inseridas em fragmentos maiores e estáveis nesses 35 anos.

3.2 CONTRIBUIÇÃO DE LIGAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS EM ESCALA DE PAISAGEM

Nos três anos avaliados, observou uma relação positiva entre a capacidade de dispersão das espécies (50 a 1000m) e a Probabilidade da Conectividade (PC), bem como com a Conectividade Equivalente (ECA), sejam elas puramente espacial (t_1 e/ou t_2) e/ou espaço-temporal($_{st}$) (Figura 5). Ressalta-se que a PC está particionada em três frações ($PC_{intra} + PC_{direct} + PC_{step}$). Diante disso, verificou-se a progressão da PC, ao passo que aumenta a distância de dispersão, à custa do incremento das conexões indiretas na paisagem (PC_{step}). Constatou-se, ainda, que a área de um único fragmento de *habitat* que forneceria a mesma probabilidade de conectividade cresce conforme aumenta a distância de dispersão. Isso também ocorre por efeito das conexões indiretas que se ligam a fragmentos maiores e revelam a área efetiva de *habitat* que os indivíduos são capazes de alcançar na paisagem.

A contribuição das frações da Probabilidade de Conectividade espaço-temporal (PC_{st}) variou em função dos dois intervalos, principalmente as contribuições da $PC_{intra\ st}$ e $PC_{step\ st}$. Ao avaliar as capacidades de dispersão das espécies (50 a 1000m), houve uma correlação negativa entre a $PC_{step\ st}$ e a $PC_{intra\ st}$ para os dois intervalos. Já para a $PC_{direct\ st}$, os dois intervalos não exibiram alterações relevantes, variando de 23 a 28% da PC_{st} .

A PC_{st} do primeiro intervalo (1985 a 2003) demonstrou que a proporção de $PC_{intra\ st}$ caiu 36,50% à medida que a distância de dispersão aumentou. Enquanto isso, as proporções de $PC_{step\ st}$ foram superiores a 40% até 100 metros de dispersão, aumentando para mais de 50% a partir de 200 metros (Figura 6A). O mesmo cenário aconteceu para o segundo intervalo (2003 a 2020): a fração $PC_{intra\ st}$ diminuiu 33,70% ao passo que aumentou a distância de dispersão, diferentemente da $PC_{step\ st}$, que mostrou um acréscimo de 26%, apresentando desde a distância de 100 metros de dispersão valores acima de 41% (Figura 6B). Essa grande taxa de contribuição de $PC_{step\ st}$ revela que o efeito dos trampolins ou *stepping stones* domina na conectividade

espaço-temporal de manchas de *habitat* nesta paisagem.

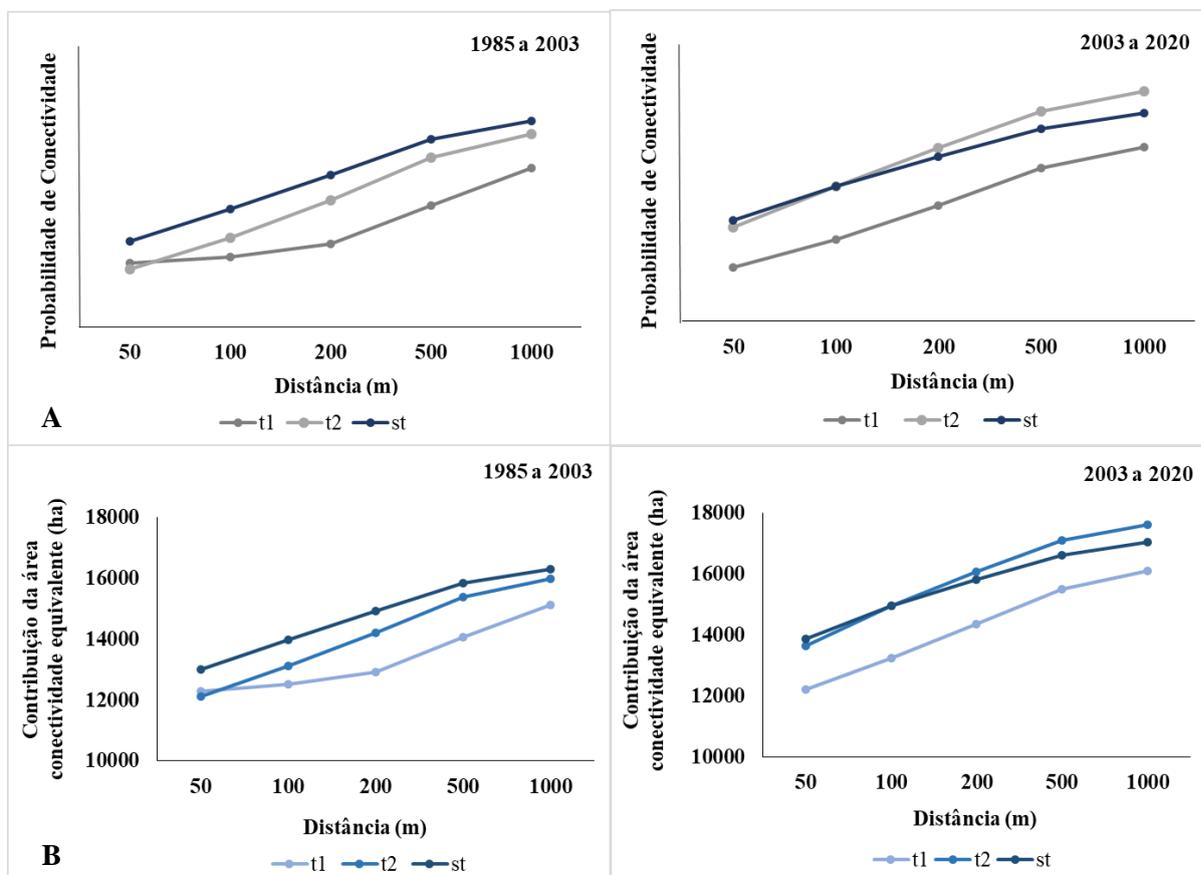


Figura 5. A) Probabilidade de Conectividade (PC) e a B) Área Conectada Equivalente (ECA) para todas as capacidades de dispersão, no espaço-temporal (st) e puramente espacial (t_1 e/ou t_2), nos dois intervalos na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil.

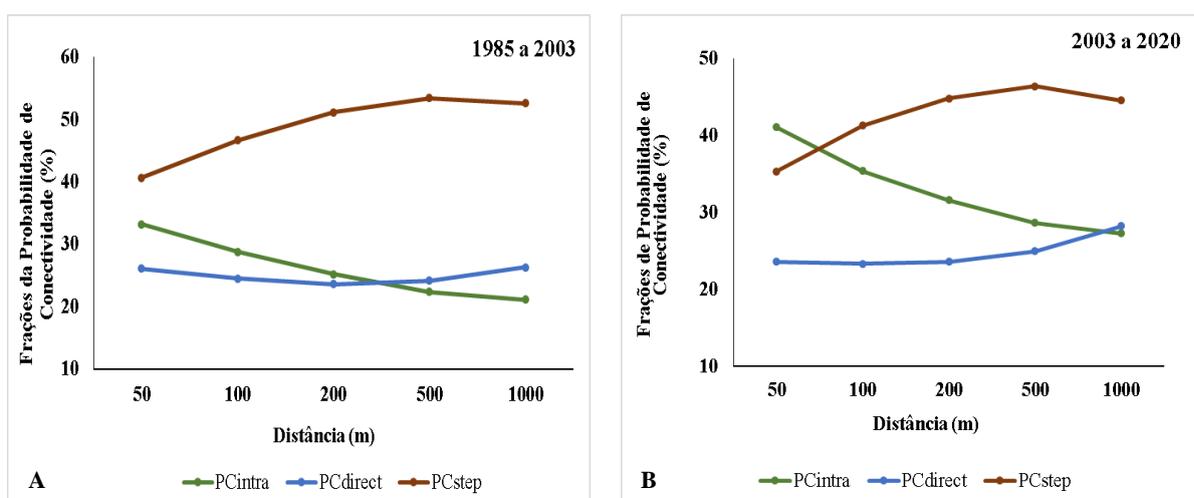


Figura 6. Mudanças das Frações de Probabilidade de Conectividade (PC) na paisagem em diferentes distâncias de dispersão. A) Intervalo de 1985 a 2003 e B) Intervalo de 2003 a 2020 na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil.

As relações entre as frações da probabilidade de conectividade e a permanência das espécies de aves dependentes de floresta apresentaram variação de acordo com as habilidades de dispersão das espécies. No primeiro intervalo (1985-2003), a PC_{intra} foi menor no espaço-tempo (st) nas três distâncias, do que em t_1 e t_2 . A quantidade de *habitat* alcançável dentro de manchas estáveis (espaço-temporal (st)) foi menor do que dentro de todas as manchas em um determinado momento (puramente espacial (t_1 e t_2)). O segundo intervalo apresenta uma situação semelhante, exceto pelo t_2 (2020) que exibe uma PC_{intra} menor que a PC_{st} ; ainda assim, na conectividade espaço-temporal há um decréscimo de mais de 20% da $PC_{intra\ st}$ (Figura 7). Para essas espécies, qualquer alteração na paisagem oferece um problema, e nota-se uma tendência geral de aumento da fração PC_{step} associada ao aumento das distâncias de dispersão em todos os períodos e em todos os momentos (st , t_1 e t_2), com um incremento de mais de 25% na $PC_{step\ st}$, correspondendo a uma conectividade entre fragmentos proporcionada por conexões indiretas.

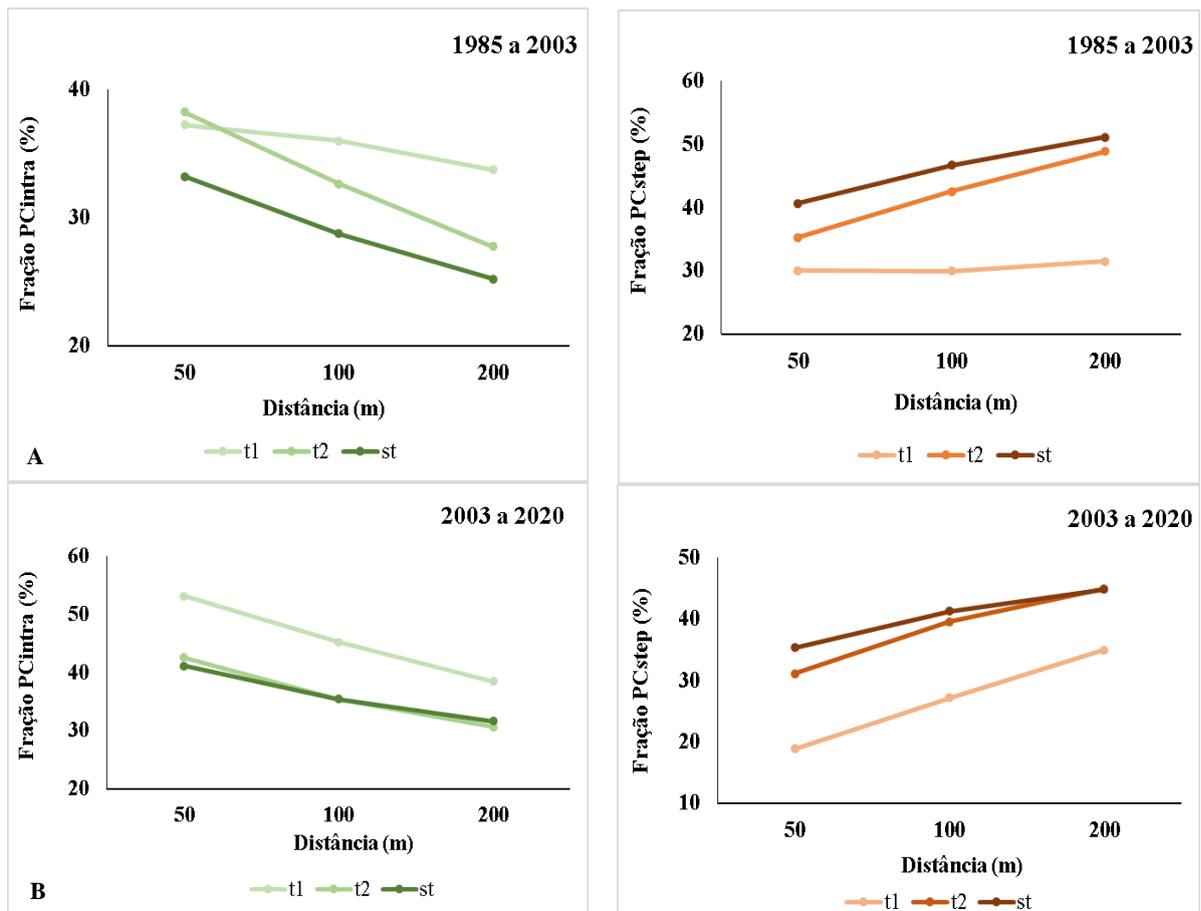


Figura 7. Frações de PC_{intra} e PC_{step} para as capacidades de dispersão das espécies dependentes de floresta (50,100 e 200m), no espaço-temporal (st) e puramente espacial (t_1 e t_2). A) Intervalo de 1985 a 2003 e B) Intervalo de 2003 a 2020 na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil.

Contudo, em relação à conectividade espaço-temporal, quanto maior a distância de dispersão, maior é a necessidade da PC_{step} para que a espécie alvo consigam alcançar mais *habitat* na paisagem. Isso foi constatado em todas as distâncias e nos dois intervalos analisados. Foi exceção o ano de 2020 (puramente espacial) na distância de 50m, que demonstrou que a $PC_{intra\ st}$ (41,10%) estava acima da $PC_{step\ st}$ (35,32%), apontando que espécies mais dependentes de floresta ficariam mais restritas às próprias manchas de origem, devido ao menor efeito trampolim.

4 DISCUSSÃO

Nesta pesquisa, demonstrou-se que integrar a qualidade e a degradação do *habitat* à conectividade espaço-temporal permitiu uma melhor compreensão das implicações do desequilíbrio entre perda e ganho de floresta para a conectividade, em uma das paisagens mais ameaçadas da Floresta Atlântica. Os nossos resultados mostraram o impacto das ameaças antrópicas na qualidade e na conectividade, com efeito direto na quantidade de *habitat* alcançável, sobretudo, pelas espécies dependentes de floresta. Em estudo anterior, a conectividade espaço-temporal foi avaliada em paisagens florestais dinâmicas sem considerar a qualidade do *habitat* (MARTENSEN *et al.*, 2017).

Nos 35 anos avaliados, registrou-se uma drástica transformação da paisagem florestal. A variação espaço-temporal da qualidade do *habitat* florestal foi direcionada por diferentes ameaças, a partir da mudança antropogênica no uso da terra, fator mais relevante na perda de qualidade dos *habitats* (WU *et al.*, 2021). A qualidade do *habitat* é uma métrica com papel fundamental na avaliação da dinâmica espacial de paisagens fragmentadas, pois é um *proxy* da capacidade de um ecossistema de fornecer os recursos e as condições necessárias para a sobrevivência da fauna e da flora (TERRACO *et al.*, 2016). Na paisagem estudada, ainda que tenha ocorrido um aumento da área florestal, o ganho foi de pequenos fragmentos, enquanto os grandes e médios, que são ricos em biodiversidade, foram suprimidos para inserção da agricultura familiar e da expansão da infraestrutura urbana. A intensificação da urbanização e da agricultura em todo o mundo tem provocado um intenso impacto na qualidade dos *habitats* nas últimas décadas (HANSEN *et al.*, 2013; DING *et al.*, 2021; LINS-E-SILVA *et al.*, 2021; ROSA *et al.*, 2021). A destruição e a degradação dos ecossistemas naturais são as causas centrais do declínio da biodiversidade global (PEREIRA *et al.*, 2010; RANDS *et al.*, 2010; HADDAD *et al.*, 2015; WU *et al.*, 2021) e diversas espécies foram extintas à medida que a superfície terrestre foi sendo modificada (JANTZ *et al.*, 2015). Na Floresta Atlântica, o

resultado foi uma situação atual de baixa cobertura florestal com alta degradação (BORGES *et al.*, 2020; LIRA *et al.*, 2021). Neste estudo, as ameaças à cobertura florestal diminuíram amplamente as manchas de *habitat* de alta qualidade e causaram um aumento de 137% na degradação do *habitat* florestal na paisagem ao longo dos anos.

Entender a conectividade espaço-temporal pode auxiliar significativamente a prevenir a extinção de espécies, especialmente em paisagens com altos níveis de mudanças (perda de *habitat* e/ou de regeneração da floresta), a exemplo das regiões tropicais (HANSEN *et al.*, 2013; REZENDE *et al.*, 2015; MARTENSEN *et al.*, 2017). Os resultados aqui reportados reforçam que a conectividade espaço-temporal tem uma influência positiva na quantidade de *habitat* alcançado, considerando as capacidades de dispersão das espécies (MARTENSEN *et al.*, 2017; HUANG *et al.*, 2020; ZHAO *et al.*, 2021). Ressalta-se que aumentos na conectividade ocorreram principalmente por meio de trampolins (manchas estáveis ou recém-criadas), que aparecem ou desaparecem entre os intervalos de tempo (MARTENSEN *et al.*, 2017). Assim, a estimativa de conectividade por trampolins ($PC_{step\ st}$) foi quase três vezes maior do que dentro dos fragmentos estáveis ($PC_{intra\ st}$) no cenário mais severo (1000m - intervalo 1). As espécies mais móveis podem alcançar grande quantidade de manchas devido a esses pequenos fragmentos na paisagem. Como consequência, a dinâmica espaço-temporal pode revelar melhoria na conectividade na Floresta Atlântica (SAURA; RUBIO, 2010; CROUZEILLES *et al.*, 2014; MARTENSEN *et al.*, 2017).

Pesquisas anteriores revelaram que a conectividade puramente espacial pode subestimar a quantidade de *habitat* alcançável e superestimar o isolamento populacional e as probabilidades de extinção em paisagens dinâmicas (MARTENSEN *et al.*, 2017; HUANG *et al.*, 2020; ZHAO *et al.*, 2021). O efeito positivo da conectividade espaço-temporal depende da mudança de *habitat*, quando esta supera 30% de perda de *habitat* e 5% de ganho (MARTENSEN *et al.*, 2017). No presente estudo, mostrou-se que, no primeiro intervalo, o padrão de maior conectividade espaço-temporal foi confirmado. No entanto, no segundo intervalo, as capacidades de dispersão das espécies no último ano (t_2) avaliado (puramente espacial) superaram a conectividade espaço-temporal, devido ao ganho adicional de *habitat* nesse ano, mesmo que de pequenos fragmentos (<30 ha). Os aspectos temporais acabaram não demonstrando interferência relevante nessa paisagem devido ao aumento de cobertura florestal. Desta forma, foi comprovado que a contribuição da conectividade espaço-temporal para a acessibilidade do *habitat* aumenta com maiores taxas de perda de *habitat* (ou seja, quando a mancha existe em t_1 e não existe em t_2) (MARTENSEN *et al.*, 2017). A conectividade puramente espacial na distância de 1000 m de dispersão foi semelhante à conectividade espaço-

temporal em relação aos efeitos dos trampolins. A conectividade por trampolins (PC_{step}) foi superior à conectividade dentro dos fragmentos (PC_{intra}), chegando a PC_{step} a ser 2,5 vezes maior que a PC_{intra} nos anos analisados. Além disso, registrou-se que, no segundo intervalo, espécies com distâncias de dispersão <50 m (ou dependentes de floresta) se movimentaram apenas dentro dos fragmentos, não se beneficiando do efeito espaço-temporal dos trampolins. Essa situação é vista em ambientes complexos e resistentes à movimentação das espécies de baixa dispersão e limita a distribuição de fenótipos e diversidade genética, reduzindo o tamanho efetivo das populações e sua adaptação ao ambiente (PALSTRA; RUZZANTE, 2008; ZHAO *et al.*, 2021). As evidências deste estudo reforçam que a perda de *habitat* tem impacto negativo sobre a riqueza de espécies dependentes da floresta (FAHRIG, 2013; PÜTTKER *et al.*, 2020). Além disso, o alto grau de isolamento torna as espécies mais dependentes dos fragmentos florestais que já ocupam (UEZU; METZGER, 2016), pois a quantidade de *habitat* em uma paisagem, independentemente da configuração ou fragmentação do *habitat*, é o fator determinante da riqueza de espécies (PÜTTKER *et al.*, 2020).

Os nossos resultados apontaram que, na conectividade espaço-temporal ou na puramente espacial, os pequenos fragmentos, uma característica comum na Floresta Atlântica, são essenciais à conectividade de paisagens dinâmicas, especialmente para as espécies dependentes de florestas. Paisagens com alta cobertura florestal ($>50\%$), como a analisada, possuem manchas geralmente grandes e próximas umas das outras, permitindo que grande parte da paisagem permaneça funcionalmente conectada (CROUZEILLES *et al.*, 2014) e as espécies percorram pequenas distâncias na matriz. Contudo, algumas espécies dependentes de floresta são tão susceptíveis que não há evidências de movimento entre as manchas (MARINI, 2010). Neste cenário, mesmo as maiores áreas protegidas perdem essas espécies a longo prazo se permanecerem inseridas em paisagens com baixa conectividade (METZGER *et al.*, 2009; HALLEY *et al.*, 2016). Assim, esses pequenos elementos inseridos na paisagem são indispensáveis para o êxito da conexão e devem tornar-se parte integrante da conservação, caso se pretenda preservar a biodiversidade nas paisagens (TULLOCH *et al.*, 2016; SIQUEIRA *et al.*, 2021). Caso haja *déficit* na conexão, esses elementos podem ser inseridos em terrenos íngremes, vegetação tampão ao longo dos limites da propriedade ou rios e árvores isoladas (HASS *et al.*, 2018; KORMANN *et al.*, 2016; MENDENHALL *et al.*, 2016).

Diante da análise conjunta da qualidade e da conectividade do *habitat*, verificaram-se, na paisagem, áreas com distintos níveis de qualidade, merecendo mais investigação, especialmente diante da demanda por restauração florestal. Ainda são necessários esforços na restauração para aumentar a quantidade e a qualidade do *habitat* e adequá-lo às espécies com

diferentes capacidades de dispersão (HUANG *et al.*, 2020). Assim, junto à priorização da manutenção de manchas de *habitat*, é necessária a análise das possíveis estratégias para proporcionar aumento da conectividade no espaço e no tempo, com foco nos distintos cenários de restauração (restauração ativa, regeneração natural, regeneração assistida e espaços verdes).

5 CONCLUSÃO

Esta pesquisa revelou que, devido à dinâmica na cobertura do solo, grande parte da conectividade espaço-temporal e da quantidade de *habitat* alcançável por espécies na paisagem ocorreu devido a ganhos e a perdas de *habitats*. Usados como trampolins (PCstep st), tais ganhos permitem que as espécies se movam entre os fragmentos estáveis através das etapas de tempo. Porém, em consequência da aceleração das mudanças antrópicas, as espécies dependentes de florestas vão ficando restritas ao fragmento de origem.

A pesquisa validou a contribuição da conectividade espaço-temporal em relação à conectividade puramente espacial, em paisagem com perda de floresta. Diferentemente, também mostramos que a paisagem com ganho não apontou intervenções temporais importantes.

A partir da análise realizada, fica evidente que o estudo dos diferentes níveis de qualidade de manchas de *habitat* deve guiar ações de conservação das espécies nos remanescente e na restauração florestais. De forma inequívoca, os esforços de conservação devem ser direcionados para a manutenção do que resta de *habitats* florestais, aliada à criação de conexões entre grandes áreas. Na paisagem estudada, onde 40% das 220 espécies de aves registradas são dependentes de floresta (PEREIRA *et al.*, 2019), qualquer interferência resistente (expansão urbana) na paisagem leva à perda de *habitat* acessível e compromete a própria persistência a longo prazo. É necessário reter na paisagem o máximo possível de vegetação nativa para garantir uma quantidade suficiente de *habitat* disponível para as espécies, em especial aquelas dependentes de floresta.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, por meio do Programa de Doutorado em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE. Agradecemos ao Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE), por toda a assistência.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALAGADOR, D. et al. Shifting protected areas: Scheduling spatial priorities under climate change. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 3, p. 703–713, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12230>
- ÅREVALL, J. et al. Conditions for successful range shifts under climate change: The role of species dispersal and landscape configuration. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 11, p. 1598–1611, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.12793>
- AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, v. 33, n. 7, p. 863–871, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x>
- BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- BETTS, M. G. et al. A species-centered approach for uncovering generalities in organism responses to habitat loss and fragmentation. **Ecography**, v. 37, n. 6, p. 517–527, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.00740>
- BETTS, M. G. et al. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441–444, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature23285>
- BLONDER, B. et al. Temporal dynamics and network analysis. **Methods in Ecology and Evolution**, v.3, n. 6, p. 958–972, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00236.x>
- BORGES, E. R. et al. The evolutionary diversity of urban forests depends on their land-use history. **Urban Ecosystems**, v. 23, p. 631–643, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00938-y>
- BUTLER, S. J. et al. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. **Science**, v. 315, n. 5810, p. 381–384, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1136607>
- CROUZEILLES, R. et al. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 875–903, 2010. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1404.06>
- CROUZEILLES, R. et al. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 479–489, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9978-6>
- DING, T. et al. Assessment of coordinative relationship between comprehensive ecosystem

service and urbanization: A case study of Yangtze River Delta urban Agglomerations, China. *Ecological Indicators*, v. 133, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108454>

ESSL, F. et al. Delayed biodiversity change: No time to waste. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 7, p. 375-378, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.05.002>

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Global Forest Resources Assessment 2020: key findings**. p. 16, 2020.

GANEM, K. A. et al. Comparação entre dados com e sem correção atmosférica na classificação da cobertura da terra de uma área da Caatinga utilizando o Google Earth Engine. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 6, 2017. DOI: <https://doi.org/10.14393/rbcv69n6-44310>

GARCIA, R. A. et al. Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. **Science**, v. 344, n. 6183, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1247579>

GIUBBINA, M. F. et al. Sugarcane and *Eucalyptus* plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. **Austral Ecology**, v. 43, n. 5, p. 527–533, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.12589>

GRANTHAM, H. S. et al. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 5978, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

HALLEY, J. M. Dynamics of extinction debt across five taxonomic groups. **Nature Communications**, v. 7, n. 12283, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms12283>

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1244693>

HASS, A. L. et al. Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. **Proceedings of the Royal Society B**. v. 285, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242>

HILTY, J. et al. **Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors**. [s.l.] IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020. DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en>

HUANG, J. L. et al. Importance of spatio-temporal connectivity to maintain species experiencing range shifts. **Ecography**, v. 43, n. 4, p. 591–603, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.04716>

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação**

Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro. 2012.

JANTZ, S.M. et al. Future habitat loss and extinctions driven by land-use change in biodiversity hotspots under four scenarios of climate-change mitigation. **Conservation Biology**, v.29, p.1122–1131, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.12549>

JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.12989>

KELLER, D. et al. Is functional connectivity in common grasshopper species affected by fragmentation in an agricultural landscape? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 175, p. 39–46, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.006>

KOOL, J. T. et al. Population connectivity: Recent advances and new perspectives. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 2, p. 165–185, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9819-z>

KORMANN, U et al. Corridors restore animal-mediated pollination in fragmented tropical forest landscapes. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 283, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2347>

LEWIS, C. L et al. Assessing local attitudes and perceptions of non-native species to inform management of novel ecosystems. **Biological Invasions**, v. 21, n. 3, p. 961–982, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1875-0>

LINS-E-SILVA A.C.B. **The North-Eastern Atlantic Forest: Biogeographical, Historical, and Current Aspects in the Sugarcane Zone**. In: Marques, M.C.M., Grelle, C.E.V. (eds) The Atlantic Forest. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_3

LIRA, P. K. et al. **Land-Cover Changes and an Uncertain Future: Will the Brazilian Atlantic Forest Lose the Chance to Become a Hopespot?**. In: Marques, M.C.M., Grelle, C.E.V. (eds) The Atlantic Forest. Springer, Cham, p.233-251, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_11

LIRA, P. K. et al. Temporal Lag in Ecological Responses to Landscape Change: Where Are We Now? **Current Landscape Ecology Reports**, v. 4, n. 3, p. 70–82, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40823-019-00040-w>

LITTLEFIELD, C. E. et al. Connectivity for species on the move: supporting climate-driven range shifts. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 5, p. 270-278, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.2043>

LIU, S. et al. Spatio-temporal variations of conservation hotspots based on ecosystem services in Xishuangbanna, Southwest China. **PLoS ONE**, v. 12, n. 12, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189368>

LOARIE, S. R. et al. Elephant seasonal vegetation preferences across dry and wet savannas. **Biological Conservation**, v. 142, n. 12, p. 3099–3107, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.021>

- MAO, D. et al. Diverse policies leading to contrasting impacts on land cover and ecosystem services in Northeast China. **Journal of Cleaner Production**, v. 240, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117961>
- MARINI, M. Â. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 45, n. 1, p. 1–10, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1080/01650521003656606>
- MARTENSEN, A. C. et al. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>
- MARTENSEN, A. C. et al. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1253–1264, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12799>
- MENDENHALL, C. D. et al. Quantifying and sustaining biodiversity in tropical agricultural landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 51, p. 14544–14551, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1604981113>
- METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>
- MEURANT, M. et al. Selecting surrogate species for connectivity conservation. **Biological Conservation**, v. 227, p. 326–334, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.028>
- MOREIRA, M. et al. Spatial assessment of habitat conservation status in a Macaronesian island based on the InVEST model: a case study of Pico Island (Azores, Portugal). **Land Use Policy**, v. 78, p. 637–649, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.015>
- NACKONEY, J.; WILLIAMS, D. G. Conservation prioritization and planning with limited wildlife data in a Congo Basin forest landscape: assessing human threats and vulnerability to land use change. **Journal of Conservation Planning**, v. 8, p. 25–44, 2012.
- OPDAM, P.; WASCHER, D. Climate change meets habitat fragmentation: Linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. **Biological Conservation**, v. 117, n. 3, p. 285–297, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.008>
- PALSTRA, R. J. et al. Chapter 4 β -Globin Regulation and Long-Range Interactions. **Advances in Genetics**, v. 61, p. 107–142, 2008. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2660\(07\)00004-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2660(07)00004-1)
- PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos one**, v. 5, n. 10, p. 1–10, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, v. 421, p. 37–42, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature01286>

PEREIRA, G. A. et al. Threats to, and conservation of, birds in Mata de Aldeia, north-east Atlantic Forest, Brazil. **Cotinga**, v. 41, p. 12–21, 2019.

PONTIUS, R. G.; MILLONES, M. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407–4429, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.552923>

PROJETO MAPBIOMAS – **Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**, acessado em 01 fev 2020 < . <https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1>>

PÜTTKER, T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368>

QGIS Development Team, 2020. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2013.

RANDS, M. R. W. et al. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. **Science**, v. 329, n. 5997, p. 1298-1303, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1189138>

RAYFIELD, B. et al. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. **Ecology**, v. 92, n. 4, p. 847-858, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/09-2190.1>.

REIGADA, C. et al. Metapopulation dynamics on ephemeral patches. **American Naturalist**, v. 185, n. 2, p. 183–195, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1086/679502>

REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0980-y>

ROSA, M. R. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, p. 1-8, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>

SAURA, S. et al. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171–182, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>

SAURA, S. et al. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? **Ecological Indicators**, v. 76, p. 144–158, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.047>

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>

SCHLOSS, C. A. et al. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 22, p. 8606–8611, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1116791109>

SEMPER-PASCUAL, A. et al. Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1218–1229, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13074>

SIQUEIRA, F. F. et al. Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.614362>

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

STOTZ, D. F. et al. **Neotropical birds: ecology and conservation**. University of Chicago Press, 1996.

TALLIS, H. T. et al. **InVEST Habitat Quality 3.3. 3 User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford, 2016. http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-usersguide/html/habitat_quality.html.

TERRADO, M. et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. **Science of The Total Environment**, v. 540, p. 63–70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.064>.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>

TRACEWSKI, Ł. et al. Patterns of twenty-first century forest loss across a global network of important sites for biodiversity. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 2, n. 1, p. 37–44, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.13>

TRAVIS, J. M. J. et al. Dispersal and species' responses to climate change. **Oikos**, v. 122, n. 11, p. 1532–1540, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00399.x>

TULLOCH, A. I. T. et al. Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. **Biological Conservation**, v. 199, p. 157–171, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.023>

UEZU, A.; METZGER, J. P. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency. **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147909>

VOLPATO, G. H. et al. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 7, p. 1156–1163, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.006>

WASSERMAN, T. N. et al. Simulating the effects of climate change on population connectivity of American marten (*Martes americana*) in the northern Rocky Mountains, USA. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 2, p. 211–225, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9653-8>

WU, J. et al. Spatial-temporal change of ecosystem health across China: Urbanization impact perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 326, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129393>

ZEIGLER, S. L.; FAGAN, W. F. Transient windows for connectivity in a changing world. **Movement Ecology**, v. 2, n. 1, p. 1, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1186/2051-3933-2-1>

ZHAO, H. et al. Incorporating spatio-temporal connectivity for prioritized conservation of individual habitat patches in a dynamic landscape. **Ecological Indicators**, v. 124, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107414>

CAPÍTULO III

**PEQUENA PERDA OU ENORME AMEAÇA? A AVALIAÇÃO DE POTENCIAIS
PROJETOS DE INFRAESTRUTURA REVELA UMA DEGRADAÇÃO DRÁSTICA DA
PAISAGEM NA FLORESTA ATLÂNTICA**

**MINOR LOSS OR HUGE THREAT? ASSESSMENT OF POTENTIAL
INFRASTRUCTURE PROJECTS REVEALS DRASTIC LANDSCAPE DEGRADATION
IN THE ATLANTIC FOREST**

“Submitted a Short communication for the Journal for Nature Conservation”

RESUMO: A Floresta Atlântica, mesmo reduzida a menos de 28% e protegida por lei, vem sofrendo com o avanço do desmatamento. Identificamos avisos de licitação para a introdução de construções planejadas nestas áreas. Os projetos (Rodovia Arco Metropolitano - 144 hectares de área construída e Escola de Treinamento para Sargentos de Carreira - 149 hectares de área construída), juntos preveem o desmatamento de aproximadamente 190 hectares, removendo 336.000 árvores, 45.000 Mg de carbono armazenado, e emitindo 164.000 de CO₂ equivalente, contribuindo diretamente para a mudança climática. A qualidade do *habitat* será drasticamente afetada, assim como a capacidade de dispersão das espécies de aves dependentes da floresta, restringindo sua mobilidade e a quantidade de *habitat* que essas espécies podem alcançar na paisagem. Além de afetar as áreas de proteção das bacias hidrográficas em 113 hectares. Isto sugere uma clara ausência de uma estratégia para o desenvolvimento sustentável e a conservação do que resta deste *hotspot*. Por conseguinte, não há avaliações meticulosas dos impactos na implementação destas construções planejadas inseridas em uma área protegida, considerando os efeitos na mudança climática e no intercâmbio de genes. Assim, para qualquer nova proposta de ação e de desenvolvimento dentro do bioma, todas as alternativas para proteger a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano devem ser cuidadosamente analisadas.

Palavras-chave: Floresta tropical, estimativas de carbono, espécies dependentes, desmatamento, mudanças climáticas.

ABSTRACT: The Atlantic Forest, even reduced to less than 28% and protected by law, has been suffering from the advance of deforestation. We identified notices of bids for the introduction of planned constructions in these areas. The projects (Metropolitan Arc Highway - 144 hectares of built area and the Training School for Career Sergeants - 149 hectares of built area), together, predict the deforestation of approximately 190 hectares, removing 336,000 trees, 45,000 Mg of stored carbon, and emitting 164,000 of CO₂ equivalent, contributing directly to climate change. Habitat quality will be drastically affected and so will the dispersal ability of forest-dependent bird species, restricting their mobility and the amount of habitat these species can reach on the landscape. In addition to impacting the watershed protection areas by 113 hectares. This suggests a clear absence of a strategy for sustainable development and conservation of what remains of this hotspot. For, there are no meticulous evaluations of the impacts on the implementation of these of planned constructions inserted in a protected area, considering the effects on climate change and gene exchange. Thus, for any new proposed action and development within the biome, all alternatives to protect biodiversity, ecosystem services, and human well-being must be carefully analyzed.

Keywords: Tropical forest, carbon estimates, forest-dependent species, deforestation, climate change.

1 INTRODUÇÃO

O mundo perdeu cerca de 8% (420 Mha) das florestas por desmatamento nas últimas três décadas, das quais metade ocorreu nos trópicos, sendo a maior parte delas no Brasil (FAO, 2020). A Floresta Atlântica brasileira foi reduzida a menos de 28% de sua cobertura original, restando apenas 12,4% da vegetação nativa em manchas >3 ha (REZENDE *et al.*, 2018; SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2022). Em sua porção mais ao norte do Rio São Francisco, o Centro Pernambucano de Endemismo (PEC sensu SILVA; CASTELETI, 2003) permanece um baixo percentual de cobertura florestal, entre 12 e 16%. Apenas 21 fragmentos são maiores que 1.000 hectares, e quase 70% são menores que 5 hectares (MENDES-PONTES *et al.*, 2016). Apesar de sua exposição a todo tipo de ameaça, os remanescentes florestais no PEC ainda mantêm uma biodiversidade expressiva e desempenham um papel crucial na manutenção dos serviços dos ecossistemas e do bem-estar humano (LINS-E-SILVA *et al.*, 2021).

A redução alarmante da cobertura florestal tornou a conservação das florestas uma prioridade global e motivou compromissos globais para deter e reverter a perda e a degradação das florestas, como a recentemente Declaração de Glasgow sobre Florestas que foi assinada (GASSER *et al.*, 2022). As metas e prioridades globais de conservação devem operar nacionalmente e localmente, uma vez que as ameaças não estão distribuídas uniformemente (BROOKS *et al.*, 2006). A Floresta Atlântica brasileira é um dos *hotspots* de biodiversidade mais "quentes" (LAURANCE, 2009) e é protegida por regulamentações nacionais e subnacionais. A Lei Federal da Mata Atlântica brasileira (No. 11428/2006) impõe severas restrições e limita as possibilidades de corte de florestas em situações específicas. Estão inseridos ao PEC, 198 fragmentos florestais (>0,5 hectares) e o maior fragmento florestal contíguo do Centro (>10.000 ha) estão concentrados em uma paisagem de cerca de 300 km². Uma intensa mobilização social para conservar esta paisagem única de Floresta Atlântica levou à criação da Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe (APA-AB, Categoria V de Área Protegida da IUCN) em 2010. A APA-AB abrange 31.634 hectares em oito municípios de Pernambuco, Brasil (Decreto No. 34692/2010). Ao todo, 18.934 hectares (60% do território) são cobertos por florestas, oferecendo um refúgio seguro para dezenas de espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção. Uma parte substancial do território da APA-AB foi assegurada antes da criação da área protegida pela Lei de Proteção das Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco (No. 9860/1986). A lei visa restringir o uso e a ocupação do solo de áreas onde o relevo e a vegetação garantem que a quantidade e a qualidade da retenção de água atendam às demandas atuais e futuras de água da Região Metropolitana do Recife. Portanto, a

APA-AB oferece contribuições insubstituíveis da natureza através do fornecimento de água às pessoas que habitam uma região muito maior do que a área protegida. Mais recentemente, para melhorar a conectividade dentro da APA-AB e incentivar o poder público e os proprietários de terras a impulsionar a regeneração florestal entre fragmentos, uma Zona de Corredor Ecológico foi oficialmente delineada pelo Decreto Estadual No. 47556/ 2019.

Os direcionadores globais da perda de cobertura florestal são o desmatamento, a silvicultura, os desmatamentos, os incêndios florestais, as mudanças na agricultura e a urbanização, com contribuições distintas dependendo da região (GLOBAL FOREST REVIEW, 2022). Na APA-AB, as florestas estão sob pressão para expandir a infraestrutura urbana e as redes viárias, apesar da suposta proteção. Projetos que exigem mudanças na cobertura terrestre através do desmatamento entram em conflito com os principais objetivos da área protegida, como declarado em seu Plano de Manejo (CPRH, 2012). Além disso, é obrigatório no Brasil e na maioria dos países que uma avaliação detalhada do impacto ambiental seja realizada previamente, para apoiar a tomada de decisões para qualquer projeto com impactos significativos (SÁNCHEZ; DUARTE, 2022). Todas as alternativas de localização do projeto devem ser cuidadosamente analisadas para salvaguardar a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano. As recentes mudanças no uso da terra, da agricultura e da usina termelétrica na APA-AB não foram precedidas por uma profunda investigação de seus impactos negativos sobre a biodiversidade. Embora seja necessário melhorar a infraestrutura urbana, quando as construções propostas se sobrepõem a paisagens florestais e bacias hidrográficas únicas e insubstituíveis, é necessária uma análise baseada na ciência antes de avançar com os próximos passos. De fato, as avaliações de impacto são frequentemente criticadas pelos cientistas no Brasil (SÁNCHEZ; DUARTE, 2022) como superficiais, carentes de minuciosidade e com contribuições limitadas.

Para os projetos propostos, o desmatamento é normalmente justificado com base em dois argumentos - a área relativamente pequena a ser desmatada e a possibilidade de compensação através de restauração. A ciência desenvolveu e forneceu várias ferramentas que permitem uma avaliação prévia dos impactos negativos do desmatamento que se estendem muito além da redução da área. Avaliações baseadas na ciência podem revelar como pequenas clareiras terão impacto na conectividade, levarão à degradação e ao aumento da vulnerabilidade e, conseqüentemente, ao declínio na qualidade do *habitat* e à erosão da biodiversidade e da biomassa (DE LIMA *et al.*, 2020). Entretanto, a regeneração florestal ativa ou natural de terras degradadas, embora frequentemente aplicada como uma reparação adequada, não tem demonstrado eficácia e é dispendiosa. Além disso, a regeneração natural só atende aos

indicadores de uma floresta madura após décadas. Na APA-AB, por exemplo, muitos remanescentes são florestas secundárias, algumas com um histórico conhecido de regeneração, e ainda não atingiram uma condição de floresta madura mesmo depois de mais de cinco décadas (CUNHA *et al.*, 2021).

Na pesquisa, avaliamos os impactos de dois projetos atualmente em suas fases de planejamento para demonstrar as consequências potenciais da expansão de áreas de infraestrutura às custas de um maior desmatamento em paisagens hiperfragmentadas.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo considerou os seguintes projetos planejados: 1) O Arco Rodoviário Metropolitano (144 hectares de área construída), que tem sido proposto pelo Governo de Pernambuco, Brasil, desde 2011 e tem sido objeto de protestos sociais ao longo dos anos; e 2) A Escola de Formação de Sargentos de Carreira (149 hectares de área construída), que tem sido proposta pelo Exército Brasileiro com o apoio do governo do Estado e chegou ao conhecimento do público em 2020. Os polígonos afetados pelos projetos foram derivados de documentos oficiais, materiais promocionais e peças publicitárias.

Para o Arco Rodoviário Metropolitano, utilizamos o esquema de rotas de um documento chamado "Arco Rodoviário Metropolitano - Proposta de Rota para a Seção BR101 Norte/BR408 - Volume 1: Relatório de Estudo Preliminar", elaborado pela Agência de Desenvolvimento Econômico de Pernambuco (ADDiper), disponível em fevereiro de 2020. Este documento foi a base para o termo de referência projetado pela Agência Ambiental de Pernambuco no mesmo ano (CPRH, 2020). Posteriormente, o Governo do Estado de Pernambuco adotou o mesmo *layout* no processo de licitação em abril de 2022, para contratar uma empresa para elaborar os estudos de viabilidade e o projeto de engenharia para implantação do Arco Rodoviário Metropolitano (PERNAMBUCO, 2022). Para a Escola de Formação de Sargentos de Carreira, o projeto oficial da escola não está disponível para os órgãos ambientais e para o público. Portanto, obtive as áreas afetadas previstas com base em três peças publicitárias: um vídeo preparado pelo Comando Militar do Nordeste (CMNE) do Exército Brasileiro (<https://www.youtube.com/watch?v=WGetzQBIA1c>, acessado em novembro de 2022); um vídeo sobre as contrapartidas da Escola organizado pelo Governo do Estado de Pernambuco (<https://www.defesanet.com.br/doutrina/noticia/42478/esa-apresentacao-do-projeto-pelo-governo-de-pernambuco/>, publicado em 22 de outubro de 2021); e uma apresentação do Exército Brasileiro em audiência pública na Assembleia Legislativa de

Pernambuco (<https://www.youtube.com/watch?v=pFFDFAk63dU>, acessado em 17 de janeiro de 2023). Um mapa vetorial foi preparado e georreferenciado com base nas imagens disponíveis nestes vídeos.

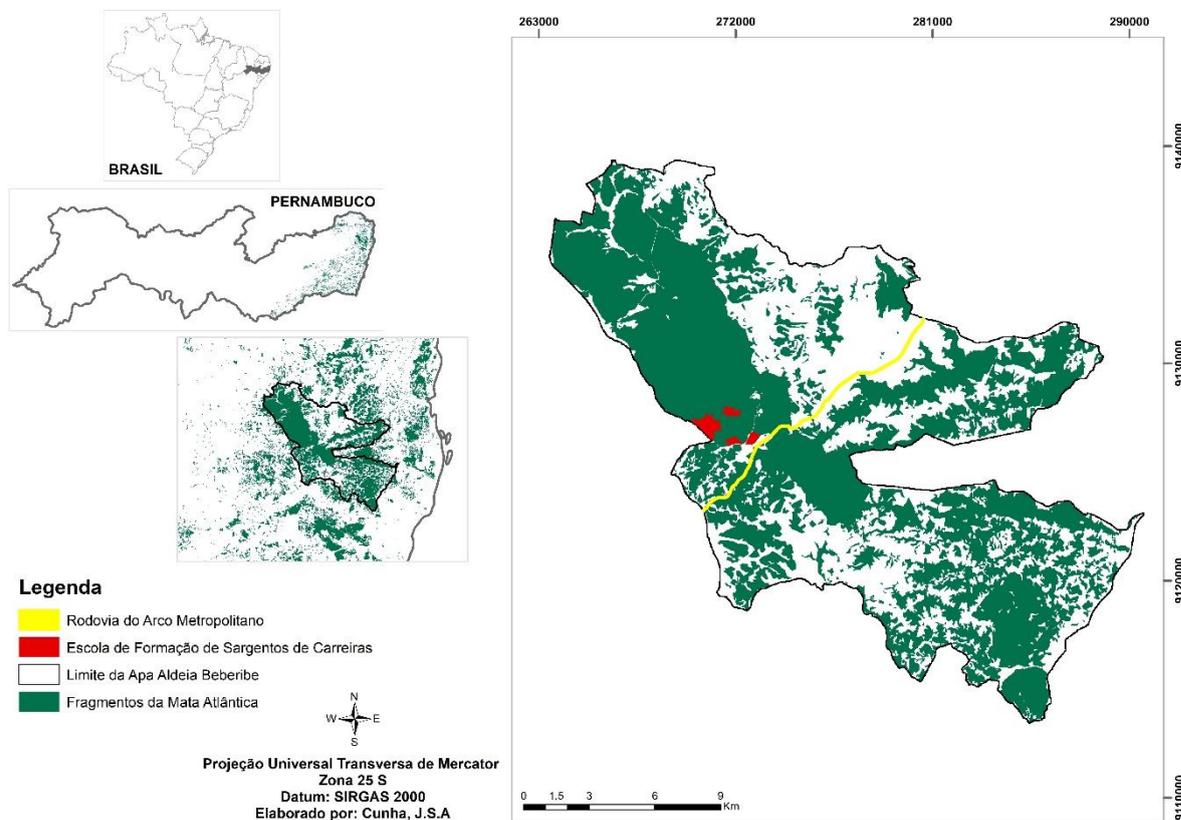


Figura 1. Localização dos dois empreendimentos a serem implantados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco-Brasil.

2.1 ANÁLISE DOS DADOS

Para as mudanças (diretas e indiretas) esperadas na paisagem (mapeamento de 2020), foram avaliadas assumindo que os dois projetos serão implementados conforme anunciado (Figura 1). Assim, utilizou-se os dados de Uso e Cobertura da Terra (LULC) da sexta coleção MapBiomas (MAPBIOMAS, 2020), após ajustar as amostras por interpretação visual das imagens *Landsat* e validação *in situ*, simplificando em quatro classes principais: floresta, agropecuária, infraestrutura urbana e hidrografia. Mapeou-se também as áreas descritas como restritas (M1) sob a Lei de Proteção das Bacias Hidrográficas, que inclui corpos de água e seus arredores até 100 m, declives $> 30\%$, bordas de platô até 30m e manchas florestais. Os polígonos projetados de ambos os projetos foram sobrepostos, e as áreas afetadas foram calculadas.

Para avaliar as mudanças diretas na paisagem, utilizou-se o escaneamento a laser aéreo

(Projeto PE3D, <http://www.pe3d.pe.gov.br/>), a partir de uma nuvem de pontos com uma densidade de 1 ponto.m⁻². Geramos um modelo de altura de copa (com uma resolução espacial de 1 m²) das áreas diretamente afetadas dos projetos propostos na APA Aldeia-Beberibe.

A precisão da modelagem de processos ecológicos é diretamente afetada pela heterogeneidade da floresta (HALL et al., 2006). Aplicou-se o algoritmo *Random Forest* para esta análise, um método vantajoso de aprendizado por máquina para a classificação da altura do dossel (AHMED et al., 2015). O algoritmo é não-linear e insensível ao ruído e nos permite lidar com dados de múltiplos atributos (PRASAD et al., 2006) e escalas espaciais (JIN et al., 2018). Extraímos as seguintes métricas de polígonos de 900 m² (30 m x 30 m): valor mínimo, primeiro quartil, modo, mediana, média, terceiro quartil e valor máximo. Em seguida, empregou-se as métricas obtidas de altura de copa para classificar os ambientes distintos dentro das florestas com base em comparações com dados de campo de sete ambientes florestais típicos inventariados na mesma paisagem (Tabela 1) por Lins e Silva (2010) e Fonsêca (2021). Como resultado, as alturas das árvores, nas áreas diretamente afetadas pelos projetos, foram similares àsquelas de quatro ambientes florestais (bordas ripárias e não ripárias, interiores ripários e não ripários de florestas maduras) (Figura 2). Assim, aplicou-se as variáveis dendrométricas (densidade de árvores com DBH >5 cm e altura) dos inventários de campo para estimar a densidade de árvores por hectare das áreas potencialmente afetadas (189 hectares) pela Rodovia do Arco Metropolitano e pela Escola de Formação de Sargentos de Carreira.

Tabela 1. Caracterização dos ambientes florestais inventariados na paisagem estudada por Lins e Silva (2010) e Fonsêca (2021). Em negrito, habitats similares às áreas potencialmente afetadas pelos projetos de infraestrutura propostos na APA Aldeia-Beberibe, Estado de Pernambuco, Brasil.

<i>Habitats</i>		<i>Descrição</i>
FLORESTA MADURA: Vegetação densa que não foi desmatada nos últimos 70 anos, com árvores altas (> 20 m), grandes pinos e um dossel contínuo	Borda	A zona de borda está até 50m da borda da floresta
	Interior	Áreas a mais de 50 m dos limites da floresta
	Borda Ripária	Floresta ripária (<30m de corpos d'água) na borda de fragmentos

<i>Habitats</i>	<i>Descrição</i>	
	Interior Ripário	Riparian forests (<30m from water bodies) in the interior of fragments
	Corredor Ripário	Corredores ripários formados por vegetação ao longo dos corpos d'água
FLORESTA SECUNDÁRIA: Locais abertos de copa das árvores inferiores, com plantas arbóreas dispersas e árvores pioneiras abundantes, regenerando-se após o abandono.	Inicial	Floresta secundária inicial: menos de 20 anos de abandono
	Intermediária	Floresta secundária intermediária: entre 20 e 70 anos de abandono

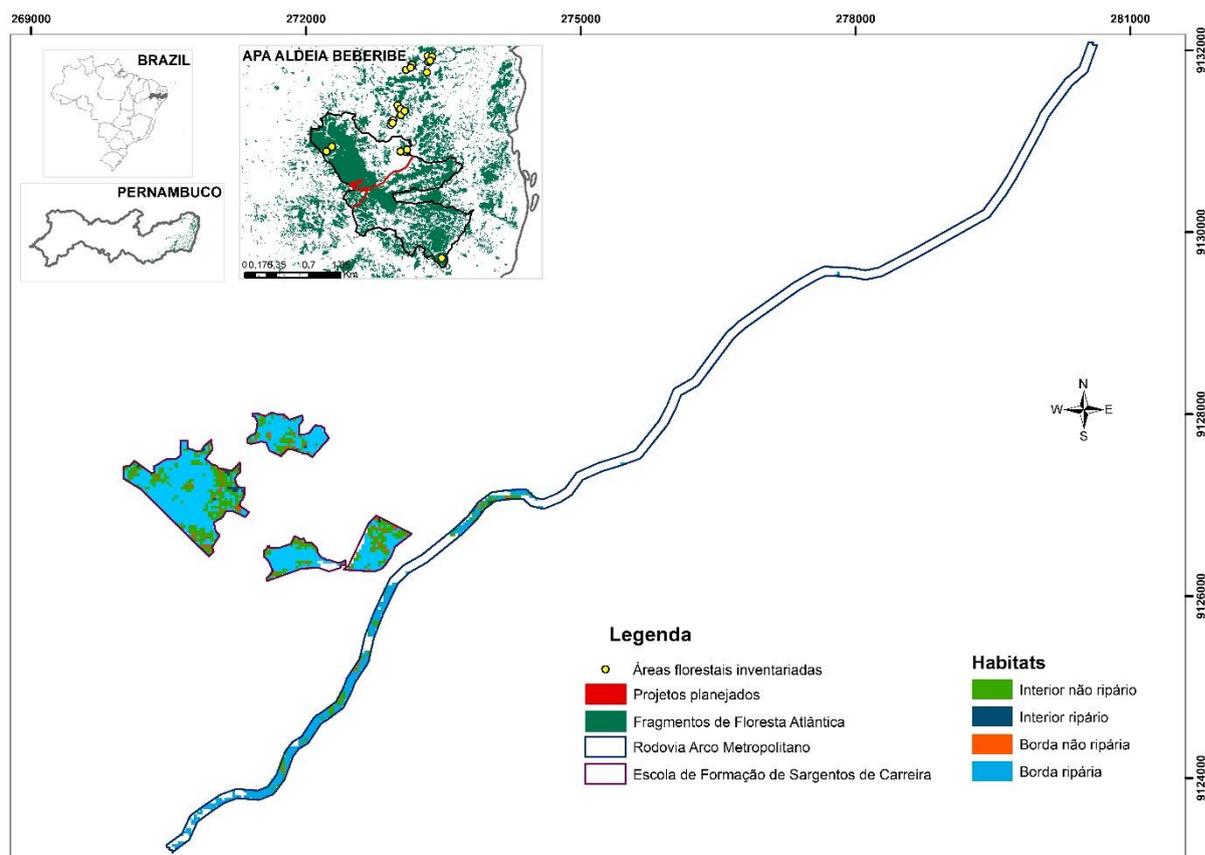


Figura 2. Classificação dos habitats florestais afetados pelos empreendimentos planejados na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil, com base no modelo de altura da copa das árvores e nos dados de campo.

Com base nos conjuntos de árvores inventariados em cada *habitat*, estimou-se a densidade de árvores e a biomassa acima do solo (Tabela 2), aplicando a equação alométrica desenvolvida por Fonsêca et al. (2020) para a mesma região e fisionomia florestal em estudo:

$$B_{tree} = 1.5292 * DBH^{2.0601} * TH^{-0.2187}$$

Onde: B_{tree} = biomassa das árvores (kg); DBH = diâmetro à altura do peito ou a 1,30 m do solo (cm); TH = altura total das árvores (m).

A Necromassa foi estimada com base em dados fornecidos por Sena et al. (2022) em um fragmento florestal inserido na mesma paisagem, segundo o qual um estoque de 3,9 Mg.ha⁻¹ foi registrado para árvores mortas em pé, 54,24 Mg.ha⁻¹ para camada grossa e 7,2 Mg.ha⁻¹ para camada fina. A biomassa da raiz foi obtida como 20% da biomassa acima do solo, conforme proposto por Forster e Melo (2007). O estoque de carbono a ser removido foi estimado usando fatores de conversão de 0,47 para biomassa e 0,37 para necromassas, como recomendado pelo IPCC (2006). Calculou-se o equivalente de CO₂ (que será emitido na atmosfera) com base na multiplicação do carbono pelo fator de conversão 3,67 (BROWN *et al.*, 1986; HOEN e SOLBERG, 1994).

Tabela 2. Valores de densidade de árvores e biomassa acima do solo utilizados para estimar as potenciais perdas dos projetos de infraestrutura propostos na APA Aldeia-Beberibe, Pernambuco, Brasil.

Habitats	Hectares	Densidade (Ind.ha ⁻¹)	Biomassa (Mg.ha ⁻¹)
Borda ripária	131.70	1816	402.77
Borda não ripária	5.31	1674	344.66
Interior ripário	2.16	1936	462.28
Interior não ripário	49.21	1686	310.17

Para as mudanças indiretas como a degradação e qualidade da floresta, utilizou-se o *software* InVEST (INVEST, 2022). A redução na conectividade para aves dependentes da floresta como substitutos de organismos sensíveis foi avaliada (CROUZEILLES *et al.*, 2014) com base no Modelo de Conectividade Espaço-temporal (MARTENSEN *et al.*, 2017). Nesta paisagem, 220 espécies de aves foram inventariadas anteriormente, das quais 40% são dependentes da floresta, ou seja, associadas ao interior da floresta e ocasionalmente encontradas

em bordas (PEREIRA *et al.*, 2019). Com base na dispersão das espécies de aves, duas distâncias foram consideradas para avaliar as mudanças na conectividade: 50 e 100 m (MARINI, 2010; VOLPATO *et al.*, 2010).

Em relação à qualidade do *habitat*, utilizou-se o *software* InVEST (2022) (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), com o modelo *Habitat Quality* (hq). Para análise, combinou-se os dados LULC (Land Use and Land Cover) da sexta coleção MapBiomas (MAPBIOMAS, 2020) de cada cenário (presente e após a implementação dos projetos) com dados sobre ameaças e respostas de *habitat*. As entradas necessárias para o modelo foram o LULC *raster* e dois arquivos com valores para as seguintes informações: 1) o "Impacto relativo de cada ameaça e o impacto correspondente no espaço" (a distância máxima variável que uma ameaça afeta a qualidade de um *habitat*), e 2) a "Sensibilidade relativa de cada *habitat* a cada ameaça" (TALLIS *et al.*, 2016). Em geral, o impacto de uma ameaça sobre o *habitat* aumenta à medida que a distância da fonte de degradação diminui, de modo que a função é definida como uma função de deterioração linear da distância (MOREIRA *et al.*, 2018).

A primeira saída foi um arquivo *raster* com a qualidade do *habitat* de interesse (Floresta), variando de baixo a alto (0-1, respectivamente). A pontuação depende da proximidade do *habitat* Floresta com outros usos da terra e sua intensidade. O modelo considera que a qualidade do *habitat* é degradada, à medida que a intensidade das ameaças por diferentes usos da terra aumenta em suas fronteiras (TALLIS *et al.*, 2016). Além disso, o modelo se baseia na hipótese de que áreas com maior qualidade de *habitat* possuem uma maior riqueza de espécies nativas e que uma diminuição na extensão e qualidade do *habitat* leva a um declínio na persistência das espécies (TERRADO *et al.*, 2016). Se o *habitat* avaliado não sofrer nenhum impacto das ameaças, seu índice de qualidade permanecerá inalterado (TALLIS *et al.*, 2016; MOREIRA *et al.*, 2018).

Simultaneamente, o modelo assume que quanto mais sensível o *habitat* for a uma ameaça, mais degradado ele será. O segundo resultado é um arquivo *raster* do nível relativo de degradação do *habitat*, que considera a sensibilidade relativa do fragmento de *habitat* a cada ameaça. Em outras palavras, ele modela a intensidade das ameaças às quais a floresta de *habitat* é submetida, demonstrando a vantagem de identificar a localização geográfica exata dos fragmentos de *habitat* mais ameaçados (TALLIS *et al.*, 2016; MOREIRA *et al.*, 2018). Incluiu apenas manchas de *habitat* com valores não zero para a qualidade do *habitat* (hq) para a produção *raster*. Classificou o *habitat* florestal com os intervalos estabelecidos por Zhao *et al.* (2021): baixa e média qualidade (MH, $0 < hq \leq 0,8$) e alta qualidade (HH, $0,8 < hq \leq 1$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Se os projetos forem implementados como previstos nos documentos oficiais pesquisados, comprovou-se que pelo menos 189 hectares serão desmatados, uma área maior que 50% de todas as áreas protegidas no Centro de Endemismo de Pernambuco (MMA, 2023). As modificações planejadas aumentarão o número de fragmentos de 198 para 205 e diminuirão a área média do fragmento de 95,63 para 91,87 ha. Na paisagem atual, registrou-se que o maior fragmento cobre 12.145 ha (64% do *habitat* florestal total); no cenário futuro, devido à divisão do maior fragmento pela Rodovia do Arco Metropolitano, ele cobrirá 6.353 ha (34% do *habitat*).

Os achados apontaram que a degradação do *habitat* será proeminente no futuro devido a uma remoção estimada de 335.307 árvores com DBH \geq 5 cm, resultando em uma perda estimada de 71.131,88 Mg na biomassa acima do solo, 14.226,37 Mg na biomassa da raiz, e 12.262,73 Mg de necromassas. Estas mudanças drásticas levarão à perda de 44.655,59 Mg de carbono armazenado na floresta e à emissão de 163.439,48 Mg de CO₂ equivalente, contribuindo diretamente para a mudança climática em curso (IPCC, 2015).

Além disso, constatou-se que a qualidade do *habitat* será drasticamente piorada, com um aumento de 20% em manchas de baixa qualidade e uma perda de 51% de manchas de alta qualidade, afetando principalmente o maior fragmento atual (Figura 3). A expansão da infraestrutura urbana isolará consideravelmente as populações, alterará a permeabilidade da paisagem, aumentará o ruído antropogênico e aumentará a probabilidade de extinção das espécies (HANSKI, 2011; JANTZ et al., 2015; KUNC; SCHMIDT, 2020; SORDELO *et al.*, 2020; ZHAO *et al.*, 2021). Como o fluxo gênico é influenciado pela conectividade e pela capacidade de dispersão de espécies (SIQUEIRA *et al.*, 2021), as aves dependentes da floresta tendem a ser prejudicadas pela diminuição do tamanho da mancha de *habitat* e pelo aumento do ruído frequentemente associado a ela (BANKS-LEITE *et al.*, 2014; BARLOW *et al.*, 2016; PEREIRA *et al.*, 2019; MERRALL; EVANS, 2020). O ruído antropogênico já tem sido negativamente associado ao sucesso reprodutivo das aves (por exemplo, HALFWERK *et al.*, 2010; MULHOLLAND *et al.*, 2020).

A Probabilidade de Conectividade (PC) e a Área de Conectividade Equivalente (ECA) confirmaram que serão significativamente afetadas, principalmente à distância de 50 m (PC_{50m}) de dispersão das aves. Os PC_{50m} diminuirão em 41% e os PC_{100m} em 30%, e o único fragmento responsável por fornecer a mesma probabilidade de conectividade paisagística diminuirá em 16% (ECA_{100m}) e 23% (ECA_{50m}) (Figura 4).

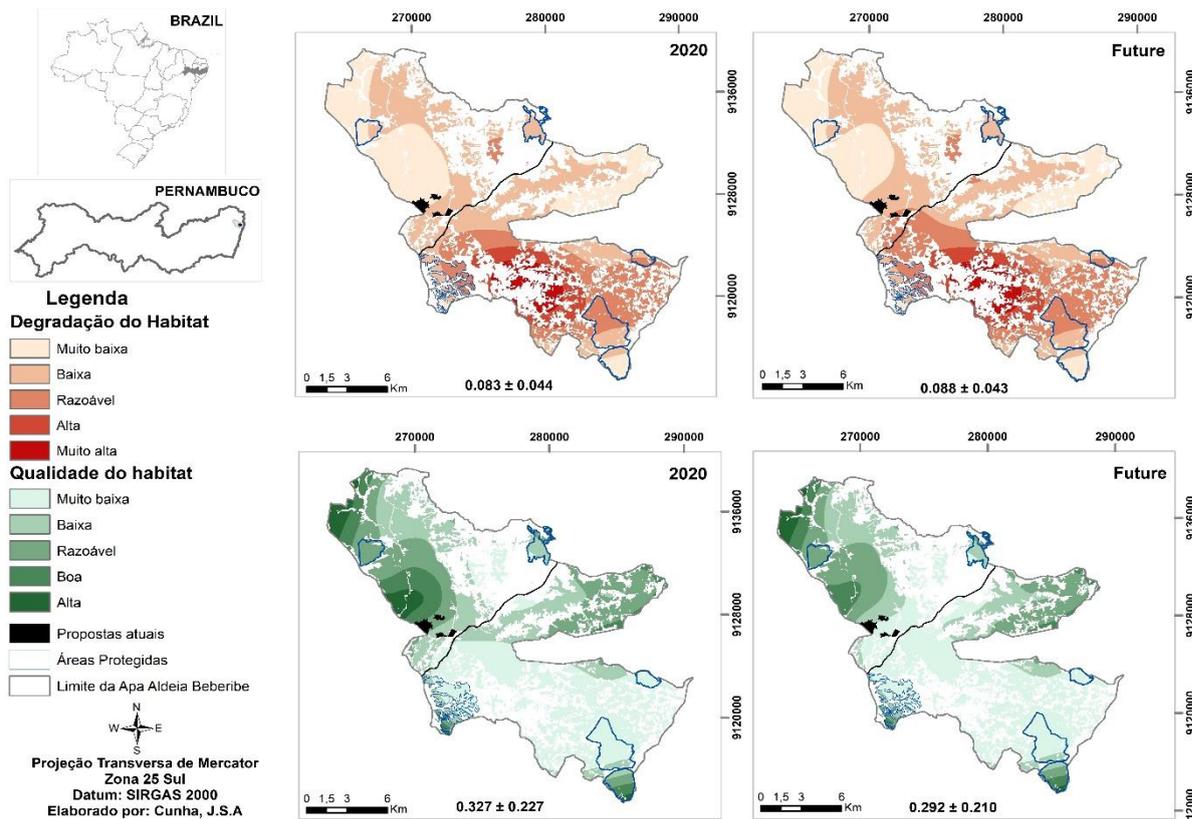


Figura 3. Mudanças na degradação e qualidade do habitat na Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe (APA-AB), Pernambuco, Brasil, a partir de 2020 para o cenário futuro previsto.

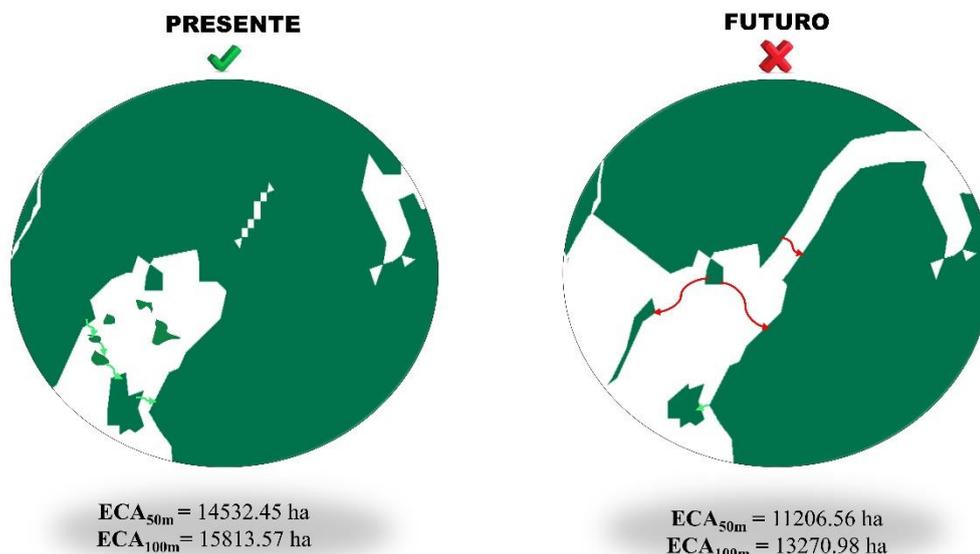


Figura 4. Representação da Probabilidade de Conectividade e a Área Conectada Equivalente (ECA) para as distâncias de dispersão (50 e 100m) dos dois cenários estudados (2020 e o cenário futuro previsto), na APA Aldeia - Beberibe, Pernambuco, Brasil. Setas verdes - conexões existentes para a espécie alvo, setas vermelhas - conexões interrompidas para a espécie alvo.

No cenário futuro, comprovou-se que a chance de conectividade através de trampolins (PC_{step}) será reduzida. Os pequenos fragmentos são elementos cruciais para o movimento das espécies através da paisagem e ajudam a reduzir a distância que as espécies precisam percorrer entre as manchas de *habitat* (SAURA *et al.*, 2014). Em paisagens fragmentadas, a capacidade de dispersão das espécies assegura seu movimento através da paisagem usando ou não os trampolins (MARTENSEN *et al.*, 2017; HUANG *et al.*, 2020). Para espécies com dispersão de curta distância, a conexão entre fragmentos (PC_{intra}) é sem dúvida a fração mais importante da conectividade (SAURA; RUBIO, 2010; MARTENSEN *et al.*, 2012). No cenário futuro, a PC_{intra} não demonstrará mudanças significativas. Entretanto, o $PC_{step 50m}$ diminuirá em 87% e o $PC_{step 100m}$ em 65%, restringindo a mobilidade das espécies e promovendo a dependência das aves em relação ao interior de seus fragmentos. As espécies dependentes das florestas perderão uma alta porcentagem de *habitat* alcançável na paisagem (HUANG *et al.*, 2020), e sua persistência a longo prazo será afetada. Com relação ao impacto nas bacias hidrográficas, os dois projetos afetarão 112,67 ha com restrições pela Lei Estadual de Proteção das Bacias Hidrográficas. A Escola de Treinamento para Sargento de Carreira afetará uma extensão mais considerável (85,63 ha) de áreas íngremes e barrancos, essencial para a recarga de água e fronteiras de platô, enquanto o Arco Rodoviário Metropolitano afetará 27,04 ha.

4 CONCLUSÃO

Travar o desmatamento é um tema central no debate entre desenvolvimento socioeconômico e ameaças à biodiversidade. Entretanto, o progresso não deve acontecer à custa de mais desmatamento, em qualquer dimensão e sob qualquer nível de governança. No caso estudado, mostramos que o declarado "pequeno desmatamento" causará impactos negativos substanciais. No nível de governança local, o órgão consultivo da APA-AB tem defendido insistentemente que não haverá mais perdas florestais e tem fornecido alternativas para esses locais de projeto. A campanha local chamada Arrudeia foi lançada pela ONG Aldeia Socioambiental Fórum - FSA, e sugeriu que a Rodovia do Arco Metropolitano deveria contornar (e não atravessar) o território da APA-AB. Para a escola, outra campanha da FSA afirma que os campos agrícolas, não as florestas, deveriam ser convertidos em áreas construídas. A campanha incentiva que "para construir, não precisamos desmatar", uma vez que já existem áreas desmatadas que poderiam ser utilizadas para a escola em uma proximidade bastante próxima ao local pretendido.

AGRADECIMENTOS

JSA Cunha e JG Santos foram apoiados por bolsas da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) (Código Financeiro 001); NC Fonsêca foi apoiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) (programa PPBio - 424956/2021-7). BM Bezerra é apoiado pelo CNPq Productivity grant (Pq2 309256/2019-4). PET/MEC apoiado pela ACB Lins-e-Silva. Os autores não têm nenhum conflito de interesse a declarar.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1255768>

BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, p. 144–147, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature18326>

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica e outras disposições**. Diário Oficial da União, Brasília, 26 dez. 2006. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/legislacao/legislacao-bioma-mata-atlantica>>

BRONW, S. et al. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. **Canadian journal of Forestry Research**, v. 16, p. 390-394, 1986. DOI: <https://doi.org/10.1139/x86-067>

CROUZEILLES, R. et al. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: How can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 479–489, 2014.. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9978-6>

CUNHA, J. A. S. et al. Selective logging in a chronosequence of Atlantic Forest: drivers and impacts on biodiversity and ecosystem services. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 286–292, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.003>

FONSÊCA, N.C. et al. Can fallen trees enhance aboveground biomass estimation? A proposal for the Brazilian Atlantic Forest. **Revista de Biología Tropical**, v. 68, p. 1284–1297, 2020. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i4.41299>

FORSTER, H.W., MELO, A. C. G. Biomassa aérea e de raízes em árvores de reflorestamentos heterogêneos no vale do Paranapanema, SP. IF. Sér. Reg v. 31, p. 153-157, 2007.

HANSKI, I. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. **Ambio**, v. 40, p. 248–255, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>

HOEN, H.F., SOLBERG, B. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. **Forest Science**, v. 40, n. 3, p. 429–451, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1093/forests/40.3.429>

HUANG, J.L. Importance of spatio-temporal connectivity to maintain species experiencing range shifts. **Ecography**, v. 43, p. 591–603, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.04716>

INVEST - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs. Habitat Quality (version 3.12.0), 2022. Disponível em: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest> Acessado em 12 jul 2022.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas inventories. Institute for Global Environmental Strategies:1–20, 2006. Disponível em : <https://www.ipcc.ch/report/2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/> Acessado em 10 jul 2022.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Ed.)]. Geneva, Switzerland, 2015. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/> Acessado em 12 jul 2022.

JANTZ, S.M. et al. Future habitat loss and extinctions driven by land-use change in biodiversity hotspots under four scenarios of climate-change mitigation. **Conservation Biology**, v29, p.1122–1131, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.12549>

LINS-E-SILVA A.C.B. **The North-Eastern Atlantic Forest: Biogeographical, Historical, and Current Aspects in the Sugarcane Zone**. In: Marques, M.C.M., Grelle, C.E.V. (eds) *The Atlantic Forest*. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_3

PLANO DE MANEJO. Plano de manejo da APA Aldeia Beberibe. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/uc/apa-aldeia-beberibe/> Acessado em 01 mai 2022.

MARINI, M. Â. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 45, n. 1, p. 1–10, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1080/01650521003656606>

MARTENSEN, A.C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, p. 1100–1111, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>

MARTENSEN, A. C. et al. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1253–1264, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12799>

MENDES PONTES, A.R. Mass Extinction and the Disappearance of Unknown Mammal Species: Scenario and Perspectives of a Biodiversity Hotspot's Hotspot. **PLoS One**, v. 11, n. e0150887, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150887>

PEREIRA, G. A. et al. Threats to, and conservation of, birds in Mata de Aldeia, north-east Atlantic Forest, Brazil. **Cotinga**, v. 41, p. 12–21, 2019.

PERNAMBUCO. Lei nº 9.860, de 12 de agosto de 1986. **Delimita as áreas de proteção dos mananciais de interesse da Região Metropolitana do Recife, e estabelece condições para a preservação dos recursos hídricos**. Palácio do Campo das Princesas, Recife, 12 ago. 1986. Disponível em: <<https://leisestaduais.com.br/pe/lei-ordinaria-n-9860-1986-pernambuco-delimita-as-areas-de-protecao-dos-mananciais-de-interesse-da-regiao-metropolitana-do-recife-e-estabelece-condicoes-para-a-preservacao-dos-recursos-hidricos>> Acessado em 14 ago 2022.

PERNAMBUCO, 2010. Decreto No 34.692, 17 março de 2010. **Declara como Área de Proteção Ambiental - APA a região que compreende parte dos Municípios de Camaragibe, Recife, Paulista, Abreu e Lima, Igarassu, Araçoiaba, São Lourenço da Mata e Paudalho, e dá outras providências**. Disponível em: <<https://legis.alepe.pe.gov.br/texto.aspx?tiponorma=6&numero=34692&complemento=0&ano=2010&tipo=&url=>> Acessado em 22 ago 2022.

PERNAMBUCO, 2019. Decreto No. 47556, 5 de junho de 2019 – Altera o Decreto nº 34.692, de 17 de março de 2010, que declara como Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe a região que compreende parte dos Municípios de Camaragibe, Recife, Paulista, Abreu e Lima, Igarassu, Araçoiaba, São Lourenço da Mata and Paudalho. Disponível em: <<https://legis.alepe.pe.gov.br/texto.aspx?tiponorma=6&numero=47556&complemento=0&ano=2019&tipo=&url=>> Acessado em 15 ago 2022.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1>> Acessado em 01 fev 2020.

REZENDE, C. L. et al. From *hotspot* to *hopespot*: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, n. 4, p. 208–214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

RIBEIRO, M. C. et al. 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

SAURA, S. et al. EDITOR’S CHOICE: Stepping stones are crucial for species’ long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171–182, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>

SENA, P.H.A. et al. Non-negligible role of dead organic matter in a rainforest remnant in Northeast Brazil. **Rodriguesia**, v. 73, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860202273041>

SILVA, J.M.C., CASTELETI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*, p. 43-59, 2003. Galindo-Leal, C., Câmara, I.G., Eds., Washington, USA, CABS & Island Press. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-005-1788-z>

SIQUEIRA, L.P. et al. Engaging People for Large-Scale Forest Restoration: Governance Lessons from the Atlantic Forest of Brazil, in: *The Atlantic Forest*. Springer International Publishing, Cham, pp. 389–402, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_18

TERRADO, M. et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. **Science of The Total Environment**, v. 540, p. 63–70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.064>.

VOLPATO, G. H. et al. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 7, p. 1156–1163, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.006>

ZHAO, H. et al. Incorporating spatio-temporal connectivity for prioritized conservation of individual habitat patches in a dynamic landscape. **Ecological Indicators**, v. 124, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107414>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diversas pesquisas têm buscado compreender como a nova configuração das florestas, resultante dos processos de fragmentação, redução e atualmente da regeneração, impacta na biodiversidade e na capacidade das florestas em oferecer serviços para a manutenção das funções ecológicas e para o bem-estar humano. A presente pesquisa traz informações que permitem avançar na compreensão da dinâmica e da conectividade florestal e como afetam os movimentos das espécies em umas das regiões mais ameaçadas da Floresta Atlântica. Verificou-se que, apesar do aumento da cobertura florestal ao longo dos 35 anos, a perda contínua de florestas antigas, principalmente em áreas planas e próximas da hidrografia, foi ocultada pelo crescente ganho de cobertura florestal mais jovens, sobretudo perto de cursos d'água. Essa substituição representa um processo crítico para a conservação da biodiversidade, e a frequente pressão antrópica que a paisagem vem sofrendo resultou em uma configuração padrão da Floresta Atlântica, constituída por mais de 90% de fragmentos menores que 30 hectares com um isolamento médio de 100 metros.

A substituição da cobertura florestal da paisagem promoveu uma crescente degradação do habitat e uma drástica diminuição das áreas de alta qualidade, afetando a conectividade da paisagem. A conectividade espaço-temporal, ao longo dos 35 anos, apontou um aumento do habitat acessível por meio de trampolins que as espécies usaram para transitar entre os fragmentos estáveis. Entretanto, em consequência das ameaças antrópicas resistentes a exemplo das infraestruturas urbanas, as espécies dependentes de floresta ficarão restritas ao fragmento de origem. Nesta paisagem, onde 40% das 220 espécies de aves registradas são dependentes de floresta, os pequenos fragmentos presentes precisam atuar como conexões fora dos fragmentos de origem para que as espécies alcancem mais habitats, e melhorar a eficácia das áreas protegidas.

Porém, a partir de planos de desenvolvimento e infraestrutura para o local, se houver a implantação dos empreendimentos propostos, a paisagem florestal não se beneficiará desses pequenos fragmentos com função de trampolins, pois a probabilidade de conexão por essa ligação diminuirá em até 88%. A conectividade da paisagem será impactada devido a supressão de 189 hectares de floresta, resultando na perda de 336.000 árvores, 45.000 Mg de carbono armazenado, e na emissão de 164.000 de CO₂ equivalente, contribuindo diretamente para a mudança climática. A qualidade do habitat será drasticamente piorada, assim como a capacidade de dispersão das espécies dependentes da floresta, restringindo sua mobilidade e a quantidade de habitat que essas espécies podem alcançar na paisagem. Os

planos propostos demonstram ausência de uma estratégia para o desenvolvimento sustentável e conservação do que resta deste *hotspot* e revela a demanda por avaliações meticulosas dos impactos negativos dos empreendimentos a serem implantados.

Em síntese, nossa pesquisa deixa evidente que os níveis de qualidade dos habitats devem guiar ações de conservação das espécies nas manchas e de restauração florestal. No contexto atual, toda cobertura florestal é necessária e a destruição contínua e esperada das florestas, especialmente as antigas, torna a extinção de espécies apenas uma questão de tempo. Assim, é indispensável manter uma quantidade suficiente de habitats acessíveis, aliada à criação de conexões entre as grandes áreas, especialmente para as espécies dependentes de floresta, sem esquecer de avaliar o potencial da paisagem para auxiliar no “onde”, “como” e “quando” as decisões sobre o uso da terra devem ser tomadas. Além disso, devem-se ponderar os objetivos definidos ao longo do processo de cada nova iniciativa de construção de infraestrutura e, com essas etapas estabelecidas, entender como afetarão a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Logo, os tomadores de decisão e gestores de paisagens precisam engajar a população, através do diálogo franco e justo para reforçar a necessidade de ações integradas de conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, considerando as demandas socioeconômicas, fiscalização e controle.

ANEXO

Anexo 1. Espécies de aves registradas na APA Aldeia-Beberibe, Recife, Pernambuco, Brasil.

FAMILIA	ESPÉCIE
TINAMIDAE	<i>Crypturellus soui</i> <i>Crypturellus strigulosus</i>
CRACIDAE	<i>Penelope superciliaris</i> <i>Ortalis araucuan</i>
ACCIPITRIDAE	<i>Leptodon forbesi</i> <i>Buteo albonotatus</i> <i>Spizaetus tyrannus</i>
COLUMBIDAE	<i>Patagioenas speciosa</i> <i>Leptotila rufaxilla</i> <i>Geotrygon montana</i>
STRIGIDAE	<i>Pulsatrix perspicillata</i> <i>Strix virgata</i>
CAPRIMULGIDAE	<i>Lurocalis semitorquatus</i>
TROCHILIDAE	<i>Glaucis hirsutus</i> <i>Phaethornis ruber</i> <i>Florisuga fusca</i> <i>Chlorestes notata</i> <i>Hylocharis cyanus</i> <i>Heliothryx auritus</i>
TROGONIDAE	<i>Trogon viridis</i> <i>Trogon curucui</i>
MOMOTIDAE	<i>Momotus momota</i>
GALBULIDAE	<i>Galbula ruficauda</i>
RAMPHASTIDAE	<i>Pteroglossus inscriptus</i> <i>Pteroglossus aracari</i>
PICIDAE	<i>Veniliornis affinis</i>
FALCONIDAE	<i>Micrastur ruficollis</i> <i>Micrastur semitorquatus</i>
PSITTACIDAE	<i>Touit surdus</i>
THAMNOPHILIDAE	<i>Myrmotherula axillaris</i> <i>Dysithamnus mentalis</i> <i>Herpsilochmus atricapillus</i>

	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> <i>Thamnophilus pelzelni</i> <i>Thamnophilus caerulescens</i> <i>Myrmoderus ruficauda</i> <i>Pyriglena pernambucensis</i> <i>Cercomacroides laeta</i>
CONOPOPHAGIDAE	<i>Conopophaga cearae</i> <i>Conopophaga melanops</i>
FORMICARIIDAE	<i>Formicarius colma</i>
DENDROCOLAPTIDAE	<i>Sittasomus griseicapillus</i> <i>Xiphorhynchus atlanticus</i>
XENOPIDAE	<i>Xenops minutus</i> <i>Xenops rutilans</i>
FURNARIIDAE	<i>Automolus lammi</i>
PIPRIDAE	<i>Neopelma pallescens</i> <i>Ceratopipra rubrocapilla</i> <i>Manacus manacus</i> <i>Chiroxiphia pareola</i>
ONYCHORHYNCHIDAE	<i>Myiobius barbatus</i>
TITYRIDAE	<i>Schiffornis turdina</i> <i>Tityra cayana</i> <i>Pachyramphus polychopterus</i>
RHYNCHOCYCLIDAE	<i>Leptopogon amaurocephalus</i> <i>Tolmomyias poliocephalus</i> <i>Tolmomyias flaviventris</i> <i>Hemitriccus griseipectus</i>
TYRANNIDAE	<i>Zimmerius acer</i> <i>Ornithion inermis</i> <i>Myiopagis gaimardii</i> <i>Myiopagis caniceps</i> <i>Myiopagis viridicata</i> <i>Phyllomyias fasciatus</i> <i>Legatus leucophaeus</i>

	<i>Myiarchus tuberculifer</i> <i>Rhytipterna simplex</i> <i>Megarynchus pitangua</i> <i>Lathrotriccus euleri</i>
VIREONIDAE	<i>Cyclarhis gujanensis</i> <i>Vireo chivi</i>
TROGLODYTIDAE	<i>Pheugopedius genibarbis</i>
POLIOPTILIDAE	<i>Ramphocaenus melanurus</i>
PASSERELLIDAE	<i>Arremon taciturnus</i>
PARULIDAE	<i>Basileuterus culicivorus</i> <i>Myiothlypis flaveola</i>
THRAUPIDAE	<i>Tangara cyanomelas</i> <i>Tangara fastuosa</i> <i>Tangara cyanocephala</i> <i>Conirostrum speciosum</i> <i>Chlorophanes spiza</i> <i>Hemithraupis guira</i> <i>Lanio cristatus</i> <i>Ramphocelus bresilius</i> <i>Tersina viridis</i> <i>Cyanerpes cyaneus</i> <i>Dacnis cayana</i> <i>Saltator maximus</i>
FRINGILLIDAE	<i>Euphonia violacea</i>