

**EFEITOS AMBIENTAIS E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A
HOMOGENEIZAÇÃO BIOLÓGICA EM FLORESTAS TROPICAIS**

PATRÍCIA MARQUES SANTOS

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JULHO – 2023

EFEITOS AMBIENTAIS E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A
HOMOGENEIZAÇÃO BIOLÓGICA EM FLORESTAS TROPICAIS

PATRÍCIA MARQUES SANTOS

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de doutora em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. PhD. Marcelo Trindade Nascimento

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JULHO - 2023

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

S237

Santos, Patrícia Marques.

EFEITOS AMBIENTAIS E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A HOMOGENEIZAÇÃO BIOLÓGICA EM FLORESTAS TROPICAIS / Patrícia Marques Santos. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2023.

172 f. : il.
Inclui bibliografia.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2023.
Orientador: Marcelo Trindade Nascimento.

1. Homogeneização biótica. 2. Diversidade funcional. 3. Mata Atlântica brasileira.. 4. Métricas de paisagem. 5. Conservação. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

EFEITOS AMBIENTAIS E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A
HOMOGENEIZAÇÃO BIOLÓGICA EM FLORESTAS TROPICAIS

PATRÍCIA MARQUES SANTOS

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de doutora em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 25 de julho de 2023

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Haroldo C. de Lima (Doutor em Ecologia) Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ)

Prof. Dr. José Luiz Alves Silva (Doutor em Ecologia) Universidade Estadual do Norte Fluminense - LCA/UENF

Prof. Dr. Pablo José Francisco Pena Rodrigues (Doutor em Biociências e Biotecnologia) Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ)

Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento (Doutor em Ecologia) Universidade Estadual do Norte Fluminense - LCA/UENF - Orientador

AGRADECIMENTOS

À Deus, por esta sempre ao meu lado me dando coragem para continuar e persistir sempre.

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, ao corpo docente pelos conhecimentos que foram compartilhados e ao Laboratório de Ciências Ambientais – LCA pela oportunidade de pesquisa, ensino e apoio logístico para a realização deste trabalho.

Ao meu orientador, Dr Marcelo Trindade Nascimento, pela oportunidade de realizar esse trabalho, pela confiança, paciência, pelos conhecimentos divididos, pela parceria e amizade construídos ao longo desses anos e pela sua dedicação durante essa etapa da minha formação.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de doutorado – Código de Financiamento 001.

Ao meu comitê de acompanhamento (CA), professoras Dr.^a Angela Pierre Vitória e Dr.^a Dora Maria Villela José, pela participação durante o processo de desenvolvimento da tese.

Ao Professor Eduardo Arcoverde de Mattos in memoria pelas importantes contribuições na banca de avaliação de projeto.

Aos membros da banca avaliadora, pela disponibilidade em participar deste momento e pelas contribuições.

Aos colegas do grupo de pesquisa do Laboratório de Ciências Ambientais pela base de dados aqui utilizada. Agradeço aos amigos que a Ecologia me deu, aos amigos mais antigos também.

Agradeço a minha família que sempre em apoiou, por todo amor e compreensão. Em especial a minha irmã Cristiane, pelo apoio incondicional para que eu chegasse até aqui.

A todos que contribuíram de alguma maneira para a conclusão de mais uma etapa na minha formação, meus mais sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	VIII
RESUMO.....	XVI
ABSTRACT	XVII
ESTRUTURA DA TESE	XVIII
1 INTRODUÇÃO GERAL	20
REFERÊNCIAS.....	29
CAPÍTULO I	40
HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA EM COMUNIDADES ARBÓREAS DAS FLORESTAS TROPICAIS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA	42
RESUMO.....	43
ABSTRACT	44
1. INTRODUÇÃO.....	45
2. MATERIAL E MÉTODOS	46
2.1 Revisão sistemática de literatura	46
2.2 Análise do banco de dados.....	47
2.3 Métodos Bibliométricos	48
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
3.1 Caracterização das publicações de homogeneização biótica nos trópicos.....	48
3.2 Caracterização das publicações que testaram a homogeneização biótica	51
4. DISCUSSÃO	57
5. CONCLUSÃO.....	60
REFERÊNCIAS.....	62
CAPÍTULO II	68
IMPACTOS DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA EM FITOFISIONOMIAS DA MATA ATLÂNTICA	68
RESUMO.....	69
ABSTRACT	69
1. INTRODUÇÃO.....	70
2. MATERIAL E MÉTODOS	72
2.1 Área de estudo.....	72
2.2 Diversidade da paisagem - Uso e Cobertura da Terra (UCT)	77
2.3 Estrutura da paisagem - Métricas da paisagem.....	79
3. RESULTADOS	81

3.1 Diversidade da paisagem.....	81
3.2 Estrutura da paisagem.....	85
4. DISCUSSÃO.....	88
5. CONCLUSÃO.....	93
REFERÊNCIAS.....	95
CAPÍTULO III.....	102
DIVERSIDADE BIOLÓGICA E FUNCIONAL DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DA FALHA DE CAMPOS DOS GOYTACAZES: EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO.....	102
RESUMO.....	103
ABSTRACT.....	105
1. INTRODUÇÃO.....	107
2. OBJETIVOS.....	110
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	110
3.1 Área de estudo.....	110
3.2 Desenho amostral.....	111
3.3 Diversidade Biológica.....	117
3.4 Diversidade funcional.....	118
3.5 Métricas da paisagem.....	120
3.6 Análise dos dados.....	121
4. RESULTADOS.....	122
4.1 Diversidade biológica.....	122
4.2 Diversidade funcional.....	125
4.3 Métricas de paisagem.....	128
4.4 Relação das variáveis ambientais, diversidade biológica/funcional e a fragmentação da paisagem.....	133
4.5 Partição da diversidade alfa, beta e gama.....	140
5. DISCUSSÃO.....	141
6. CONCLUSÃO.....	144
REFERÊNCIAS.....	145
ANEXOS.....	159

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1 Previsões hipotéticas para o processo de intensificação do stress ambiental. A- áreas não fragmentadas; B- áreas pouco fragmentadas; C- áreas intensamente fragmentadas. Cada ponto corresponde a espécies hipotéticas ao longo do gradiente de estresse ambiental de cada área (A, B e C). Ao longo de um gradiente hipotético de fragmentação teremos áreas que não estão passando por grande estresse (Resilientes) onde o número de espécies é compatível com a fitosionomias e a diversidade funcional; com o aumento da fragmentação teremos abertura de áreas e possibilidade de expansão de espécies pioneiras aumentando a diversidade biológica e funcional da área (Diversificação); em áreas muito fragmentadas teremos a intensificação do estresse ambiental promovendo a restrição do ambiente a um pequeno grupo de espécie, reduzindo a diversidade biológica e funcional (Homogeneização) (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; WRIGHT, 1983)..... 25.

CAPÍTULO I

Figura. 1 Fluxograma descrevendo o protocolo de busca para os documentos selecionados na revisão sistemática no período de 1945 a 2022. 1º Critério- áreas de conhecimento; 2º Critério- Duplicatas; 3º Critério- Perda de biodiversidade; 4º Critério- Plantas como tema central; 5º Critério- somente artigos da região tropical; 6º Critério- somente artigos que quantificaram a homogeneização biológica..... 45.

Figura. 2 Avaliação temporal das co-palavras extraídas do texto dos títulos, palavras-chave designadas pelo autor e resumos dos artigos selecionados na revisão sistemática sobre a homogeneização biológica de 1945 a 2022. Avaliação feita com base em 994 artigos do tema selecionado. A variação do tempo é representada pela escala de cores, os termos em amarelo são oriundos de publicações mais recentes os em azul são mais antigos. 47.

Figura. 3 Análise de co-palavras extraídas do texto dos títulos, palavras-chave designadas pelo autor e resumos dos artigos filtrados para os trópicos na revisão sistemática sobre a homogeneização biológica de 1945 a 2022. Avaliação feita com base em 138 artigos do tema recortados para os trópicos. As cores representam o agrupamento das linhas de pesquisa Diversidade filogenética (azul); a ecologia da invasão de espécies (em verde); fatores ambientais e antropogênicos e a diversidade funcional (vermelho). 48

Figura. 4 Avaliação temporal das co-palavras extraídas do texto dos títulos, palavras-chave designadas pelo autor e resumos dos artigos filtrados para os trópicos na revisão sistemática sobre a homogeneização biológica de 1945 a 2022. Avaliação feita com base em 138 artigos do tema selecionado. A variação do tempo é representada

pela escala de cores, os termos em amarelo são oriundos de publicações mais recentes enquanto os azuis são mais antigos. 49.

Figura. 5 Distribuição geográfica das publicações por países da região tropical (a) e número de publicações (b) obtidos na revisão sistemática sobre a Homogeneização Biótica de 1945 a 2020. 50.

Figura. 6 Fluxograma descrevendo os métodos, a avaliação e as principais causas apontadas para a ocorrência de Homogeneização Biótica (HB) em publicações que testaram a ocorrência desse fenômeno (n=21), o asterisco aponta as principais causas para a diferenciação das comunidades. 51.

CAPÍTULO II

Figura 1 Distribuição da vegetação para a região Norte e Noroeste fluminense, segundo o mapa de vegetação potencial do estado do Rio de Janeiro (INEA 2022). 70.

Figura 2 Classificação climática para a região Norte e Noroeste Fluminense segundo Köppen's. Classificação adaptada de Alvares et al., 2013 para todo o Brasil recortado para a região de interesse. 71.

Figura 3 Unidades geológicas presentes na região Norte Noroeste Fluminense, classificação segundo o IBGE 1998. 71.

Figura 4 Unidades de relevo presentes nas regiões Norte e Noroeste fluminense, classificação segundo o (IBGE, 2009). 72

Figura 5 Classes de solos presentes na região Norte e Noroeste fluminense. Legendas com base no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2018). 72

Figura 6 Principais bacias das regiões Norte e Noroeste fluminense, destacando os fragmentos remanescentes avaliados no presente estudo. Modificado de IBGE, 2021b 73

Figura 7 Densidade demográfica da região Norte e Noroeste fluminense de acordo com o Censo de 2010 (IBGE, 2022). 73

Figura 8 Dinâmica da cobertura da terra em fitofisionomias da Mata Atlântica nas regiões Norte e Noroeste fluminense no período de 1985 à 2020. A base de cada seta ramificada é posicionada para mostrar a fisionomia que inclui a maior proporção de mudança, enquanto a largura representa a área modificada entre os usos e fisionomias nas pontas da seta. Fitofisionomias avaliadas: FED – Floresta Estacional Decidual; FES – Floresta Estacional Semidecidual; FOD – Floresta Ombrófila Densa.

Figura elaborada no site <https://flourish.studio/features/> e dados do projeto MapBiomias. 79

Figura 9 Transição dos usos da paisagem de 1985 a 2020 por intervalos de tempo (5 em 5 anos) em diferentes fitofisionomias do Norte e Noroeste fluminense, discriminando acima a área original da fitofisionomia na região em hectares de acordo com o mapa de vegetação potencial do Rio de Janeiro INEA (2022).
..... 81

Figura 10 Distribuição das APPs e das UCs Federais, Estaduais e Municipais de Proteção Integral e Uso Sustentável, nas regiões Norte e Noroeste fluminense. Recorte (a) detalhe para as APPs de topo de morro e declividade; recorte (b) detalhe para a APP de nascentes. 82

Figura 11 Número de fragmentos em cada categoria da métrica avaliada por ano (1985-2020) por fitofisionomias da Mata Atlântica no Norte e Noroeste fluminense. ÁREA- Área dos fragmentos da paisagem; IAC- Índice de área central; IF- Índice de forma; DVP- Distância ao vizinho mais próximo. 84

CAPÍTULO III

Figura 1. Fragmentos remanescentes da Mata Atlântica (Verde escuro) (Fundação SOS Mata Atlântica/ Instituto Nacional de pesquisas Espaciais, 2016) sobrepondo o domínio natural do bioma (verde claro) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2004). Distribuição dos fragmentos florestais selecionados para estudo na FES de Terras Baixas: 1- Fazenda Vermelha (FV), 2- Mata do Mergulhão (MM), 3- Pedreira Itereré (PI), 4-Usina Sapucaia (US); FES Submontanas: 5- Fazenda Monte Alegre (MA), 6- Fazenda Nestoda (FN), 7- Fazenda Prosperidade (PR), 8- Mata São Vicente (SV), 9- Mata da Torre (MT), 10- Fragmento Camacho (CM), 11- Sítio Cambiocó (CB), 12- Sítio Emboque (EM); FES de Tabuleiro: 13- EEE de Guaxindiba (EG), 14- Fazenda Imburi (FI), 15- Fazenda Palmeiras (FP), 16- Fazenda Santo Antônio (FSA), 17- Fazenda Santana (FS), 18- Mata do Funil (MF).
..... 108

Figura 2. Análise de similaridade de espécies arbóreas entre as áreas amostrais através do índice de morisita-horn (a) e do índice de Jaccard (b), utilizando-se o método de agrupamento pela média de grupo (UPGMA). Floresta Estacional Semidecidual Submontana (verde); Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros (laranja) e Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas (azul).
..... 120

Figura 3. Diagrama de Venn apresentando o compartilhamento das espécies amostradas entre as fitofisionomias da região Norte Noroeste Fluminense. FESsm - Floresta Estacional Semidecidual Submontana destaque em verde; FESa - Floresta

Estacional Semidecidual de Tabuleiros destaque em laranja; FES_{tb} - Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas destaque em azul. Fonte: Elaborada pela autora (2023). 121

Figura 4. Curvas de rarefação baseada em indivíduos para os 18 fragmentos avaliados na região norte e noroeste fluminense. As linhas contínuas representam a amostragem real e as linhas tracejadas são a riqueza de espécies extrapolada. 122

Figura 5. Diagrama de Venn apresentando o compartilhamento das entidades funcionais entre as fitofisionomias da região Norte Noroeste Fluminense. FES_{sm} - Floresta Estacional Semidecidual Submontana destaque em verde; FES_{ta} - Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros destaque em laranja; FES_{tb} - Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas destaque em azul. 123

Figura 6. Regressão linear entre os índices de diversidade funcional, Entidades Funcionais (a); Redundância Funcional (b); Vulnerabilidade Funcional e a riqueza de espécies por fragmento das fisionomias avaliadas na região Norte/Noroeste Fluminense. Em tons de verde, fragmentos a Floresta Estacional Semidecidual Submontana; Em tons de laranja a Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro; Em tons de azul a Floresta Estacional das Terras Baixas. 125

Figura 7. Métricas da paisagem para as fitofisionomias da região Norte e Noroeste Fluminense. Floresta Estacional de Tabuleiro, área dos fragmentos (a) índice de área central (b) Índice de dimensão fractal (c). Floresta Estacional das Terras Baixas, área dos fragmentos (d) índice de área central (e) Índice de dimensão fractal (f). Floresta Estacional Submontana, área dos fragmentos (g) índice de área central (h) Índice de dimensão fractal (i). 128

Figura 8. Distância do vizinho mais próximo (DVP) calculados no buffer de 4 km. Métricas calculadas em 3 cenários: Todos os fragmentos juntos, retirada de fragmentos > 5 ha e retirando fragmentos > 10 ha. FES das terras baixas > 1 ha(a) > 5 ha (b) >10 ha (c), FES de Tabuleiros >1 ha (d) > 5 ha (e) > 10 ha (f), FES Submontana >1 ha(g) > 5 ha (h) > 10 ha (i). 129

Figura 9. Índice de ecologia da paisagem calculados no buffer de 15 km. Métricas calculadas em 2 cenários: com a retirada de fragmentos menores que 5 hectares e com a retirada de fragmentos menores que 10 hectares. FES das terras baixas > 5 ha (a) > 10 ha (b), FES de Tabuleiros > 5 ha (c) e > 10 ha (d) e FES Submontana > 5ha (e) >10 ha (f). Distância ao Vizinho mais próximo (ENN). 130

Figura 10 Regressão linear entre índices de diversidade funcional e riqueza de espécies por fragmento das fisionomias avaliadas na região Norte/Noroeste Fluminense. Em tons de verde fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual Submontana; Em tons de laranja a Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros;

Em tons de azul a Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas.
 137

Figura 11. Particionamento da diversidade total: a diversidade de cada parcela (α), a diversidade beta de espécies entre parcelas (β_1) entre fragmentos (β_2) e entre fisionomias (β_3) de remanescentes da Mata Atlântica na região Norte e Noroeste fluminense. 138

ANEXOS

Figura 1 Número de fragmentos florestais em cada fitofisionomias por categoria de tamanho nas regiões Norte e Noroeste fluminense, no ano de 2020. 157

Figura 2 Dinâmica das perdas e ganhos da vegetação primária e secundária para as regiões Norte e Noroeste fluminense ao longo de 32 anos (1987 a 2019), destaque para os marcos ambientais legais do período. Para maiores detalhes das leis e decretos destacados aqui, observar tabela 1 do anexo. 158

Figura 3 Teste de Tukey para validar a formação dos grupos apresentados na PCA na Figura 6 capítulo III. 159

TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Lista das publicações que testaram a homogeneização biótica na região tropical, destaque para principais características abordadas. Em Cinza as publicações que não confirmaram a homogeneização biótica. Características funcionais avaliadas: área foliar total (LA), unidade fotossintética mínima (MPU), conteúdo de matéria seca foliar (LDMC), área foliar específica (SLA); Densidade específica da madeira (WSG); pulvinação foliar (LPulv); pubescência foliar (LPb); exsudatos de plantas (Ex); espinhos da planta (Sp); composição foliar (LC); síndrome de dispersão (Dis); deciduidade (LD); volume de sementes (SV); Altura Máxima (ALM); Diâmetro a altura do peito (DAP); massa corporal adulta (MCA); amplitude da dieta (AD); amplitude do habitat (AH); nível trófico (NT); ciclo de atividade (Cat); estrato de forrageamento (EF); status migratório (SM); tempo de vida (TV); forma de crescimento/forma de vida (FC) e comprimento do broto (CB); condutividade específica do caule potencial (kp), fração do lúmen do vaso (VLF), diâmetro dos vasos (VD), densidade do vaso (pV), teor de nitrogênio (NL) e fósforo foliar (PL), espessura foliar (ThicknessL), capacidade fotossintética em taxas máximas de assimilação de carbono (Amax); em taxas de assimilação de carbono saturado de luz (Asat); altura máxima do adulto (ALM); densidade da madeira (WSG); fenologia (F); guilda (G) e capacidade de fixação de nitrogênio (CFN).....	55
---	----

CAPÍTULO II

Tabela. 1 Valor adicionado bruto por atividade econômica, Produto Interno Bruto, Produto Interno Bruto per capita e Impostos sobre produtos, segundo as Regiões de Governo e municípios Estado do Rio de Janeiro – 2018. Fonte: (CEPERJ, 2020)...	76
Tabela. 2 Classes de uso da terra utilizadas para sumarização dos usos no Norte e Noroeste fluminense descritos pelo projeto MapBiomass.....	77
Tabela. 3 Faixas de área de proteção permanente (APP) determina para o leito principal das principais bacias presentes na região Norte e Noroeste Fluminense, de acordo com o código florestal brasileiro (Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012).....	79

CAPÍTULO III

Tabela 1 Caracterização dos fragmentos por tipo fisionômico. Destacando histórico de uso, matriz de entorno, características da vegetação, tamanho do fragmento e tipo de solo. Os números das áreas (1-18), fazem referência a Figura 1.	113
Tabela 2 Atributos utilizadas para avaliar a diversidade funcional das regiões Norte e Noroeste fluminense e suas respostas no ambiente.....	118
Tabela 3 Categorias de classificação qualitativa dos fragmentos utilizando as métricas da paisagem. Área dada em hectares, Índice de área central (IAC) em	

porcentagem, Índice de Dimensão Fractal (IDF) sem unidade, Distância do Vizinho mais próximo (DVP) em metros e Distância de Centros Urbanos (DCU) em quilômetros..... 121

Tabela 4 Número de Entidades Funcionais (FEs); Redundância e Over redundância por fragmento das fisionomias da região Norte e Noroeste fluminense. Fragmentos florestais avaliados na FES de Terras Baixas: 1- Fazenda Vermelha (FV), 2- Mata do Mergulhão (MM), 3- Pedreira Itereré (PI), 4-Usina Sapucaia (US); FES Submontanas: 5- Fazenda Monte Alegre (MA), 6- Fazenda Nestoda (FN), 7- Fazenda Prosperidade (PR), 8- Mata São Vicente (SV), 9- Mata da Torre (MT), 10- Fragmento Camacho (CM), 11- Sítio Cambiocó (CB), 12- Sítio Emboque (EM); FES de Tabuleiro: 13- EEE de Guaxindiba (EG), 14- Fazenda Imburi (FI), 15- Fazenda Palmeiras (FP), 16- Fazenda Santo Antônio (FSA), 17- Fazenda Santana (FS), 18- Mata do Funil (MF). Os números de 1 a 18 fazem referência a localização dos fragmentos na Figura 1. FESsm - destaque em verde; FESta - destaque em laranja; FEStb - destaque em azul..... 126

Tabela 5 Índices de ecologia da paisagem calculados com o buffer de 4km. Classificação Qualitativa (C.Q) do fragmento baseado nas métricas da paisagem (pontuação). Área total do fragmento (Área), Índice de área Central (CAI), Índice de Dimensão Fractal (IDF) e Distância do Vizinho mais próximo (DVP), métrica calculada em 3 cenários: considerando todos os fragmentos (DVPT); retirada de fragmentos menores que 5 hectares (>5ha) e retirando fragmentos menores que 10 hectares (>10ha)..... 129

Tabela 6 Influência de variáveis ambientais, métricas da paisagem e da diversidade biológica na diversidade funcional dos fragmentos da Região Norte e Noroeste fluminense. Área total do fragmento (Área), Índice de área Central (CAI), Índice de Dimensão Fractal (IDF) e Distância do Vizinho mais próximo (DVPTd)..... 135

ANEXOS

Tabela 1 Descrição dos principais marcos ambientais registrados para o período de avaliação (1985-2020). Fonte: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/>..... 162

Tabela 2 Transição de usos e cobertura do solo nas Unidades de Conservação (UCs) no período de 1985 a 2020. UCs de proteção Integral e Usos Sustentável das regiões Norte e Noroeste Fluminense..... 164

Tabela 3 Proporção da área de preservação da UC em relação a área total das regiões Norte e Noroeste fluminense e em relação aos fragmentos remanescentes da região. 165

Tabela 4 Dados das Unidades de Conservação, de Uso Integral e Sustentável presentes nas regiões Norte e Noroeste fluminense. Fonte: (MMA, 2022). As unidades destacadas em cinza possuem sobreposição de áreas. 165

Tabela 5 . Área dos fragmentos por fitofisionomia da Mata Atlântica presente nas regiões Norte e Noroeste Fluminense no período de 1985 a 2020. 168

Tabela 6 Índice de área Central - CAI para as fisionomias da Mata Atlântica, presentes nas regiões Norte e Noroeste Fluminense no período de 1985 a 2020.. 169

Tabela 7 Métrica da paisagem, distância ao fragmento mais próximo- ENN para as fisionomias da Mata Atlântica, presentes nas regiões Norte e Noroeste Fluminense no período de 1985 à 2020.	171
--	-----

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar os impactos decorrentes da fragmentação em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (FES), correlacionando-os com processos de homogeneização ou diversificação. Como resultado da fragmentação esperávamos observar o domínio de espécies generalistas em detrimento de espécies especialistas, com consequente redução das diversidades α e β . Analisamos as mudanças na cobertura florestal da região Norte e Noroeste fluminense por fitofisionomia, utilizando a coleção 6 completa do MapBiomias (35 anos). Para avaliação mais detalhada das métricas de fragmentação dos remanescentes, utilizamos imagens RapidEye (5 m). A diversidade biológica das áreas foi avaliada através de banco de dados de 18 fragmentos da FES, disponíveis no DRYFLOR. Utilizamos atributos funcionais que abrangem aspectos relacionados à disponibilidade hídrica, capacidade de dispersão e de alocação de recursos, compilados a partir dos bancos de dados TRY, Dryad e complementados a partir de publicações disponíveis online. Para avaliar a influência da fragmentação na homogeneização e/ou diversificação biológica das áreas de interesse, utilizamos o índice de área central de dimensão fractal e distância ao vizinho mais próximo. O índice de dissimilaridade de Jaccard foi utilizado para comparação da composição florística entre os fragmentos estudados. Para verificar os padrões de β -diversidade entre fragmentos e fisionomias utilizamos o particionamento aditivo da diversidade. Por meio de modelos lineares múltiplos testamos a relação entre perda de diversidade biológica e perda de diversidade funcional, utilizando dados ambientais e métricas de paisagem como variáveis respostas; e determinamos a ocorrência de homogeneização ou diversificação dos fragmentos estudados. As análises foram executadas no ambiente R, versão 4.0.4 e Qgis 3.28.5. Entre as fitofisionomias, as Florestas de Terras Baixas apresentaram maior perda de área até 1985 (93%), tornando-se altamente fragmentadas e isoladas na paisagem. O principal promotor da perda de vegetação foi a agropecuária. A partir de 1985 até 2020, houve redução nessas perdas de cobertura florestal. Entretanto, este resultado é fruto do balanço dos ganhos de vegetação secundária que compensam, em termos quantitativos, as perdas de vegetação madura, mas trazem prejuízos em termos de biodiversidade. Registramos 7.125 indivíduos, distribuídos em 63 famílias, 226 gêneros e 481 espécies, considerando os 18 fragmentos estudados. Cerca de 34% das espécies foram representadas por apenas um indivíduo e 18% por dois indivíduos. Tipo de dispersão, (Biótico e Abiótico) tipo de fruto (seco carnosos) e hábito foliar (Sempre-verde e Decídua) foram os parâmetros que melhor explicaram o espaço funcional. Mostramos que existe uma diferenciação entre as fisionomias presentes na região Norte e Noroeste fluminense. Essa distinção natural pode estar sendo reduzida pela fragmentação, que consiste no particionamento de comunidades contínuas e na constante substituição de espécies (*turnover*). Nas áreas de estudo o *turnover* foi responsável por aproximadamente 98% da diferenciação. A diferenciação entre os fragmentos foi responsável por grande parte da β -diversidade, indicando que a fragmentação promoveu o isolamento de conjuntos de espécies diferentes, em cada fragmento. No entanto, em escala de paisagem, entre fitofisionomias, a composição de espécies foi mais semelhante, o que evidencia a redução da diversidade entre comunidades.

Palavras-chave: Homogeneização biótica; Diversificação biótica; Florestas tropicais; Fitofisionomias; Métricas de paisagem; Conservação; Mata Atlântica brasileira.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the impacts resulting from fragmentation in remnants of Semideciduous Seasonal Forest (FES), correlating them with processes of homogenization or diversification. As a result of fragmentation, we expected to observe the dominance of generalist species with detrimental effects on the specialist species, and consequent reduction in α -and- β diversity. We analyzed changes in forest cover in the North and Northwest of Rio de Janeiro by phytophysiognomy, using the complete collection 6 of MapBiomas (35 years). For a more detailed evaluation of the fragmentation metrics of the remnants, we used RapidEye images (5 m). The biological diversity of the areas was evaluated through a database of 18 FES fragments, available at DRYFLOR. We use functional attributes that cover aspects related to water availability, dispersion capacity, and resource allocation, compiled from the TRY and Dryad databases and complemented by publications available online. To assess the influence of fragmentation on the homogenization and/or biological diversification of the areas of interest, we used the central area index of fractal dimension and distance to the nearest neighbor. The Jaccard dissimilarity index was used to compare the floristic composition between the studied fragments. To verify the patterns of β -diversity between fragments and physiognomies we used additive diversity partitioning. Through multiple linear models, we tested the relationship between loss of biological diversity and loss of functional diversity, using environmental data and landscape metrics as response variables; and determine the occurrence of homogenization or diversification of the studied fragments. Analyzes were performed in the R environment, version 4.0.4, and Qgis 3.28.5. Among the phytophysiognomies, the Lowland Forests showed the greatest area loss until 1985 (93%), becoming highly fragmented and isolated in the landscape. The main promoter of vegetation loss was agriculture and livestock. From 1985 to 2020, there was a reduction in these forest cover losses. However, this result is the result of the balance of secondary vegetation gains that compensate, in quantitative terms, the losses of mature vegetation, but bring losses in terms of biodiversity. We registered 7,125 individuals, distributed in 63 families, 226 genera, and 481 species, considering the 18 fragments studied. About 34% of the species were represented by only one individual and 18% by two individuals. Type of dispersion, (Biotic and Abiotic) type of fruit (dry fleshy), and leaf habit (Evergreen and Deciduous) were the parameters that best explained the functional space. We show a difference between the physiognomies present in the North and Northwest regions of Rio de Janeiro. This natural distinction may be reduced by fragmentation, which consists of the partitioning of continuous communities and the constant replacement of species (turnover). In the study areas, turnover was responsible for approximately 98% of the differentiation. The differentiation between fragments was responsible for a large part of the β -diversity, indicating that fragmentation promoted the isolation of sets of different species in each fragment. However, on a landscape scale, between phytophysiognomies, species composition was more similar, which shows the reduction of diversity between communities.

Keywords: Biotic homogenization; Biotic diversification; Tropical forests; Phytophysiognomies; Landscape metrics; Conservation; Brazilian Atlantic Forest.

ESTRUTURA DA TESE

Esta tese está dividida em:

Introdução Geral - Aborda a homogeneização biótica, evolução do conceito além de fatores ambientais e biológicas que podem afetar a diversidade biológica. Tratamos ainda da diversidade funcional, conceitos e sua importância para a conservação dos serviços ecossistêmicos e as consequências da fragmentação histórica da mata atlântica na diversidade biológica e funcional deste bioma.

Capítulo I - O primeiro capítulo é uma revisão sistemática de literatura sobre a homogeneização biótica e suas consequências na diversidade das comunidades arbóreas tropicais, destacando as possíveis lacunas dessa área de pesquisa. **Este capítulo está publicado na revista multidisciplinar núcleo de conhecimento**
DOI: 10.32749/nucleodoconhecimento.com.br/biologia/homogeneizacao-biotica

Capítulo II - O segundo capítulo aborda a mudança na cobertura florestal em diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica nas regiões Norte e Noroeste fluminense. Utilizando métricas de paisagem (área, borda, forma, grau de isolamento), utilizando-se a coleção 6 do MapBiomas (1985 a 2020). **Este capítulo está aceito para publicação na revista Ambiente e Sociedade**
DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0170r1vu27L1A>

Capítulo III - O terceiro capítulo teve como objetivo determinar se as fitofisionomias da Floresta Estacional Semidecidual FES, estão diversificando ou homogeneizando e avaliar os efeitos da fragmentação na diversidade biológica e funcional em remanescentes da FES.

1 INTRODUÇÃO GERAL

Originalmente o Bioma Mata Atlântica ocupava grande parte da região costeira brasileira, contudo a intensificação da ação humana, promoveu acentuada degradação através da extração madeireira, agricultura, mineração, pecuária e queimadas, além do corte seletivo de árvores, reduzindo a diversidade da floresta. Atualmente, o principal fator de degradação da Mata Atlântica tem sido a expansão urbana e exploração dos recursos naturais (MMA, 2017).

Esta superexploração dos recursos naturais traz graves implicações para o funcionamento da floresta e a perda de serviços ambientais. Com destaque para o sequestro de carbono, serviços hidrológicos, provimento de água em quantidade e qualidade, manutenção do ciclo das chuvas, polinização, a proteção contra desastres naturais, pestes agrícolas, a beleza cênica para recreação, os serviços culturais e espirituais (CUNHA et al., 2011). Cerca de 70% da população brasileira obtém estes serviços essenciais, através das áreas de vegetação da Mata Atlântica.

Com o objetivo de regulamentar a utilização e proteção da vegetação nativa deste bioma o Decreto Nº 6.660, de 21 de novembro de 2008, definiu que a Mata Atlântica possui aproximadamente 19 formações nativas (BRASIL, 2008), compreendendo um complexo agrupamento de formações vegetacionais, distribuído ao longo de um gradiente climático, geográfico (SAITER et al., 2015) e altitudinal (EISENLOHR et al., 2013; JOLY et al., 2012).

A Floresta Estacional Semidecidual, uma das formações contemplada neste decreto, subdivide-se em quatro fitofisionomias: Alúvias, das Terras Baixas, Submontana e Montana. (IBGE, 2012). Em Rizzini (1979), existe ainda a subdivisão da floresta estacional de tabuleiros, como uma subclassificação da fisionomia de Floresta estacional Semidecidual das Terras Baixas.

A Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas, se estende desde o sul da cidade de Natal (RN) até o norte do estado do Rio de Janeiro, regiões de terrenos do Pliopleistoceno do Grupo Barreiras e nas proximidades do Município de Cabo Frio, ocorre em terreno quaternário (IBGE, 2012).

A Floresta Estacional de Tabuleiro apresenta um gradiente vegetacional da costa ao continente. Na região costeira apresenta vegetação mais espaça, já no continente, possui vegetação arbórea com estratos superiores a 25-30

metros, e árvores emergentes de até 60 metros. Esta formação tem poucas espécies de epífitas, lianas e palmeiras (CNRBMA, 2004; NASCIMENTO; LIMA, 2008). Devido a sua localização em um relevo mais plano esta formação foi bastante desmatada, principalmente para plantação de cana-de-açúcar e pastagens para criação de gado (CNRBMA, 2004).

A fitofisionomia da Floresta Estacional Semidecidual Submontana tem sua área de ocorrência a partir do sul da Bahia até norte e sudoeste do Paraná, sul de Mato Grosso do Sul, adentrando pelo sul de Goiás através do Rio Paranaíba, bem como nos Estados de Mato Grosso e de Rondônia passando pelos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, com fragmentos dissociados na Região Centro-Oeste (IBGE, 2012).

Além da diversidade fisionômica a Mata atlântica possui rica diversidade biológica que apesar da intensa degradação sofrida, ainda apresenta grande número de espécies endêmicas. Características que lhe concedeu o status de hotspots mundial para a conservação da biodiversidade, sendo uma das 5 regiões de maior biodiversidade do planeta apesar de restar apenas 8,1% de sua vegetação ainda intactas (MITTERMEIER et al., 2004).

Os principais fatores responsáveis por esta degradação histórica são a fragmentação, o corte seletivo e queimadas (MMA, 2017) resultando em perda de mais de 80% de sua cobertura original (ATLANTICA, 2012). Estimativas registravam a existência de apenas 12% da vegetação nativa, se considerado fragmentos a partir de três hectares, se considerarmos apenas áreas maiores que 100 hectares essa porcentagem cai para 8,5% (SILVA et al., 2017). Contudo estudo utilizando imagens de satélite de alta precisão (5m) estimam que a cobertura vegetal remanescente chega a 28%, mais que o dobro das estimativas anteriores, contudo, este trabalho incluiu também áreas em sucessão tardia ou intermediária (RESENDE et al., 2018).

A fragmentação florestal é, portanto, um dos principais problemas da atualidade para a manutenção da diversidade biológica, resultando em perda de 13-75% da diversidade local (ALMOND et al., 2022; HADDAD et al., 2015). Áreas florestais uma vez fragmentadas, perdem conectividade e aumentam a área de borda (LINDENMAYER; FISCHER, 2006), levando a um aumento na disponibilidade de luz dentro da floresta (GASTON et al., 2012), alterando assim as condições abióticas do ambiente (HADDAD et al., 2015).

A interação desses efeitos causa grandes danos ao ecossistema, amplificando o poder deletério da fragmentação através do tempo. Os efeitos dessa interação são mais perceptíveis em escalas temporais relativamente longas (HADDAD et al., 2015; KATZ et al., 2014; LAURANCE, 2008). Haddad compilou dados de estudos de longo prazo de fragmentação em vários biomas ao redor do globo, constatando que a redução da área do fragmento e o seu maior isolamento geralmente reduzem a abundância de pássaros, mamíferos, insetos e plantas (HADDAD et al., 2015).

Evidências empíricas sugerem que essas perdas não são aleatórias no ambiente fragmentado. Espécies mais sensíveis a alterações como árvores emergentes, tolerantes à sombra e de sementes grandes são mais propensas a redução de suas populações em paisagens florestais fragmentadas (SILVA; TABARELLI, 2000; TABARELLI; LOPES; PERES, 2008).

Portando há uma variedade de características de plantas que se mostram consistentemente associadas a redução ou a proliferação em ambientes fragmentados (LÔBO et al., 2011). Como espécies tolerante a luz, com madeira menos densa e sementes pequenas e mais numerosas (DE LIMA et al., 2020; SANTOS et al., 2008), promovendo assim uma seleção das espécies, podendo conduzir a uma homogeneização biológica.

O processo de homogeneização biológica foi primeiramente descrito como a substituição progressiva da biota local por espécies não nativas, que geralmente são introduzidas por ação humana (ELTON, 2000; MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999) acarretando perda da diversidade local. Contudo esse processo pode ser promovido também por espécies nativas, que ao ocorrer um distúrbio no ambiente, ganham espaço em detrimento de espécies com menor tolerância/resistência a alterações do ambiente, promovendo assim a diminuição da diversidade α e β no espaço e no tempo (ZWIENER, 2018).

Desta forma a homogeneização pode ocorrer pela invasão de espécies exóticas (LONGWORTH et al., 2014) ou pela expansão de espécies nativas resistentes a distúrbios no ambiente (CAMPBELL et al., 2017; MARTINEZ, 2010) ou mesmo pelos dois eventos (MCCUNE; VELLEND, 2013), podendo levar as florestas de uma determinada região a serem dominadas por uma ou por um grupo restrito de espécies e com isso alterar a distribuição e abundância naturais

deste tipo florestal (PEH; LEWIS; LLOYD, 2011; TABARELLI; PERES; MELO, 2012a).

Estudos relatam que o processo de homogeneização não é facilmente percebido a depender da escala e do tempo de avaliação, pois a diversidade α e γ podem aumentar ao mesmo tempo que a diversidade β pode ser reduzida (CAMPBELL et al., 2017; CHEN et al., 2010; MCCUNE; VELLEND, 2013). Especificamente para Mata atlântica temos poucos estudos detalhando esse processo e na maioria dos casos priorizando um fator chave como as mudanças climáticas e o desmatamento (LÔBO et al., 2011; ZWIENER, 2018), a fragmentação do bioma Mata Atlântica (LÔBO et al., 2011; TABARELLI; PERES; MELO, 2012b) a variabilidade da topografia da região (RODRIGUES; VILLA; NERI, 2019). Desta forma, será que este processo de homogeneização observado para algumas regiões da Mata Atlântica está acarretando um aumento na dominância de determinadas espécies e com isso alterando a diversidade na Mata Atlântica?

A dominância caracterizada como a prevalência de um pequeno grupo ou mesmo espécies únicas, não é comumente descrita para os trópicos. Caracterizado pela ocorrência de grande diversidade, riqueza e equidade de espécies, com elevado número de espécies raras e um baixo número de espécies abundantes (CONDIT et al., 2000, 2002). Assim, a dominância pode ser resultado da homogeneização biológica do ambiente. Apesar de termos relatos de casos de monodominância natural em florestas tropicais (CONNEL & LOWAN 1989, HART et. al. 1989, NASCIMENTO et al. 1997, TORTI et al. 2001; PEH et al. 2011).

Recentemente, estudos realizados na Amazônia (TER STEEGE et al., 2013, 2020) observaram a ocorrência de hiperdominância de espécies para o bioma. O termo hiperdominância é definido como um grupo de espécies tão comuns que juntas são responsáveis por mais da metade de todas as árvores numa região. Estes autores, avaliando a ocorrência e abundância de espécies arbóreas na Amazônia observaram que do total de 16.000 espécies estimadas para o bioma, apenas 227 formam o grupo das hiperdominantes, com aproximadamente três famílias dominando esse grupo (e.g. Arecaceae, Lecythidaceae e Myristicaceae).

Neste estudo a maioria das espécies hiperdominantes (121 de 227) são especialistas em habitat e apresentaram forte preferência por um dos cinco tipos fisionômicos principais da floresta amazônica e que dentro de cada região, um número ainda menor de espécies, em geral, responde por 50% dos indivíduos, e a maioria dessas dominantes locais também estão presentes no grupo das espécies hiperdominantes.

Estas espécies hiperdominantes são importantes também para a produção de biomassa e produtividade da floresta amazônica, com apenas 182 espécies, do total de 3.458 correspondem a mais de 50% da produção total de biomassa florestal (FAUSET et al., 2015).

A monodominância um tipo extremo de hiperdominância é caracterizada quando uma única espécie é responsável por $\geq 60\%$ da abundância ou biomassa de árvores do dossel (CONNELL; LOWMAN, 1989; PEH; LEWIS; LLOYD, 2011), podendo caracterizar uma dominância persistente no ambiente quando ocupa mais de um estrato da floresta, classificada como “dominância clássica”. Até o momento temos registros de 23 espécies classificadas como monodominantes no ambiente, destas, 13 pertencem a família Leguminosae (PEH, 2009).

Para o bioma Mata Atlântica ainda não temos informações sobre a ocorrência ou não de espécies hiperdominantes, tão pouco relatos de casos de florestas monodominantes naturais. Mas como discutido acima, temos um número crescente de casos de homogeneização biológica para o bioma, fato que ao longo do tempo pode levar a dominância de espécies ou até mesmo hiperdominância.

O processo de homogeneização biológica ou mesmo de monodominância tem sido correlacionado as características do solo, tais como a fertilidade (VELDEN et al., 2014), a acidez (NASCIMENTO; PROCTOR, 1997), teor de elementos como o magnésio, ferro e alumínio (NASCIMENTO et al., 2017), a presença de espécies especializada em determinada condição do solo (ELIAS et al., 2018).

A distribuição da diversidade, abundância e frequência das espécies que temos no ambiente hoje é resultado das intrincadas redes de interação entre comunidade, variáveis bióticas e abióticas através do tempo (JIMÉNEZ-ALFARO et al., 2016; MARCUZZO; ARAÚJO; LONGHI, 2013). Contudo o processo de fragmentação e suas consequências (eg. efeito de borda, perda de habitat)

podem alterar o ambiente de tal forma, resultando muitas vezes em sua simplificação (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017; CAMPBELL et al., 2017; RIEMANN et al., 2017), e redução da biodiversidade (BAUER et al., 2016; CAMPBELL et al., 2017; GERISCH et al., 2012; TILMAN et al., 1997).

Desta forma fatores ambientais como nutrientes nos solos, topografia, altitude, temperatura, precipitação e distância do oceano ao longo de sua extensão, funcionam como filtros ambientais, promovendo uma grande variabilidade na distribuição da biodiversidade da Mata atlântica.

A área do presente estudo recebe influência de pelo menos 4 ecoregiões fitogeográficas da Mata Atlântica, do Alto Paraná, Florestas costeiras da Serra do Mar, florestas interiores da Bahia e Restinga da Costa Atlântica (EISENLOHR, P.V. & OLIVEIRA-FILHO, 2015; ZWIENER, 2018), potencializando a diversidade dessas áreas com maior riqueza e endemismo.

As características edáficas são frequentemente citadas como fatores preponderante para a distribuição das espécies arbóreas tropicais (ARRUDA et al., 2017; CÁMARA-LERET et al., 2017; CLARK et al., 1995), assim como para ocorrência de monodominância (NASCIMENTO et al., 2017; NASCIMENTO MT, 1997; VELDEN et al., 2014). Desta forma, a compreensão do processo de homogeneização e de seus mecanismos perpassa pelo entendimento do papel do solo (PEH et al., 2011; PEH; LEWIS; LLOYD, 2011) e de outros fatores ambientais como clima, precipitação e topografia (EISENLOHR et al., 2013; ENGELBRECHT et al., 2007; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017).

A relação solo-vegetação caracteriza-se como um processo dinâmico, pois a vegetação assim como outros organismos, com o tempo modificam o solo podendo alterar suas características físicas e químicas (RAIJ, 2011), bem como o solo, com suas características influenciam as espécies, condicionando quais espécies se estabelecem ou não em cada tipo de solo (BOHLMAN et al., 2008; CARDOSO; SCHIAVINI, 2002; HARIDASAN, 2008; NGUYEN; GÓMEZ-ZURITA, 2016; PELLEGRINI, 2016; SANTOS-FILHO, FRANCISCO SOARES ALMEIDA JR; ZICKEL, 2013).

As características climáticas de cada região também podem afetar o solo, uma vez que a chuva, temperatura e os ventos são os principais agentes de intemperismo (RAIJ, 2011). Assim como modula o solo, o clima também é responsável por modular a distribuição da vegetação em grandes escalas,

regulando os limites de distribuição dos táxons de acordo com sua capacidade de resistir a condições de seca (MUELBERT et al., 2016) processo também observado em microescalas (SARR; HIBBS; HUSTON, 2005).

O relevo também influenciado pelos agentes de intemperismo, confere grande variabilidade aos solos, que através do processo de lixiviação promove a “lavagem” do solo, em áreas mais elevadas carreando nutrientes para regiões mais baixas (TROEH; THOMPSON, 2007) influenciando na distribuição das espécies no espaço (TORRES; MARTINS; KINOSHITA, 1997; VIEIRA et al., 2011).

A utilização dos mecanismos adaptativos da planta, como base para a compreensão de suas respostas a heterogeneidade dos fatores ambientais, tem sido tema de estudos, pois o entendimento destes feedbacks pode ser utilizado como estratégias de restauração e conservação em ambientes degradados (BALACHOWSKI; VOLAIRE, 2018; LAUGHLIN et al., 2017).

Assim os diferentes mecanismos adaptativos que as espécies de plantas desenvolvem tais como caracteres morfológicos, fisiológicos, estruturais, fenológicos e ainda a associação com organismos para o aumento do trade-off planta-ambiente, possibilitando o incremento na taxa de sobrevivência desta espécie, são chamados de atributos funcionais da planta (MISSIO et al., 2017; ROSADO; DE MATTOS, 2017; SILVA, 2010; WALKER, 1992).

Para definir os grupos funcionais muitas características podem ser utilizadas como área foliar, tipo de caule, frutos, tamanho ou massa de sementes e até mesmo a estrutura do indivíduo inteiro. Sempre dando preferência para os caracteres mais fáceis, rápidos e econômicos de serem mensurados (MISSIO et al., 2017; SILVA et al., 2014; SILVA, 2010). Os caracteres das espécies mais comumente mensurados são o Comprimento Foliar (CF); Largura Foliar (LF); Relação Largura Comprimento Foliar (RLC); Densidade da Madeira (DM); Área Foliar (AF); Nitrogênio Foliar (NF) e conteúdo de Massa Seca Foliar (LDMC) (SILVA, 2010).

A resposta da planta a agentes estressores do ambiente varia grandemente de acordo com a plasticidade da espécie (BARROS et al., 2012), fase do desenvolvimento (VIEIRA et al., 2014) por exemplo as espécies sempre verdes, apresentam atributos mais plásticos para resistir ao dessecamento e perda de água e assim manter as folhas por mais tempo (PRINGLE et al., 2011).

A variabilidade de respostas das espécies às características do ambiente, descrevem a diversidade funcional do ambiente, e esta pode ser avaliada através de índices como a riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional (VILLEGER; MASON; DAVID, 2008), "valor médio do traço ponderado pela comunidade" (CWM), dentre outros (MOUILLOT et al., 2014; RICOTTA; MORETTI, 2011).

Desta forma nossas previsões hipotéticas são de que sob condições ambientais ótimas, a diversidade funcional responde de forma linear à diversidade biológica, mesmo tendo em conta a redundância funcional e as limitações de nicho de cada ambiente figura 1A. Em ambientes que passaram por algum distúrbio, mas este foi cessado ou mesmo reduzido, com alterações apenas de ordem intermediárias, podemos esperar o processo de diversificação ambiental. Pois nesse caso a fragmentação abriu novas áreas, trazendo uma diversificação de nichos dando oportunidades para novas espécies entrarem no sistema, trazendo novas funcionalidades figura 1B. Já em um ambiente severamente alterado, podemos ter o processo de homogeneização biológica, resultante da combinação específica de espécies com um conjunto restrito de características filtradas pelas condições extremas do ambiente degradado figura 1C.

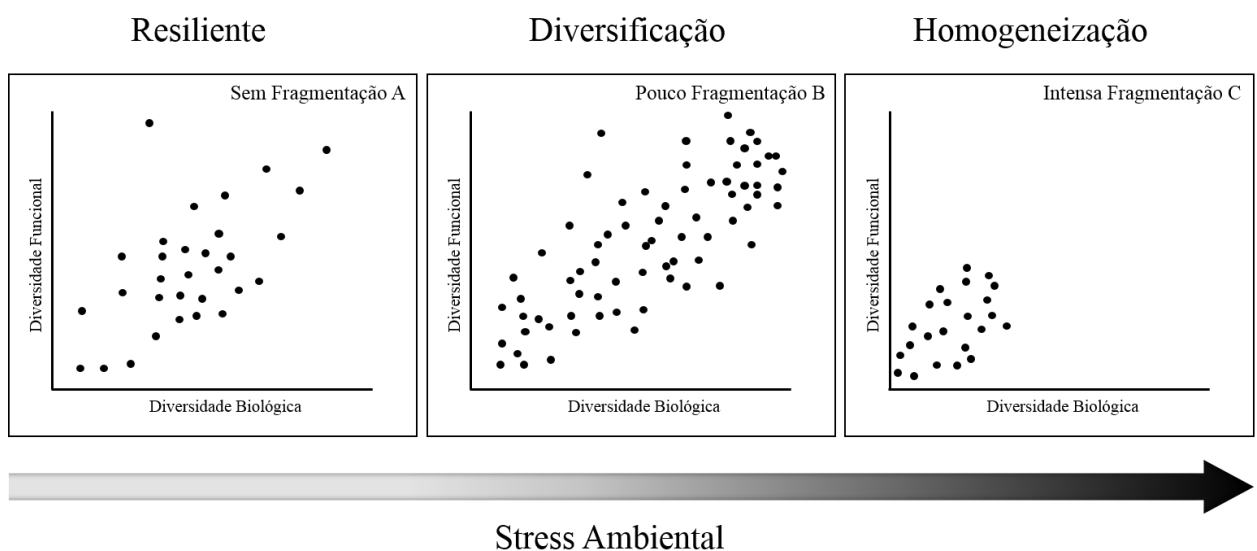


Figura 1 Previsões hipotéticas para o processo de intensificação do stress ambiental. A- áreas não fragmentadas; B- áreas pouco fragmentadas; C- áreas intensamente fragmentadas. Cada ponto corresponde a espécies hipotéticas ao longo do gradiente de estresse ambiental de cada área (A, B e C). Ao longo de um gradiente hipotético de fragmentação teremos áreas que não estão passando por grande estresse (Resilientes) onde o número de espécies é compatível com a fitosionomias e a diversidade funcional; com o aumento da fragmentação teremos abertura de

áreas e possibilidade de expansão de espécies pioneiras aumentando a diversidade biológica e funcional da área (Diversificação); em áreas muito fragmentadas teremos a intensificação do estresse ambiental promovendo a restrição do ambiente a um pequeno grupo de espécie, reduzindo a diversidade biológica e funcional (Homogeneização) (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; WRIGHT, 1983). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

OBJETIVOS

Determinar os impactos decorrentes da fragmentação em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (FES), correlacionando-os com processos de homogeneização ou diversificação.

Avaliar a perda de diversidade biológica em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual e suas consequências na diversidade funcional e diversidade β ;

Analisar a diversidade α e β a luz da homogeneização da paisagem

REFERÊNCIAS

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P. L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; NORDEN, N.; SANTOS, B. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017.

ARRUDA, D. M.; FERNANDES-FILHO, E. I.; SOLAR, R. R. C.; SCHAEFER, C. E. G. R. Combining climatic and soil properties better predicts covers of Brazilian biomes. **Science of Nature**, v. 104, n. 3–4, p. 32, 2017.

ATLANTICA, S. M. **Atlas da Mata Atlântica » SOS Mata Atlântica**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/blog-categorias/atlas-da-mata-atlantica-2/>>. Acesso em: 25 out. 2018.

AZANI, N.; BABINEAU, M.; BAILEY, C. D.; BANKS, H.; BARBOSA, A. R.; PINTO, R. B.; BOATWRIGHT, J. S.; BORGES, L. M.; BROWN, G. K.; BRUNEAU, A.; CANDIDO, E.; CARDOSO, D.; CHUNG, K. F.; CLARK, R. P.; CONCEIÇÃO, A. D. S.; CRISP, M.; CUBAS, P.; DELGADO-SALINAS, A.; DEXTER, K. G.; DOYLE, J. J.; DUMINIL, J.; EGAN, A. N.; DE LA ESTRELLA, M.; FALCÃO, M. J.; FILATOV, D. A.; FORTUNA-PEREZ, A. P.; FORTUNATO, R. H.; GAGNON, E.; GASSON, P.; RANDO, J. G.; TOZZI, A. M. G. de A.; GUNN, B.; HARRIS, D.; HASTON, E.; HAWKINS, J. A.; HERENDEEN, P. S.; HUGHES, C. E.; IGANCI, J. R. V.; JAVADI, F.; KANU, S. A.; KAZEMPOUR-OSALOO, S.; KITE, G. C.; KLITGAARD, B. B.; KOCHANOVSKI, F. J.; KOENEN, E. J. M.; KOVAR, L.; LAVIN, M.; ROUX, M. Le; LEWIS, G. P.; DE LIMA, H. C.; LÓPEZ-ROBERTS, M. C.; MACKINDER, B.; MAIA, V. H.; MALÉCOT, V.; MANSANO, V. F.; MARAZZI, B.; MATTAPHA, S.; MILLER, J. T.; MITSUYUKI, C.; MOURA, T.; MURPHY, D. J.; NAGESWARA-RAO, M.; NEVADO, B.; NEVES, D.; OJEDA, D. I.; TOBY PENNINGTON, R.; PRADO, D. E.; PRENNER, G.; DE QUEIROZ, L. P.; RAMOS, G.; FILARDI, F. L. R.; RIBEIRO, P. G.; RICO-ARCE, M. D. L.; SANDERSON, M. J.; SANTOS-SILVA, J.; SÃO-MATEUS, W. M. B.; SILVA, M. J. S.; SIMON, M. F.; SINOUE, C.; SNAK, C.; DE SOUZA, É. R.; SPRENT, J.; STEELE, K. P.; STEIER, J. E.; STEEVES, R.; STIRTON, C. H.; TAGANE, S.; TORKE, B. M.; TOYAMA, H.; DA CRUZ, D. T.; VATANPARAST, M.; WIERINGA, J. J.; WINK, M.; WOJCIECHOWSKI, M. F.; YAHARA, T.; YI, T.; ZIMMERMAN, E. A new subfamily classification of the leguminosae based on a taxonomically comprehensive phylogeny. **Taxon**, v. 66, n. 1, p. 44–77, 1 fev. 2017.

BALACHOWSKI, J. A.; VOLAIRE, F. A. Implications of plant functional traits and drought survival strategies for ecological restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 2, p. 631–640, 2018.

BARROS, F. de V.; GOULART, M. F.; SÁ TELLES, S. B.; LOVATO, M. B.; VALLADARES, F.; LEMOS-FILHO, J. P. de. Phenotypic plasticity to light of two congeneric trees from contrasting habitats: Brazilian Atlantic Forest versus cerrado (savanna). **Plant Biology**, v. 14, n. 1, p. 208–215, 2012.

BAUER, A.; FARRELL, R.; GOLDBLUM, D.; BAUER, A.; FARRELL, R.; GOLDBLUM, D. The Geography of Forest Diversity and Community Changes under Future Climate Conditions in the Eastern United States. **Ecoscience**, v. 23, p. 41–53, 2016.

BOHLMAN, S. a; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; NASCIMENTO, H. E. M.; FEARNSIDE, P. M.; ANDRADE, A. Importance of soils, topography and geographic distance in structuring central Amazonian tree communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 6, p. 863–874, 2008.

BRASIL. **DECRETO Nº 6.660, de 21 de Novembro de 2008**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6660.htm>. Acesso em: 7 jun. 2018.

CÁMARA-LERET, R.; TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; BALSLEV, H.; MUNCH KRISTIANSEN, S. Modelling responses of western Amazonian palms to soil nutrients. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 2, p. 367–381, 2017.

CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; LAURANCE, S. G.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; LAURANCE, W. F. Forest edge disturbance increases rattan abundance in tropical rain forest fragments. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–12, 2017.

CARDOSO, E.; SCHIAVINI, I. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 3, p. 277–289, 2002.

CHEN, H.; QIAN, H.; SPYREAS, G.; CROSSLAND, M. Native-exotic species richness relationships across spatial scales and biotic homogenization in wetland plant communities of Illinois, USA. **A Journal of Conservation Biogeography**, v. 16, p. 737–743, 2010.

CLARK, D. A.; CLARK, D. B.; M, R. S.; C, M. V. C. Edaphic and Human Effects on Landscape-Scale Distributions of Tropical Rain Forest Palms. **America**, v. 76, n. 8, p. 2581–2594, 1995.

CNRBMA, C. N. R. da B. da M. A. **CNRBMA - Conselho Nacional Reserva da Biosfera da Mata (Atlântica)**. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/anuario/mata_02_eco_floresta_ombrofila_densa.asp>. Acesso em: 7 jun. 2018.

CONDIT, R.; ASHTON, P. S.; BAKER, P.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; GUNATILLEKE, S.; GUNATILLEKE, N.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B.; ITOH, A.; LAFRANKIE, J. V.; LEE, H. S.; LOSOS, E.; MANOKARAN, N.; SUKUMAR, R.; YAMAKURA, T. Spatial Patterns in the Distribution of Tropical Tree Species. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1414–1418, 26 maio 2000.

CONDIT, R.; PITMAN, N.; LEIGH, E. G.; CHAVE, J.; TERBORGH, J.; FOSTER, R. B.; NÚÑEZ, P.; AGUILAR, S.; VALENCIA, R.; VILLA, G.; MULLER-LANDAU, H. C.; LOSOS, E.; HUBBELL, S. P. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science (New York, N.Y.)**, v. 295, n. 5555, p. 666–9, 25 jan. 2002.

CONNELL, J. H.; LOWMAN, M. D. Low-Diversity Tropical Rain Forests: Some Possible Mechanisms for Their Existence. **The University of Chicago Press for The American Society of Naturalists**, v. 134, n. 1, p. 88–119, 1989.

CUNHA, A. a.; FREITAS, A.; VEIGA, F.; PREM, I.; GAVALDÃO, M.; MAY, P. H.; SEEHUSEN, S. E.; PREM, I. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica - lições aprendidas e desafios**. [s.l: s.n.]272 p.

EISENLOHR, P.V. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. Obtenção e estruturação de metadados para trabalhos fitogeográficos de síntese e o banco de dados TreeAtlan como estudo de caso. *Em*: FELFILI, J.M.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A. & MEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos métodos e estudos de casos**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2015. p. 385–411.

EISENLOHR, P. V.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; PADGURSCHI, M. C. G.; TORRES, R. B.; PRATA, E. M. B.; DOS SANTOS, F. A. M.; ASSIS, M. A.; RAMOS, E.; ROCHELLE, A. L. C.; MARTINS, F. R.; CAMPOS, M. C. R.; PEDRONI, F.; SANCHEZ, M.; PEREIRA, L. S.; VIEIRA, S. A.; GOMES, J. A. M. A.; TAMASHIRO, J. Y.; SCARANELLO, M. A. S.; CARON, C. J.; JOLY, C. A. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 12, p. 2767–2783, 2013.

ELIAS, F.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; BUDKE, J. C.; ESQUIVEL-MUELBERT, A.; MORANDI, P. S.; REIS, S. M.; PHILLIPS, O. L. Idiosyncratic soil-tree species associations and their relationships with drought in a monodominant Amazon forest. **Acta Oecologica**, v. 91, p. 127–136, 1 ago. 2018.

ELTON, C. S. (Charles S. **The ecology of invasions by animals and plants**. 2. ed. Chicago: University of Chicago Press, 2000. 181 p.

ENGELBRECHT, B. M. J.; COMITA, L. S.; CONDIT, R.; KURSAR, T. A.; TYREE, M. T.; TURNER, B. L.; HUBBELL, S. P. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. **Nature**, v. 447, n. 7140, p. 80–82, 2007.

EPIHOV, D. Z.; BATTERMAN, S. A.; HEDIN, L. O.; LEAKE, J. R.; SMITH, L. M.; BEERLING, D. J. **N₂-fixing tropical legume evolution: A contributor to enhanced weathering through the Cenozoic?** *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* Royal Society Publishing, 16 ago. 2017.

ESQUIVEL-MUELBERT, A.; BAKER, T. R.; DEXTER, K. G.; LEWIS, S. L.; TER STEEGE, H.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MONTEAGUDO MENDOZA, A.; BRIENEN, R.; FELDPAUSCH, T. R.; PITMAN, N.; ALONSO, A.; VAN DER HEIJDEN, G.; PEÑA-CLAROS, M.; AHUITE, M.; ALEXIAIDES, M.; ÁLVAREZ DÁVILA, E.; MURAKAMI, A. A.; ARROYO, L.; AULESTIA, M.; BALSLEV, H.; BARROSO, J.; BOOT, R.; CANO, A.; CHAMA MOSCOSO, V.; COMISKEY, J. A.; CORNEJO, F.; DALLMEIER, F.; DALY, D. C.; DÁVILA, N.; DUIVENVOORDEN, J. F.; DUQUE MONTOYA, A. J.; ERWIN, T.; DI FIORE, A.; FREDERICKSEN, T.; FUENTES, A.; GARCÍA-VILLACORTA, R.; GONZALES, T.; GUEVARA ANDINO, J. E.; HONORIO CORONADO, E. N.; HUAMANTUPACHUQUIMACO, I.; KILLEEN, T. J.; MALHI, Y.; MENDOZA, C.; MOGOLLÓN, H.; JØRGENSEN, P. M.; MONTERO, J. C.; MOSTACEDO, B.; NAURAY, W.; NEILL, D.; VARGAS, P. N.; PALACIOS, S.; PALACIOS CUENCA, W.; PALLQUI CAMACHO, N. C.; PEACOCK, J.; PHILLIPS, J. F.; PICKAVANCE, G.; QUESADA, C. A.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; RESTREPO, Z.; REYNEL RODRIGUEZ, C.; PAREDES, M. R.; SIERRA, R.; SILVEIRA, M.; STEVENSON, P.; STROPP, J.; TERBORGH, J.; TIRADO, M.; TOLEDO, M.; TORRES-LEZAMA, A.; UMAÑA, M. N.; URREGO, L. E.; VASQUEZ MARTINEZ, R.; GAMARRA, L. V.; VELA, C. I. A.; VILANOVA TORRE, E.; VOS, V.; VON HILDEBRAND, P.; VRIESENDORP, C.; WANG, O.; YOUNG, K. R.; ZARTMAN, C. E.; PHILLIPS, O. L. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. *Ecography*, v. 40, n. 5, p. 618–629, 2017.

FAUSET, S.; JOHNSON, M. O.; GLOOR, M.; BAKER, T. R.; MONTEAGUDO M., A.; BRIENEN, R. J. W.; FELDPAUSCH, T. R.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MALHI, Y.; TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; BARALOTO, C.; ENGEL, J.; PÉTRONELLI, P.; ANDRADE, A.; CAMARGO, J. L. C.; LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; CHAVE, J.; ALLIE, E.; VARGAS, P. N.; TERBORGH, J. W.; RUOKOLAINEN, K.; SILVEIRA, M.; AYMARD C., G. A.; ARROYO, L.; BONAL, D.; RAMIREZ-ANGULO, H.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; NEILL, D.; HÉRAULT, B.; DOURDAIN, A.; TORRES-LEZAMA, A.; MARIMON, B. S.; SALOMÃO, R. P.; COMISKEY, J. A.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; TOLEDO, M.; LICONA, J. C.; ALARCÓN, A.; PRIETO, A.; RUDAS, A.; VAN DER MEER, P. J.; KILLEEN, T. J.; MARIMON JUNIOR, B. H.; POORTER, L.; BOOT, R. G. A.; STERGIOS, B.; TORRE, E. V.; COSTA, F. R. C.; LEVIS, C.; SCHIETTI, J.; SOUZA, P.; GROOT, N.; ARETS, E.; MOSCOSO, V. C.; CASTRO, W.; CORONADO, E. N. H.; PEÑA-CLAROS, M.; STAHL, C.; BARROSO, J.; TALBOT, J.; VIEIRA, I. C. G.; VAN DER HEIJDEN, G.; THOMAS, R.; VOS, V. A.; ALMEIDA, E. C.; DAVILA, E. Á.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ERWIN, T. L.; MORANDI, P. S.; DE OLIVEIRA, E. A.;

VALADÃO, M. B. X.; ZAGT, R. J.; VAN DER HOUT, P.; LOAYZA, P. A.; PIPOLY, J. J.; WANG, O.; ALEXIADES, M.; CERÓN, C. E.; HUAMANTUPA-CHUQUIMACO, I.; DI FIORE, A.; PEACOCK, J.; CAMACHO, N. C. P.; UMETSU, R. K.; DE CAMARGO, P. B.; BURNHAM, R. J.; HERRERA, R.; QUESADA, C. A.; STROPP, J.; VIEIRA, S. A.; STEININGER, M.; RODRÍGUEZ, C. R.; RESTREPO, Z.; MUELBERT, A. E.; LEWIS, S. L.; PICKAVANCE, G. C.; PHILLIPS, O. L. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nature Communications**, v. 6, p. 1–9, 2015.

GASTON, K. J.; DAVIES, T. W.; BENNIE, J.; HOPKINS, J. Reducing the ecological consequences of night-time light pollution: Options and developments. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 6, p. 1256–1266, 2012.

GEI, M.; ROZENDAAL, D. M. A.; POORTER, L.; BONGERS, F.; SPRENT, J. I.; GARNER, M. D.; AIDE, T. M.; ANDRADE, J. L.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BRANCALION, P. H. S.; CABRAL, G. A. L.; CÉSAR, R. G.; CHAZDON, R. L.; COLE, R. J.; COLLETTA, G. D.; DE JONG, B.; DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S. M.; DO ESPÍRITO SANTO, M. M.; FERNANDES, G. W.; NUNES, Y. R. F.; FINEGAN, B.; MOSER, V. G.; HALL, J. S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LEBRIJA-TREJOS, E.; LETCHER, S. G.; LOHBECK, M.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MEAVE, J. A.; MENGE, D. N. L.; MORA, F.; MUÑOZ, R.; MUSCARELLA, R.; OCHOA-GAONA, S.; ORIHUELA-BELMONTE, E.; OSTERTAG, R.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; PIOTTO, D.; REICH, P. B.; REYES-GARCÍA, C.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; ROMERO-PÉREZ, I. E.; SANAPHRE-VILLANUEVA, L.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N. B.; DE ALMEIDA, A. S.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; SILVER, W.; DE SOUZA MORENO, V.; SULLIVAN, B. W.; SWENSON, N. G.; URIARTE, M.; VAN BREUGEL, M.; VAN DER WAL, H.; VELOSO, M. D. D. M.; VESTER, H. F. M.; VIEIRA, I. C. G.; ZIMMERMAN, J. K.; POWERS, J. S. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, n. 7, p. 1104–1111, 1 jul. 2018.

GERISCH, M.; AGOSTINELLI, V.; HENLE, K.; DZIOCK, F. More species, but all do the same: Contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. **Oikos**, v. 121, n. 4, p. 508–515, 2012.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. **Advancement of science**, v. 1, n. March, p. 1–10, 2015.

HARIDASAN, M. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, n. 3, p. 183–195, 2008.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Inventário das Formações Florestais e Campestres. Técnicas e Manejo de Coleções Botânicas. Procedimentos para Mapeamentos.** [s.l.: s.n.]1–271 p.

JIMÉNEZ-ALFARO, B.; CHYTRÝ, M.; MUCINA, L.; GRACE, J. B.; REJMÁNEK, M. Disentangling vegetation diversity from climate-energy and habitat heterogeneity for explaining animal geographic patterns. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 5, p. 1515–1526, 2016.

JOLY, C. A.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y.; CAMPOS, M. C. R. de; GOMES, J. A. M. A.; LACERDA, M. S.; SANTOS, F. A. M. dos; PEDRONI, F.; PEREIRA, L. de S.; PADGURSCHI, M. de C. G.; PRATA, E. M. B.; RAMOS, E.; TORRES, R. B.; ROCHELLE, A.; MARTINS, F. R.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B. de; AIDAR, M. P. M.; EISENLOHR, P. V.; SIMÕES, E.; VILLANI, J. P.; BELINELLO, R. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 125–145, 2012.

KATZ, D. S. W.; PELTIER, D.; WOLF, S. M.; BARRIE, B. T. C. Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: the challenge of multiprocess – multiresponse dynamics n. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 882–895, 2014.

LAUGHLIN, D. C.; STRAHAN, R. T.; MOORE, M. M.; FULÉ, P. Z.; HUFFMAN, D. W.; COVINGTON, W. W. The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1058–1069, 2017.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1731–1744, 2008.

LINDENMAYER, David.; FISCHER, Joern. **Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis.** [s.l.] Island Press, 2006. 328 p.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F. P. L.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **A Journal of Conservation Biogeography**, v. 17, p. 287–296, 2011.

LONGWORTH, J. B.; MESQUITA, R. C.; BENTOS, T. V.; MOREIRA, M. P.; MASSOCA, P. E.; WILLIAMSON, G. B. Shifts in dominance and species assemblages over two decades in alternative successions in central Amazonia. **Biotropica**, v. 46, n. 5, p. 529–537, 2014.

MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J. Structure and Environmental Relations of Floristic Groups in Tropical Deciduous Forest Fragment. **Revista Árvore**, v. 37, n. 2, p. 275–287, 2013.

MCCUNE, J. L.; VELLEND, M. Gains in native species promote biotic homogenization over four decades in a human-dominated landscape. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 1542–1551, 2013.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **TREE**, v. 5347, n. Table 1, p. 450–453, 1999.

MISSIO, F. D. F.; SILVA, A. C. da; HIGUCHI, P.; LONGHI, S. J.; BRAND, M. A.; RIOS, P. D.; ROSA, A. D.; BUZZI JUNIOR, F.; BENTO, M. A.; GONÇALVES, D. A.; LOEBENS, R.; PSCHIEDT, F.; MISSIO, F. de F.; SILVA, A. C. da; HIGUCHI, P.; LONGHI, S. J.; BRAND, M. A.; RIOS, P. D.; ROSA, A. D.; BUZZI JUNIOR, F.; BENTO, M. A.; GONÇALVES, D. A.; LOEBENS, R.; PSCHIEDT, F. Functional Traits of Tree Species in a Fragment of Araucaria Forest in Lages, Santa Catarina State. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 215, 2017.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOUREX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited**. Mexico: CEMEX, 2004. 392p. p.

MMA, M. do M. A. **Mata Atlântica**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica_emdesenvolvimento>. Acesso em: 7 jun. 2018.

MUELBERT, A. E.; BAKER, T. R.; DEXTER, K.; LEWIS, S. L.; STEEGE, H. ter; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MENDOZA, A. M.; BRIENEN, R.; FELDPAUSCH, T. R.; PITMAN, N.; ALONSO, A.; VAN DER HEIJDEN, G.; PEÑA-CLAROS, M.; AHUITE, M.; ALEXIAIDES, M.; DÁVILA, E. Á.; MURAKAMI, A. A.; ARROYO, L.; AULESTIA, M.; BALSLEV, H.; BARROSO, J.; BOOT, R.; CANO, A.; MOSCOSO, V. C.; COMISKEY, J.; DALLMEIER, F.; DALY, D.; DÁVILA, N.; DUIVENVOORDEN, J.; MONTOYA, A. J. D.; ERWIN, T.; FIORE, A. Di; FREDERICKSEN, T.; FUENTES, A.; GARCÍA-VILLACORTA, R.; GONZALES, T.; GUEVARA, J. E. A.; CORONADO, E. N. H.; HUAMANTUPA-CHUQUIMACO, I.; KILLEEN, T.; MALHI, Y.; MENDOZA, C.; MOGOLLÓN, H.; JØRGENSEN, P. M.; MONTERO, J. C.; MOSTACEDO, B.; NAURAY, W.; NEILL, D.; VARGAS, P. N.; PALACIOS, S.; CUENCA, W. P.; CAMACHO, N. C. P.; PEACOCK, J.; PHILLIPS, J. F.; PICKAVANCE, G.; QUESADA, C. A.; RAMÍREZ-ANGULO, H.;

RESTREPO, Z.; RODRIGUEZ, C. R.; PAREDES, M. R.; SIERRA, R.; SILVEIRA, M.; STEVENSON, P.; STROPP, J.; TERBORGH, J.; TIRADO, M.; TOLEDO, M.; TORRES-LEZAMA, A.; UMAÑA, M. N.; URREGO, L. E.; MARTINEZ, R. V.; GAMARRA, L. V.; VELA, C.; TORRE, E. V.; VOS, V.; VON HILDEBRAND, P.; VRIESENDORP, C.; WANG, O.; YOUNG, K. R.; ZARTMAN, C. E.; PHILLIPS, O. L.; CORNEJO, F. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. **Ecography**, v. 39, n. April, p. 12, 2016.

NASCIMENTO, M.; LIMA, H. Floristic and structural relationships of a tabuleiro forest in northeastern Rio de Janeiro, Brazil. **The Atlantic Coastal Forest-Northeastern Brazil**. ..., n. September, p. 389–410, 2008.

NASCIMENTO, M. T.; BARBOSA, R. I.; DEXTER, K. G.; DE CASTILHO, C. V.; DA SILVA CARVALHO, L. C.; VILLELA, D. M. Is the *Peltogyne gracilipes* monodominant forest characterised by distinct soils? **Acta Oecologica**, v. 85, p. 104–107, 1 nov. 2017.

NASCIMENTO, M. T.; PROCTOR, J. Soil and Plant Changes Across a Monodominant Rain Forest Boundary on Maraca Island, Roraima, Brazil. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 6, n. 5, p. 387, set. 1997.

NASCIMENTO MT, P. J. Soil and plant changes across a monodominant rain forest boundary on Maraca Island, Roraima, Brazil. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 6, p. 387–395, 1997.

NGUYEN, D. T.; GÓMEZ-ZURITA, J. Subtle ecological gradient in the tropics triggers high species-turnover in a local geographical scale. **PLoS ONE**, v. 11, n. 6, p. 1–26, 2016.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, n. August 1998, p. 793–810, 2000.

PEH, K. S. **The Relationship between Species Diversity and Ecosystem Function in Low- and High-diversity Tropical African Forests**. 2009. The University of Leeds School of Geography, 2009.

PEH, K. S. H.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 4, p. 891–898, 2011.

PEH, K. S. H.; SONKÉ, B.; LLOYD, J.; QUESADA, C. A.; LEWIS, S. L. Soil does not explain monodominance in a Central African tropical forest. **PLoS ONE**, v. 6, n. 2, 2011.

PELLEGRINI, A. F. A. Nutrient limitation in tropical savannas across multiple scales and mechanisms. **Ecology**, v. 97, n. 2, p. 313–324, 2016.

PRINGLE, E. G.; ADAMS, R.; BROADBENT, E.; BUSBY, P. E.; DIRZO, R. Distinct Leaf Trait Syndromes of Evergreen and Deciduous Trees in a Seasonally Dry Tropical Forest. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 299–308, 2011.

RAES, N.; SAW, L. G.; VAN WELZEN, P. C.; YAHARA, T. Legume diversity as indicator for botanical diversity on Sundaland, South East Asia. **South African Journal of Botany**, v. 89, p. 265–272, 2013.

RAIJ, B. Van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. 2. ed. Piracicaba, SP: Internacional Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

RESENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot : An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

RICOTTA, C.; MORETTI, M. CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. **Oecologia**, v. 167, n. 1, p. 181–188, 2011.

RIEMANN, J. C.; NDRIANTSOA, S. H.; RÖDEL, M. O.; GLOS, J. Functional diversity in a fragmented landscape — Habitat alterations affect functional trait composition of frog assemblages in Madagascar. **Global Ecology and Conservation**, v. 10, p. 173–183, 2017.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil - Aspectos ecológicos**. São Paulo: Edusp, 1979. 474 p.

RODRIGUES, A. C.; VILLA, P. M.; NERI, A. V. Fine-scale topography shape richness, community composition, stem and biomass hyperdominant species in Brazilian Atlantic forest. **Ecological Indicators**, v. 102, n. May 2018, p. 208–217, 2019.

ROSADO, B. H. P.; DE MATTOS, E. A. On the relative importance of CSR ecological strategies and integrative traits to explain species dominance at local scales. **Functional Ecology**, v. 31, n. 10, p. 1969–1974, 2017.

SAITER, F. Z.; EISENLOHR, P. V.; FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R.; THOMAS, W. W.; DE OLIVEIRA-FILHO, A. T. Floristic units and their predictors unveiled in part of the Atlantic Forest hotspot: Implications for conservation planning. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2031–2046, 2015.

SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260, 2008.

SANTOS-FILHO, FRANCISCO SOARES ALMEIDA JR, E. B.; ZICKEL, C. S. Do edaphic aspects alter vegetation structures in the Brazilian restinga? **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 3, p. 613–623, 2013.

SARR, D. A.; HIBBS, D. E.; HUSTON, M. A. A hierarchical perspective of plant diversity. **Quarterly Review of Biology**, v. 80, n. 2, p. 187–212, 2005.

SCHRIRE, B. D.; LEWIS, G. D.; LAVIN, M. Biogeography of the leguminosae. *Em*: LEWIS, G. D.; SCHRIRE, B. D.; MACKINDER, B. A. & LOCK, J. M. **Legumes of the world**. 1. ed. London: Royal Botanic Garden, Kew, 2005. p. 21–54.

SILVA, Á. M. L.; DE FARIA LOPES, S.; VITORIO, L. A. P.; SANTIAGO, R. R.; DE MATTOS, E. A.; DE BRITO MELO TROVÃO, D. M. Plant functional groups of species in semiarid ecosystems in Brazil: wood basic density and SLA as an ecological indicator. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 37, n. 3, p. 229–237, 2014.

SILVA, J. M. C. da; PINTO, L. P. P.; HIROTA, M.; BEDÊ, L.; TABARELLI, M. **Conservação da Mata Atlântica brasileira: um balanço dos últimos dez anos**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/artigo/conservacao-da-mata-atlantica-brasileira-um-balanco-dos-ultimos-dez-anos/>>. Acesso em: 23 ago. 2019.

SILVA, J. M. C. da; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. March, p. 72–74, 2000.

SILVA, J. V. da. **Padrões de organização e atributos funcionais de plantas em comunidades em estágio inicial e avançado de sucessão em Floresta com Araucária** Rio Grande do Sul. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia., 2010.

SPRENT, J. I.; ARDLEY, J.; JAMES, E. K. Biogeography of nodulated legumes and their nitrogen-fixing symbionts. **New Phytologist**, v. 215, n. 1, p. 40–56, 2017.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, v. 40, n. 6, p. 657–661, 2008.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The ‘ few winners and many losers ’ paradigm revisited : Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136–140, 2012.

TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; SABATIER, D.; BARALOTO, C.; SALOMAO, R. P.; GUEVARA, J. E.; PHILLIPS, O. L.; CASTILHO, C. V.;

MAGNUSSON, W. E.; MOLINO, J.-F.; MONTEAGUDO, A.; NUNEZ VARGAS, P.; MONTERO, J. C.; FELDPAUSCH, T. R.; CORONADO, E. N. H.; KILLEEN, T. J.; MOSTACEDO, B.; VASQUEZ, R.; ASSIS, R. L.; TERBORGH, J.; WITTMANN, F.; ANDRADE, A.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G. W.; MARIMON, B. S.; MARIMON, B.-H.; GUIMARAES VIEIRA, I. C.; AMARAL, I. L.; BRIENEN, R.; CASTELLANOS, H.; CARDENAS LOPEZ, D.; DUIVENVOORDEN, J. F.; MOGOLLON, H. F.; MATOS, F. D. d. A.; DAVILA, N.; GARCIA-VILLACORTA, R.; STEVENSON DIAZ, P. R.; COSTA, F.; EMILIO, T.; LEVIS, C.; SCHIETTI, J.; SOUZA, P.; ALONSO, A.; DALLMEIER, F.; MONTOYA, A. J. D.; FERNANDEZ PIEDADE, M. T.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; ARROYO, L.; GRIBEL, R.; FINE, P. V. A.; PERES, C. A.; TOLEDO, M.; AYMARD C., G. A.; BAKER, T. R.; CERON, C.; ENGEL, J.; HENKEL, T. W.; MAAS, P.; PETRONELLI, P.; STROPP, J.; ZARTMAN, C. E.; DALY, D.; NEILL, D.; SILVEIRA, M.; PAREDES, M. R.; CHAVE, J.; LIMA FILHO, D. d. A.; JORGENSEN, P. M.; FUENTES, A.; SCHONGART, J.; CORNEJO VALVERDE, F.; DI FIORE, A.; JIMENEZ, E. M.; PENUELA MORA, M. C.; PHILLIPS, J. F.; RIVAS, G.; VAN ANDEL, T. R.; VON HILDEBRAND, P.; HOFFMAN, B.; ZENT, E. L.; MALHI, Y.; PRIETO, A.; RUDAS, A.; RUSCHELL, A. R.; SILVA, N.; VOS, V.; ZENT, S.; OLIVEIRA, A. A.; SCHUTZ, A. C.; GONZALES, T.; TRINDADE NASCIMENTO, M.; RAMIREZ-ANGULO, H.; SIERRA, R.; TIRADO, M.; UMANA MEDINA, M. N.; VAN DER HEIJDEN, G.; VELA, C. I. A.; VILANOVA TORRE, E.; VRIESENDORP, C.; WANG, O.; YOUNG, K. R.; BAIDER, C.; BALSLEV, H.; FERREIRA, C.; MESONES, I.; TORRES-LEZAMA, A.; URREGO GIRALDO, L. E.; ZAGT, R.; ALEXIADES, M. N.; HERNANDEZ, L.; HUAMANTUPA-CHUQUIMACO, I.; MILLIKEN, W.; PALACIOS CUENCA, W.; PAULETTO, D.; VALDERRAMA SANDOVAL, E.; VALENZUELA GAMARRA, L.; DEXTER, K. G.; FEELEY, K.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; SILMAN, M. R. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342, n. 6156, 2013.

TER STEEGE, H.; PRADO, P. I.; LIMA, R. A. F. de; POS, E.; DE SOUZA COELHO, L.; DE ANDRADE LIMA FILHO, D.; SALOMÃO, R. P.; AMARAL, I. L.; DE ALMEIDA MATOS, F. D.; CASTILHO, C. V.; PHILLIPS, O. L.; GUEVARA, J. E.; DE JESUS VEIGA CARIM, M.; CÁRDENAS LÓPEZ, D.; MAGNUSSON, W. E.; WITTMANN, F.; MARTINS, M. P.; SABATIER, D.; IRUME, M. V.; DA SILVA GUIMARÃES, J. R.; MOLINO, J. F.; BÁNKI, O. S.; PIEDADE, M. T. F.; PITMAN, N. C. A.; RAMOS, J. F.; MONTEAGUDO MENDOZA, A.; VENTICINQUE, E. M.; LUIZE, B. G.; NÚÑEZ VARGAS, P.; SILVA, T. S. F.; DE LEÃO NOVO, E. M. M.; REIS, N. F. C.; TERBORGH, J.; MANZATTO, A. G.; CASULA, K. R.; HONORIO CORONADO, E. N.; MONTERO, J. C.; DUQUE, A.; COSTA, F. R. C.; CASTAÑO ARBOLEDA, N.; SCHÖNGART, J.; ZARTMAN, C. E.; KILLEEN, T. J.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; VASQUEZ, R.; MOSTACEDO, B.; DEMARCHI, L. O.; FELDPAUSCH, T. R.; ENGEL, J.; PETRONELLI, P.; BARALOTO, C.; ASSIS, R. L.; CASTELLANOS, H.; SIMON, M. F.; DE MEDEIROS, M. B.; QUARESMA, A.; LAURANCE, S. G. W.; RINCÓN, L. M.;

ANDRADE, A.; SOUSA, T. R.; CAMARGO, J. L.; SCHIETTI, J.; LAURANCE, W. F.; DE QUEIROZ, H. L.; NASCIMENTO, H. E. M.; LOPES, M. A.; DE SOUSA FARIAS, E.; MAGALHÃES, J. L. L.; BRIENEN, R.; AYMARD C, G. A.; REVILLA, J. D. C.; VIEIRA, I. C. G.; CINTRA, B. B. L.; STEVENSON, P. R.; FEITOSA, Y. O.; DUIVENVOORDEN, J. F.; MOGOLLÓN, H. F.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; FERREIRA, L. V.; LOZADA, J. R.; COMISKEY, J. A.; DE TOLEDO, J. J.; DAMASCO, G.; DÁVILA, N.; LOPES, A.; GARCÍA-VILLACORTA, R.; DRAPER, F.; VICENTINI, A.; CORNEJO VALVERDE, F.; LLOYD, J.; GOMES, V. H. F.; NEILL, D.; ALONSO, A.; DALLMEIER, F.; DE SOUZA, F. C.; GRIBEL, R.; ARROYO, L.; CARVALHO, F. A.; DE AGUIAR, D. P. P.; DO AMARAL, D. D.; PANSONATO, M. P.; FEELEY, K. J.; BERENQUER, E.; FINE, P. V. A.; GUEDES, M. C.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; VILLA, B.; PEÑUELA MORA, M. C.; JIMENEZ, E. M.; LICONA, J. C.; CERÓN, C.; THOMAS, R.; MAAS, P.; SILVEIRA, M.; HENKEL, T. W.; STROPP, J.; PAREDES, M. R.; DEXTER, K. G.; DALY, D.; BAKER, T. R.; HUAMANTUPA-CHUQUIMACO, I.; MILLIKEN, W.; PENNINGTON, T.; TELLO, J. S.; PENA, J. L. M.; PERES, C. A.; KLITGAARD, B.; FUENTES, A.; SILMAN, M. R.; DI FIORE, A.; VON HILDEBRAND, P.; CHAVE, J.; VAN ANDEL, T. R.; HILÁRIO, R. R.; PHILLIPS, J. F.; RIVASTORRES, G.; NORONHA, J. C.; PRIETO, A.; GONZALES, T.; DE SÁ CARPANEDO, R.; GONZALES, G. P. G.; GÓMEZ, R. Z.; DE JESUS RODRIGUES, D.; ZENT, E. L.; RUSCHEL, A. R.; VOS, V. A.; FONTY, É.; JUNQUEIRA, A. B.; DOZA, H. P. D.; HOFFMAN, B.; ZENT, S.; BARBOSA, E. M.; MALHI, Y.; DE MATOS BONATES, L. C.; DE ANDRADE MIRANDA, I. P.; SILVA, N.; BARBOSA, F. R.; VELA, C. I. A.; PINTO, L. F. M.; RUDAS, A.; ALBUQUERQUE, B. W.; UMAÑA, M. N.; CARRERO MÁRQUEZ, Y. A.; VAN DER HEIJDEN, G.; YOUNG, K. R.; TIRADO, M.; CORREA, D. F.; SIERRA, R.; COSTA, J. B. P.; ROCHA, M.; VILANOVA TORRE, E.; WANG, O.; OLIVEIRA, A. A.; KALAMANDEEN, M.; VRIESENDORP, C.; RAMIREZ-ANGULO, H.; HOLMGREN, M.; NASCIMENTO, M. T.; GALBRAITH, D.; FLORES, B. M.; SCUDELLER, V. V.; CANO, A.; AHUITE REATEGUI, M. A.; MESONES, I.; BAIDER, C.; MENDOZA, C.; ZAGT, R.; URREGO GIRALDO, L. E.; FERREIRA, C.; VILLARROEL, D.; LINARES-PALOMINO, R.; FARFAN-RIOS, W.; FARFAN-RIOS, W.; CASAS, L. F.; CÁRDENAS, S.; BALSLEV, H.; TORRES-LEZAMA, A.; ALEXIADES, M. N.; GARCIA-CABRERA, K.; VALENZUELA GAMARRA, L.; VALDERRAMA SANDOVAL, E. H.; RAMIREZ AREVALO, F.; HERNANDEZ, L.; SAMPAIO, A. F.; PANSINI, S.; PALACIOS CUENCA, W.; DE OLIVEIRA, E. A.; PAULETTO, D.; LEVESLEY, A.; MELGAÇO, K.; PICKAVANCE, G. Biased-corrected richness estimates for the Amazonian tree flora. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–13, 2020.

TILMAN, D.; TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 94, n. 5, p. 1857–61, 1997.

TORRES, R. B.; MARTINS, F. R.; KINOSHITA, L. S. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, n. 1, p. 41–49, 1997.

TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Solos e fertilidade do solo**. [s.l.] Andrei, 2007.

VELDEN, N. Van Der; SLIK, J. W. F.; HU, Y.; LAN, G.; LIN, L.; DENG, X.; POORTER, L. Monodominance of *Parashorea chinensis* on fertile soils in a Chinese tropical rain forest. **Jornal of Tropical Ecology**, v. 30, p. 311–322, 2014.

VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; DUARTE-NETO, P. J.; MARTINS, S. C.; VEIGA, L. G.; SCARANELLO, M. A.; PICOLLO, M. C.; CAMARGO, P. B.; DO CARMO, J. B.; NETO, E. S.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above-and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, n. 3, p. 421–434, 2011.

VIEIRA, T. O.; DEGLI-ESPOSTI, M. S. O.; SOUZA, G. M.; RABELO, G. R.; DA CUNHA, M.; VITÓRIA, A. P. Photoacclimation capacity in seedling and sapling of *Siparuna guianensis* (Siparunaceae): Response to irradiance gradient in tropical forest. **Photosynthetica**, v. 53, n. 1, p. 11–22, 2014.

VILLEGER, S.; MASON, N. W. H.; DAVID, M. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecological Society of America**, v. 89, n. 9, p. 2290–2301, 2008.

WALKER, B. H. Biodiversity and ecological redundancy. **Biodiversity Conservation**, v. 6 (1), p. 147–148, 1992.

YAHARA, T.; JAVADI, F.; ONODA, Y.; DE QUEIROZ, L. P.; FAITH, D. P.; PRADO, D. E.; AKASAKA, M.; KADOYA, T.; ISHIHAMA, F.; DAVIES, S.; SLIK, J. W. F.; YI, T.; MA, K.; BIN, C.; DARNAEDI, D.; PENNINGTON, R. T.; TUDA, M.; SHIMADA, M.; ITO, M.; EGAN, A. N.; BUERKI, S.; RAES, N.; KAJITA, T.; VATANPARAST, M.; MIMURA, M.; TACHIDA, H.; IWASA, Y.; SMITH, G. F.; VICTOR, J. E.; NKONKI, T. Global legume diversity assessment: Concepts, key indicators, and strategies. **Taxon**, v. 62, n. 2, p. 249–266, 2013.

ZWIENER, V. P. Climate change as a driver of biotic homogenization of woody plants in the Atlantic Forest. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, p. 298–309, 2018.

CAPÍTULO I

HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA EM COMUNIDADES ARBÓREAS DAS FLORESTAS TROPICAIS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

RESUMO

Uma revisão sistemática de literatura foi realizada sobre a homogeneização biótica em florestas tropicais e suas consequências para a diversidade das comunidades arbóreas. Avaliamos artigos indexados nas bases Scopus® e Web of Science®, de 1945 a 2022. A seleção das publicações foi realizada na plataforma Rayyan. O método bibliométrico utilizado para o mapeamento do banco de dados foi a análise de co-palavras, no software VOSviewer. Distinguimos três linhas de pesquisas em homogeneização biótica: ecologia da invasão de espécies; fatores ambientais e antropogênicos; e a diversidade funcional e filogenética. O componente mais estudado e talvez o mais afetado, foi o componente taxonômico. Os eventos de homogeneização biótica estão amplamente distribuídos pela região tropical, sendo o tipo florestal mais afetado a floresta tropical pluvial e a principal causa apontada foi a mudança de uso do solo, relacionada a degradação antrópica. Os estudos de homogeneização biótica nos trópicos têm se intensificado na última década e resultado em importantes avanços para o entendimento deste processo, como a constatação de que ambientes hiperdiversos são passíveis de ocorrência de homogeneização biótica e que ela pode ser mediada por espécies nativas generalistas. Observamos o surgimento de mais um componente da diversidade a ser incluído no conceito da homogeneização, a homogeneização das interações ecológicas.

Palavras-chave: Bibliometria, Conservação, Fragmentação, Florestas tropicais, Homogeneização biótica, Mata Atlântica.

ABSTRACT

We made a systematic revision of the literature on biotic homogenization in tropical forest communities and its consequences on diversity. We evaluated articles indexed in Scopus and Web of Science between 1945 and 2022. The selection of articles was done using the Ravyan platform. The bibliometric method used for mapping the data bases was co-word analysis using the software VOSviewer. We found four lines of research on biotic homogenization: environmental and anthropogenic factors and functional and phylogenetic diversity. The component most studied and possibly most affected was taxonomy. Events of biotic homogenization was widely distributed in the tropics and the forest type most affected was the pluvial rain forest and the principal cause was changes in land use patterns related to anthropogenic degradation. The studies of biotic homogenization in the tropical furnished important advances for the understanding of this process, such as that hyperdiverse environments can be affected by biotic homogenization and that this can be mediated by generalist native species. We observed the inclusion of another component of diversity included in the concept, that of homogenization of biotic interactions.

Keywords: Bibliometrics, Conservation, Fragmentation, Tropical forests, Atlantic forest.

1. INTRODUÇÃO

O aumento da similaridade entre as comunidades biológicas é a principal característica da homogeneização biótica (homogeneização biológica). Este processo, descrito por Elton (1958), demonstra sua preocupação com a disseminação de espécies exóticas. A definição do termo homogeneização biótica veio posteriormente com o trabalho de Mckinney e Lockwood (1999), no qual os autores destacam dois fatores fundamentais para esse processo, a mudança de uso da terra e a introdução de espécies exóticas. Estes autores ao proporem essa definição, trataram principalmente da homogeneização taxonômica, conceito que vem evoluindo desde então. Rahel (2000) adicionou o fator tempo ao conceito, o definindo como a mudança da similaridade entre comunidades ao longo do tempo. Olden et al., (2004), incluíram o caráter multidimensional na avaliação do processo, incorporando os componentes funcional e genético. Atualmente, a homogeneização biótica é definida como a alteração em biotas anteriormente distintas, que se tornaram mais similares ao longo do tempo em diferentes níveis de organização, e.g. genéticas, taxonômicas e funcionais (OLDEN; ROONEY, 2006).

A intensificação das atividades humanas em geral e em alguns casos, atingindo áreas remotas e antes não perturbadas, vem facilitando a invasão de espécies exóticas em áreas anteriormente inacessíveis, rompendo barreiras biogeográficas naturais e desta forma favorecendo a homogeneização biótica (CHARLES S. ELTON, 1958; KOLAR; LODGE, 2001; KRAMER; ZWIENER; MÜLLER, 2022).

Todas as principais causas da perda de biodiversidade no planeta estão de alguma forma atreladas às ações antrópicas (e.g. desmatamento, perda de habitats, fragmentação, poluição de corpos hídricos, caça, introdução de espécies exóticas) e seus efeitos secundários (DÍAZ et al., 2019; ESTES et al., 2011; FINLAYSON et al., 2005; LEWIS; EDWARDS; GALBRAITH, 2015; LOBO et al., 2011; MAXWELL et al., 2016; PENN; DEUTSCH, 2022). A interação de diferentes ações antrópicas pode intensificar seus efeitos sobre a perda de biodiversidade levando à homogeneização biótica áreas anteriormente muito diversas, como é o caso dos hotspots de biodiversidade do mundo (SILVA; TABARELLI, 2000; ZWIENER, 2018) e das florestas tropicais (DIRZO, 2001; PAIN et al., 2021).

O aumento exponencial no número de publicações trouxe grandes dificuldades para os estudos de revisão, a aplicação de métodos de revisão sistemática e bibliométricos, permite lidar com essa riqueza de dados, filtrar as obras importantes por meio da estimativa de seu impacto e descobrir padrões subjacentes de um campo do conhecimento (ZUPIC; ČATER, 2015). Desta forma, o objetivo do presente estudo foi realizar uma revisão sistemática de literatura sobre a homogeneização biótica e suas consequências na diversidade das comunidades arbóreas tropicais, destacando as principais lacunas de conhecimento.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Revisão sistemática de literatura

Realizamos uma revisão de literatura sistemática com base em Moher et al., (2009). Avaliamos artigos científicos indexados que abordam aspectos relacionados à homogeneização biótica em florestas tropicais. A busca por publicações foi realizada sem recorte temporal e delimitação de idiomas, visando obter todas as publicações disponíveis nas bases (1945 a 2022). Com base nessa premissa, foi realizada uma pesquisa bibliográfica em duas das principais bases de dados acadêmicas: Scopus® e Web of Science®.

Para a realização da busca dos artigos foram considerados os seguintes termos relacionados ao tema: “homogenization” OR “tree homogenization” OR “plant homogenization” OR “biotic homogenization”) AND “plant”; que estivessem presentes no título, resumo ou palavras-chave dos artigos. Os termos utilizados nesta busca foram selecionados a partir de artigos de referência da área e as buscas foram realizadas até junho de 2022.

Selecionamos documentos mediante critérios de triagem adaptados de Moher et al., (2009) e O’Dea et al. (2021), conforme a Figura 1. Como primeiro critério, elegemos somente aqueles documentos das áreas do conhecimento correlacionadas às ciências ambientais e da terra, no segundo excluímos artigos duplicados nos bancos de dados, considerando apenas um documento. Como terceiro critério, consideramos apenas os artigos que tratassem da homogeneização biótica como tema central. O quarto critério, considerou apenas os artigos que tivessem as plantas como objeto de estudo. No quinto critério selecionamos somente os artigos que fossem da região tropical e no sexto e

último critério, selecionamos somente os artigos que testaram o processo de homogeneização biótica conforme descritos por Olden e Rooney (2006), estes autores identificaram quatro maneiras rotineiramente utilizadas para testar a homogeneização biótica: 1- “Pool” de espécies pesquisadas em dois períodos; 2- Registro de ocorrências de espécies históricas existentes e reconstruídas; 3- “Pool” de espécies históricas existentes e reconstruídas (corrigidas para extinções); 4- Conjuntos de espécies existentes- semelhança das comunidades. Artigos que só citavam o processo sem realizar um experimento ou avaliação que comprovasse o fenômeno não foram considerados. Todo o processo de filtragem das publicações foi realizado na plataforma de seleção Rayyan (AYAN 2022).

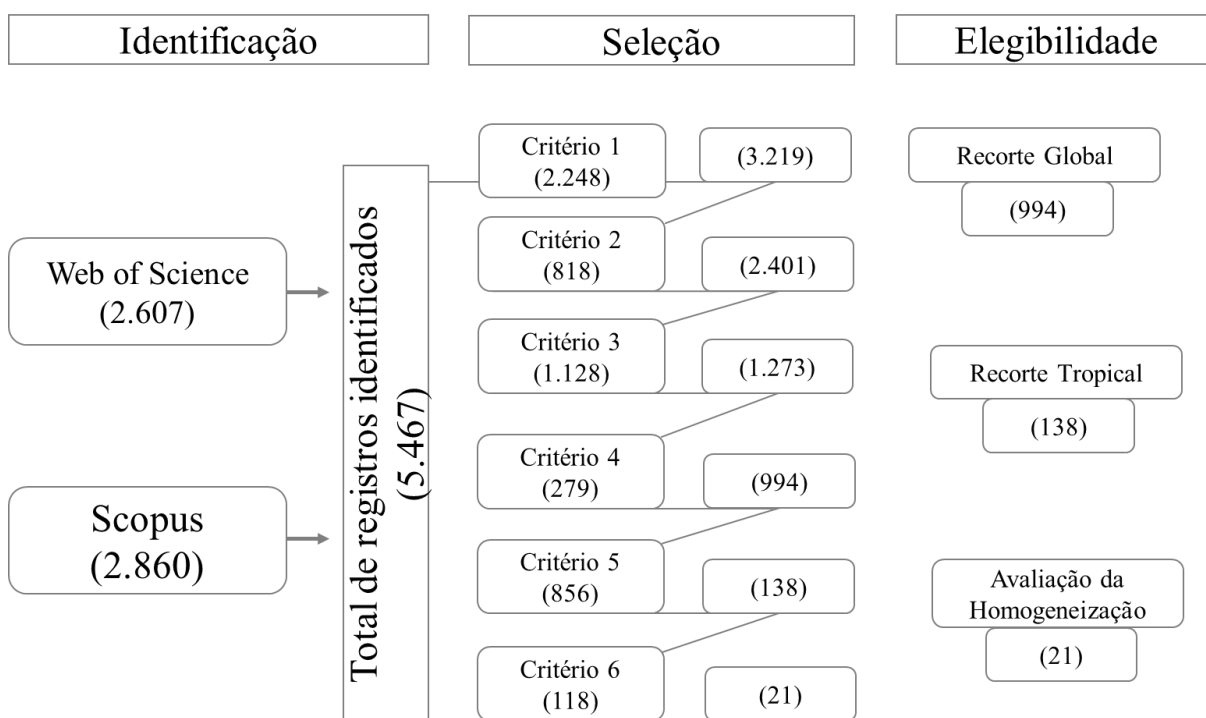


Figura. 1 Fluxograma descrevendo o protocolo de busca para os documentos selecionados na revisão sistemática no período de 1945 a 2022. 1º Critério- áreas de conhecimento; 2º Critério- Duplicatas; 3º Critério- Perda de biodiversidade; 4º Critério- Plantas como tema central; 5º Critério- somente artigos da região tropical; 6º Critério- somente artigos que quantificaram a homogeneização biológica. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

2.2 Análise do banco de dados

Dos artigos selecionados para análise final, retiramos os seguintes dados: ano, autores, escala da avaliação (local, regional, global), área de conhecimento, bioma estudado, tipo de vegetação, categoria de estudo (observacional, experimental, outros), componente da biodiversidade analisada (Taxonômica,

Funcional e Filogenética), abordagem e métrica utilizada, tempo de avaliação e principal causa apontada para a homogeneização biótica.

2.3 Métodos Bibliométricos

O método bibliométrico utilizado para realizar o mapeamento do banco de dados foi a análise de co-palavras (VAN ECK; WALTMAN, 2014). Esta análise avalia o texto completo das publicações e cria mapas baseado em distância.

Cada termo tem seu tamanho orientado pela relevância em determinado conjunto de dados e a espessura das linhas que os conectam é dada pela força de associação (frequência em que os termos foram encontrados juntos), a distância entre dois itens reflete a força da relação entre eles. Selecionamos os termos com mínimo de duas ocorrências, depois restringimos para os 100 primeiros termos, conforme Van Eck; Waltman, (2010). O software utilizado para realizar o mapeamento das co-palavras foi o VOSviewer (JAN; LUDO, 2010). O fluxo de trabalho utilizado neste estudo foi descrito por Zupic e Carter (2015).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados 5.467 artigos publicados no período de 1945 a 2022 e após o processo de filtragem foram considerados 994 artigos para a análise da homogeneização biótica em escala global, 138 em escala tropical e destes apenas 21 testaram a homogeneização biótica (Figura 1).

3.1 Caracterização das publicações de homogeneização biótica nos trópicos

No recorte para escala tropical ($n = 138$) apresentado na Figura 1, observamos que vinte e seis países (Figura 2) tem registros de homogeneização biótica, com destaque para a China ($n = 54$); Brasil ($n = 31$) e Austrália ($n = 29$) (Figura 2b). Na região tropical os países referência nestas publicações temos: Brasil ($n = 1.400$) dominando em número de citações, seguido pelo México ($n = 313$) e Costa Rica ($n = 247$) (Figura 2c).

invasão (introdução de espécies exóticas, características dessas espécies e do ambiente).

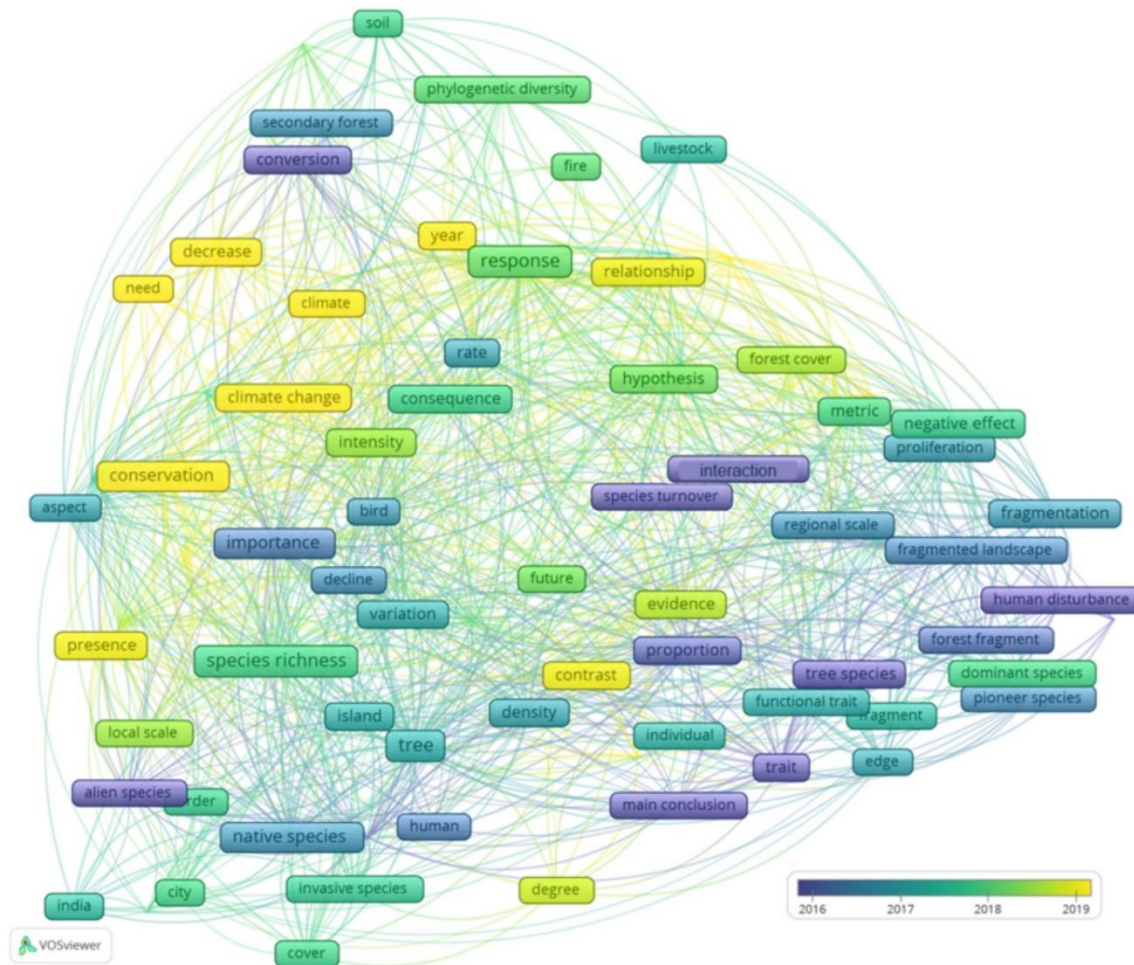


Figura. 4 Avaliação temporal das co-palavras extraídas do texto dos títulos, palavras-chave designadas pelo autor e resumos dos artigos filtrados para os trópicos na revisão sistemática sobre a homogeneização biológica de 1945 a 2022. Avaliação feita com base em 138 artigos do tema selecionado. A variação do tempo é representada pela escala de cores, os termos em amarelo são oriundos de publicações mais recentes enquanto os azuis são mais antigos. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

3.2 Caracterização das publicações que testaram a homogeneização biótica

As publicações que avaliaram a homogeneização biótica nos trópicos ($n = 21$), 67% utilizaram a semelhança entre comunidades e apenas 33% testaram por meio de avaliação temporal. Apesar do número pequeno de publicações que efetivamente testaram a homogeneização, existem registros de estudos em nove países da região tropical, com destaque para o Brasil ($n = 8$), Índia ($n = 3$) e México ($n = 2$), conforme verificado na **Figura 5a e b**.

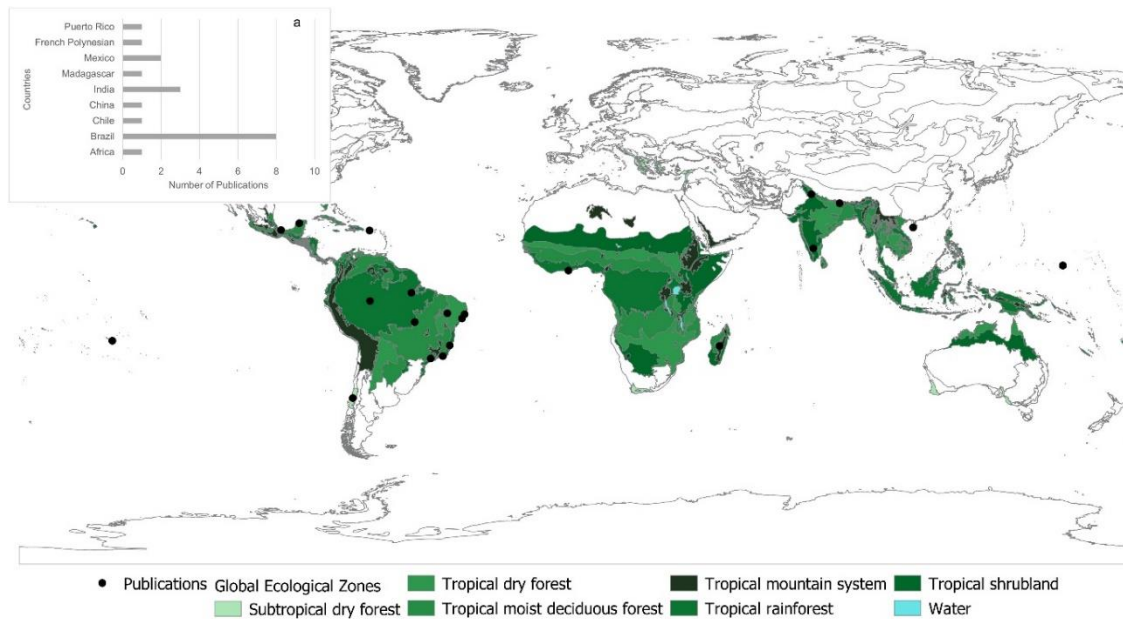


Figura. 5 Distribuição geográfica das publicações por países da região tropical (a) e número de publicações (b) obtidos na revisão sistemática sobre a Homogeneização Biótica de 1945 a 2020. Fonte: FAO; Figura elaborada pela autora (2023).

O tipo florestal tropical pluvial (floresta ombrófila densa) reúne o maior número de estudos nos trópicos ($n = 14$) seguido da floresta tropical semidecídua ($n = 2$) e o restante das ocorrências classificadas em outras zonas ecológicas (**Figura 5a**). No caso do Brasil, o Bioma com maior número de publicações sobre o tema foi a Mata Atlântica ($n = 5$), seguido da Floresta Amazônica ($n = 2$), a Caatinga e área de transição Amazonia/Cerrado apresentando uma publicação cada (**Figura 5a**).

Dentre os métodos identificados por Olden e Rooney (2006) o mais utilizado pelos autores foi a comparação entre comunidades ($n = 14$), seguido da avaliação em escala temporal (**Figura 6**). Apesar do maior número de publicações utilizando a comparação entre comunidades, proporcionalmente, a avaliação em escala temporal teve maior sucesso com 71% de confirmação ($n = 5$), contra 64% ($n = 9$) para o método utilizando a comparação entre comunidades.

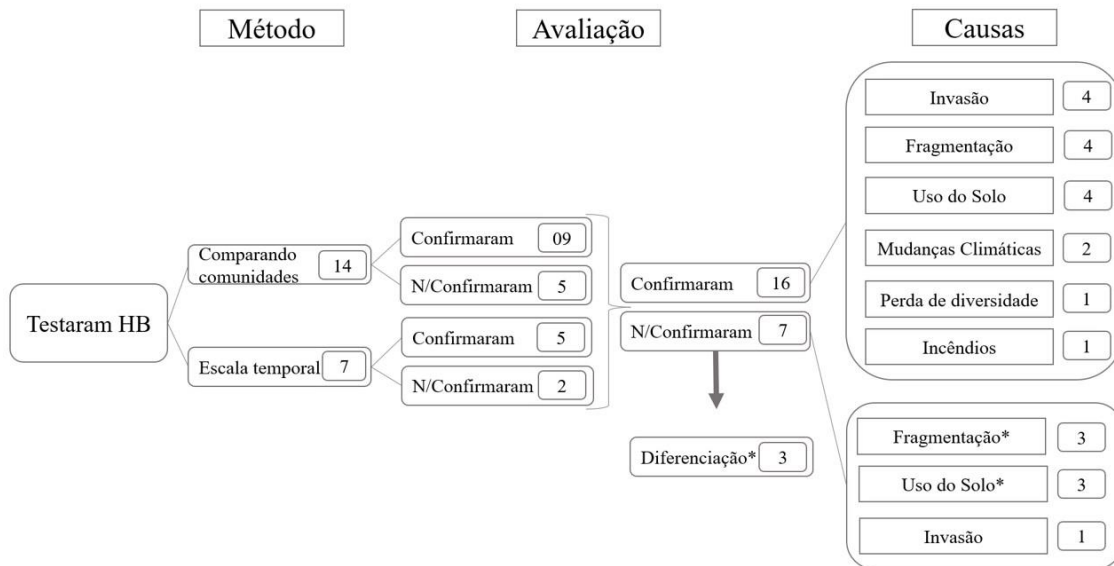


Figura. 6 Fluxograma descrevendo os métodos, a avaliação e as principais causas apontadas para a ocorrência de Homogeneização Biótica (HB) em publicações que testaram a ocorrência desse fenômeno ($n=21$), o asterisco aponta as principais causas para a diferenciação das comunidades. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Avaliando as publicações que testaram a ocorrência desse fenômeno ($n = 21$), ficou evidenciado que as principais causas para ocorrência da homogeneização biótica foram: a Fragmentação ($n = 4$), a Invasão de espécies ($n = 4$) e a mudança de uso do solo ($n = 4$).

Entretanto, Arroyo-Rodríguez et al. (2013), Solar et al. (2015) e Sfair et al. (2016), observaram o fenômeno contrário, ou seja, o aumento da diversidade biótica nas áreas. Esse processo parece ser um achado dependente de escala, uma vez que observaram a diferenciação em nível local (parcela, fragmento) enquanto em escala de paisagem não foi confirmado essa diferença. A diversificação nestas áreas foi resultado da fragmentação (MARTINEZ et al., 2010); múltiplos distúrbios humanos (SFAIR et al., 2015) e histórico de uso da terra (URIBE; GARCÍA; ESTADES, 2021).

Dentre as publicações que analisaram a variação na similaridade de comunidades em escala temporal ($n = 7$), ou seja, antes e após a ocorrência do evento de degradação, conforme sugerido por Olden et al. (2006), duas não confirmaram a homogeneização biótica. Lobo et al. (2011), ao analisarem comparativamente a flora arbórea da Mata Atlântica, antes e após 1980, observaram que a comunidade vegetal passou por um processo de

fragmentação e conseqüente aumento no número de espécies nativas pioneiras e secundárias iniciais.

O aumento na similaridade florística como resultado de eventos de degradação ambiental (incêndios florestais) também foi relatado por Silva et al. (2018). Em uma escala temporal de sete anos (2007 a 2014) foi possível observar que o aumento da frequência de incêndios promoveu a extinção local de espécies e, portanto, o aumento da similaridade, de forma acelerada, em uma área especialmente sensível como a transição entre Cerrado e Floresta Amazônica.

A homogeneização também foi avaliada como resultado das mudanças climáticas (ZWIENER 2018). Nesse contexto foram comparados as condições climáticas atuais e cenários futuros, como tempo 1 e tempo 2. Demonstrando que em cenários de mudanças climáticas severas haverá redução, em larga escala, na diversidade e aumento da similaridade de espécies, entre as comunidades. Concluindo que a expansão de espécies generalistas será responsável pelo aumento da similaridade das espécies.

Outro fator abordado em escala temporal foram as conseqüências de eventos de seca extremas na diversidade taxonômica, funcional e filogenética de florestas úmidas (AGUIRRE-GUTIÉRREZ et al., 2020). A escala temporal utilizada contempla o tempo 1 (1980-1990) e tempo 2 (2010-2013), observando o aumento da diversidade taxonômica e funcional, em florestas úmidas enquanto em florestas mais secas apresentou redução. Na diversidade filogenética observaram uma grande redução no gradiente de úmido a mais seco.

Um fator recorrente na avaliação da homogeneização é a mudança de uso e cobertura da terra, contudo apenas uma publicação avaliou em escala temporal. Uribe et al. (2021) estudaram a influência deste fator sobre a biodiversidade em plantações de *Pinus*, a escala temporal foi representada pelo tempo de rotação de cada plantio (20 anos). Foi constatado que plantações que substituíram diretamente as florestas nativas, apresentaram grande número de espécies especialistas e menor número de generalistas, e que o número de rotações, não influenciou a diversidade local. Desta forma a mudança de uso e cobertura do solo não promoveu a homogeneização das espécies em área de plantação de *Pinus*.

As publicações que testaram a ocorrência do processo de homogeneização e encontraram resultado negativo, avaliaram quanto às causas: a fragmentação, a mudança de uso do solo e a invasão biológica. Entre elas, Martines et al. (2010) avaliaram a mudança de uso do solo, características do ambiente e presença de espécies invasoras, concluíram que o estabelecimento de espécies estava relacionado ao substrato e não a mudança de uso do solo. Já Sfair et al. (2016) avaliaram se em áreas sujeitas ao efeito de borda, estava ocorrendo homogeneização ou divergência taxonômica/funcional, e a homogeneização não foi confirmada. Arroyo-Rodrigues et al. (2013) também avaliou estes dois processos em um gradiente de desmatamento e não constatou homogeneização.

Meyer et al. (2014) investigaram a propensão de ambientes insulares à homogeneização avaliando a mudança de uso do solo e a invasão de espécies exóticas. Constatou-se que estes fatores promoveram grandes mudanças nos ambientes, mas não resultaram em homogeneização das áreas estudadas.

Sanaphre-Villanueva et al. (2017) avaliaram se a fragmentação promoveria a homogeneização na diversidade taxonômica e funcional de espécies generalistas em uma cronossequência sucessional. Estes autores observaram a ocorrência de homogeneização taxonômica como resultado da dominância de espécies generalistas, mas concluíram que essa dominância não resultou em homogeneização funcional.

O componente da biodiversidade mais abordado nas pesquisas foi o taxonômico ($n = 13$). Alguns estudos abordaram dois componentes simultaneamente (taxonômico e funcional ($n = 4$)) e apenas dois artigos avaliaram os três componentes, (taxonômico, funcional e filogenético). A Avaliação multitaxa foi realizada apenas em três publicações (ARAVIND *et al.*, 2010; SOLAR *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2022), destas duas confirmaram a ocorrência de homogeneização e uma identificou a diversificação.

Tabela 1. Lista das publicações que testaram a homogeneização biótica na região tropical, destaque para principais características abordadas. Em Cinza as publicações que não confirmaram a homogeneização biótica. Características funcionais avaliadas: área foliar total (LA), unidade fotossintética mínima (MPU), conteúdo de matéria seca foliar (LDMC), área foliar específica (SLA); Densidade específica da madeira (WSG); pulvinização foliar (LPulv); pubescência foliar (LPb); exsudatos de plantas (Ex); espinhos da planta (Sp); composição foliar (LC); síndrome de dispersão (Dis); deciduidade (LD); volume de sementes (SV); Altura Máxima (ALM); Diâmetro a altura do peito (DAP); massa corporal adulta (MCA); amplitude da dieta (AD); amplitude do habitat (AH); nível trófico (NT); ciclo de atividade (Cat); estrato de forrageamento (EF); status migratório (SM); tempo de vida (TV); forma de crescimento/forma de vida (FC) e comprimento do broto (CB); condutividade específica do caule potencial (kp), fração do lúmen do vaso (VLF), diâmetro dos vasos (VD), densidade do vaso (pV), teor de nitrogênio (NL) e fósforo foliar (PL), espessura foliar

(ThicknessL), capacidade fotossintética em taxas máximas de assimilação de carbono (Amax); em taxas de assimilação de carbono saturado de luz (Asat); altura máxima do adulto (ALM); densidade da madeira (WSG); fenologia(F); guilda (G) e capacidade de fixação de nitrogênio (CFN).

Autor	Componente avaliado	Variável utilizada	Atributo funcional	Escala espacial	Tipo florestal
Pysek & Richardson, 2006	Taxonômico	Número de espécies		Global	Global
Martinez, 2010	Taxonômico/Funcional	Número de espécies	SV, DAP, ALM e SD	Regional	Tropical rainforest
Kueffer et al., 2010	Taxonômico	Número de espécies		Global	Tropical rainforest
Aravind et al., 2010	Taxonômico	Abundância		Local	Tropical shrubland
Lobo et al., 2011	Taxonômico	Número de espécies		Regional	Tropical rainforest
Tabarelli et al., 2012	Taxonômico	Número de espécies		Regional	Tropical rainforest
Arroyo-Rodríguez et al., 2013	Taxonômico	Número de espécies		Regional	Tropical rainforest
Meyer et al., 2015	Taxonômico	Número de espécies		Regional	Tropical rainforest
Solar et al., 2015	Taxonômico	Número de espécies/Abundância		Regional	Tropical rainforest
Dar & Reshi, 2015	Taxonômico	Número de espécies		Regional	Tropical shrubland
Ribeiro-Neto et al., 2016	Taxonômico	Número de espécies		Local	Tropical dry forest
Thier & Wesenberg, 2016	Taxonômico	Número de espécies		Local	Tropical rainforest
Sfair et al., 2016	Taxonômico/Funcional	Número de espécies	LA, SLA, WSG, SV e ALM	Local	Tropical rainforest
Sanaphre-villanueva et al., 2017	Taxonômico/Funcional	Abundância	LA, MPU, LDMC, SLA, WSG; LPulv; LPb; Ex; Sp; LC; Dis LD e SV	Local	Tropical moist deciduous forest/ Floresta tropical semidecídua
Da Silva et al., 2018	Taxonômico	Número de espécies		Local	Tropical rainforest
Zwiener, 2018	Taxonômico	Registro de ocorrência		Regional	Tropical rainforest
Park & Razafindratsima, 2019	Taxonômico/Funcional/Filogenético	Número de espécies	MCA, AD, AH,NT, Cat, EF e	Regional	Tropical rainforest
Dar & Reshi, 2020	Taxonômico/Funcional	Número de espécies	TV, FC e CB	Regional	Tropical rainforest
Aguirre-gutiérrez et al., 2020	Taxonômico/Funcional/Filogenético	Número de espécies	kp; VLF; VD; pV; LA; SLA; NL; PL; ThicknessL; Amax; Asat; ALM; WSG; G; CFN	Regional	Tropical rainforest
Uribe et al., 2021	Taxonômico	Número de espécies/Abundancia		Local	subTropical dry forest
Zhang et al., 2022	Taxonômico	Número de espécies		Local	Tropical moist deciduous forest/ Floresta tropical semidecídua

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

Do conjunto de artigos que utilizaram somente o componente taxonômico para avaliar a homogeneização biótica (n = 15), grande parte concluiu que está ocorrendo a homogeneização (n=10); duas publicações não confirmaram a homogeneização biótica (SOLAR et al., 2015; URIBE; GARCÍA; ESTADES, 2021). E quatro publicações não foram conclusivas em seus resultados (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; MEYER et al., 2015; PYSEK; RICHARDSON, 2006; URIBE et al., 2021).

O componente funcional está sendo avaliado em pesquisas de homogeneização biótica por meio dos seguintes caracteres: síndromes de dispersão (n = 2), formas de vida (n = 2), características das folhas (n = 6) e densidade da madeira (n = 3). As características escolhidas estão relacionadas à economia de água e nutrientes, tolerância à sombra e colonização. Ou seja, à capacidade de sobrevivência em ambiente restritivo e altamente competitivo, como seria de se esperar em áreas degradadas e ou sob invasão biológica.

Das publicações que avaliaram o componente funcional (n = 6), somente três destes artigos constataram a ocorrência da homogeneização funcional. A

justificativa apresentada nestes trabalhos foi a grande redundância funcional das áreas, que até o momento mantinham a diversidade funcional da região.

Apenas dois trabalhos abordaram a homogeneização filogenética (AGUIRRE-GUTIÉRREZ et al., 2020; PARK; RAZAFINDRATSIMA, 2019) avaliando em conjunto a diversidade taxonômica e funcional. Estes trabalhos mostraram a importância da abordagem simultânea dos três componentes, devido à singularidade de cada componente e de seus efeitos diferenciados. Estes trabalhos concluíram que está ocorrendo homogeneização biótica nas áreas avaliadas e constataram a homogeneização nos três componentes da biodiversidade. Somente um destes artigos avaliou em escala temporal.

4. DISCUSSÃO

Uma das primeiras questões observadas a partir desta revisão é a generalidade na utilização do termo ‘homogeneização biótica’, muitas das vezes este termo foi utilizado apenas para designar a perda de diversidade em uma região, sem a confirmação do processo. Este uso generalista do termo esteve presente em diversos artigos que trataram da riqueza e diversidade de espécies ou mesmo aqueles que tratando da diversidade de uma área, observaram a invasão de uma espécie e alertaram para a possibilidade de futura homogeneização biótica, sem de fato testar a homogeneização, conforme salientado por Olden & Rooney (2006).

O uso inadequado pode ser resultado da definição tardia do processo de homogeneização biótica, o qual foi definido oficialmente apenas em 1999 (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999). Apesar de estar documentada desde 1958, quando Charles S. Elton descreveu o processo de homogeneização biótica resultante da invasão por espécies exóticas. Ou mesmo da generalidade do termo usado para definir o processo, como discutido por Olden & Rooney (2006).

Desde sua definição oficial por Mckinney; Lockwood, (1999), sucessivos registros destacam o processo de homogeneização biótica como efeito inadiável da invasão biológica (LAMBTON et al., 2008). Contudo, conforme destacou Olden (2006) a invasão não é homogeneização biótica. Nem toda invasão gera homogeneização biótica ou extinção de espécies e, nem toda variação na diversidade de espécies corresponde a homogeneização biótica (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013).

O desenvolvimento da área de pesquisa como foi verificado, reflete exatamente o histórico das pesquisas em homogeneização biótica, que inicialmente tratavam da homogeneização, fortemente relacionada à expansão de espécies exóticas e suas características (CHARLES S. ELTON, 1958; MCKINNEY, 1998) e posteriormente agregando outras facetas da diversidade (GARCÍA-NAVAS et al., 2020; OLDEN; POFF, 2004), ampliando a escala de avaliação tanto no espaço quanto no tempo (RAHEL, 2002) e mais recentemente relacionando a problemas atuais como: fragmentação de habitat e as mudanças climáticas (AGUIRRE-GUTIÉRREZ et al., 2020). O baixo número de artigos que testaram a homogeneização biótica na região tropical ($n = 21$) mostra a complexidade intrínseca a esse tipo de análise. Por ser tratar de uma análise essencialmente comparativa, a mesma deve ser feita em escala temporal, com base em dados consistentes de duas ou mais áreas diferentes, com pelo menos uma área livre de impactos.

A diferença no número de registros de homogeneização biótica nas regiões temperadas ($n = 994$) para os trópicos ($n = 138$) pode ser justificada por três questões: início da degradação ambiental precoce ocorrida na revolução industrial (FOSTER, (1999), viés de amostragem e o número de publicações encontradas para a região temperada que é mais que o triplo do número de artigos registrados para os trópicos ($n = 856$). Outro fator é a ausência de dados de campo padronizados de longo prazo para testar a homogeneização biótica de forma efetiva na região tropical (CONDIT, 1995; HARRIS et al., 2021).

A degradação ambiental foi um fator de destaque nos estudos de homogeneização, sendo a principal causa apontada para sua ocorrência nas publicações avaliadas, variando apenas na escala da degradação local ou regional (e.g. mudança de uso do solo, fragmentação, fogo) e global (e.g. mudanças climáticas). No Brasil, os estudos abordam principalmente, os efeitos da ação antrópica, historicamente presente na Mata Atlântica e na transição Amazônia/Cerrado, região hoje conhecida como arco do desmatamento, a última fronteira agrícola da região central do Brasil (MARTIN, 2020).

A prevalência do Bioma Mata Atlântica nos estudos que testaram homogeneização biótica nos trópicos (25% da produção científica na área) parece estar relacionada a fatores intrínsecos como: fragmentação historicamente presente neste bioma (MELLO et al., 2020), e à elevada

biodiversidade e endemismo (MITTERMEIER et al., 2004). Além disso, esta região possui a maior concentração de instituições de pesquisa e recursos humanos em atividade, no Brasil (INEP, 2022).

Observamos o domínio de estudos baseado apenas no componente taxonômico, provavelmente devido ao custo envolvido nas pesquisas com coleta de dados funcional e filogenético e a pouca oferta de banco de dados robustos para esses componentes nos trópicos (GUIMARÃES et al., 2005).

A elevada riqueza da região tropical proporciona a coexistência de muitas espécies animais e vegetais e um número inestimável de interações, como a polinização, herbivoria, dispersão e transferência de nutrientes (TOBY KIERS et al., 2010). Assim, estas interações, estão ameaçadas pelas ações antrópicas e o aumento de homogeneização biótica, que tem levado a quebra dessas relações entre plantas e animais, promovendo assim a homogeneização das interações (CÂMARA et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2019; TYLIANAKIS et al., 2007). Este processo foi detectado na avaliação do banco de dados do presente artigo e pode ser considerado como uma das tendências atuais do estudo da homogeneização.

Tão importante quanto avaliar as várias facetas da biodiversidade de uma determinada comunidade vegetal ou região, é avaliar o maior número de taxa simultaneamente, visto que cada um pode responder de maneira diferenciada ao processo de homogeneização biótica, devido ao efeito cascata de perda de diversidade em um desses taxa, conforme observado nos estudos de (ARAVIND et al., 2010; PARK; RAZAFINDRATSIMA, 2019; SOLAR et al., 2015; ZHANG et al., 2022).

As comunidades vegetais são altamente dinâmicas, principalmente sob efeito da ação antrópica (LAURANCE et al., 2006), o que torna quase impossível prever os caminhos do processo de substituição de espécies. Os estudos trazem duas possibilidades: a ocorrência da homogeneização biótica ou a diversificação. E como discutido anteriormente, estudos de longo prazo são fundamentais para avaliar as mudanças nas comunidades no tempo e, assim, melhorar nossa compreensão dos processos de homogeneização versus diferenciação em paisagens modificadas pelo homem (HADDAD et al., 2015; KRAMER et al, 2022; REES et al., 2001).

Com base nos estudos que testaram a homogeneização biótica nos trópicos percebemos que está ocorrendo à perda de diversidade de espécies em muitos dos casos, mas nem sempre resultando em homogeneização biótica. Contudo a não confirmação pode ser resultado também da abordagem utilizada para a avaliação da homogeneização. A maioria dos estudos aqui destacados utilizou a semelhança entre comunidades, ou entre gradientes de distúrbios, conforme descrito por Olden et al. (2006), contudo, assim como discutido por esses autores, esta não é a melhor forma de se quantificar a homogeneização biótica, sendo preferível a avaliação em dois períodos do tempo (OLDEN; ROONEY, 2006).

5. CONCLUSÃO

Os estudos de homogeneização biótica nos trópicos vêm proporcionando importantes avanços para o entendimento deste processo. A degradação sucessiva, mas persistente e em grande escala, pode levar regiões muito diversas como os *hotspots* (e.g Mata Atlântica) à homogeneização biótica.

Constatamos que diferente do conceito inicial que colocou a introdução de espécies exóticas como principal causa da homogeneização, mais recentemente, as publicações têm mostrado que a principal causa tem sido a mudança de uso do solo e que, nos trópicos espécies generalistas nativas podem assumir importante papel na homogeneização por meio do grande aumento na dominância destas espécies em ambientes degradados.

Entre os componentes geralmente avaliados, o componente taxonômico foi o mais afetado, seguido dos componentes funcional e filogenético. Entretanto, estas avaliações foram realizadas principalmente em escala espacial. Raros foram os trabalhos que utilizaram a escala temporal para avaliar esse fenômeno.

Além dos componentes taxonômico, funcional e filogenético, o efeito nas interações ecológicas ou a homogeneização das interações é mais uma faceta da diversidade a ser avaliada, se mostrando uma temática emergente no âmbito dos estudos sobre a homogeneização biótica. A perda dessas interações representa um grande risco para a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Para o sucesso das estratégias de conservação no futuro é importante o entendimento dos fatores e padrões da perda de biodiversidade em escalas espaciais e temporais e a compreensão da homogeneização biótica se torna

imprescindível neste contexto. Este é um processo que abrange muitas dimensões da crise da biodiversidade moderna, pois contempla invasões e extinções de espécies.

As pesquisas de homogeneização biótica devem avançar no sentido de aumentar os estudos em áreas prioritárias para conservação (*hotspots* de biodiversidade dos trópicos). Além da implantação de estudos de monitoramento de longo prazo nas áreas onde há relatos de invasão de espécies, para proporcionar uma apropriada avaliação da ocorrência ou não de homogeneização biótica.

As pesquisas em homogeneização biótica são ainda muito recentes e por isso geram mais perguntas do que respostas. Torna-se necessário esclarecer, por exemplo, se a região tropical é mais susceptível a ocorrência de homogeneização biótica e se esse processo é mais rápido ou mais lento que o observado para áreas temperadas.

Entender o cenário atual e fazer projeções sobre os efeitos da destruição de habitats e das mudanças climáticas no processo de homogeneização biótica em áreas prioritárias para a conservação é fundamental para o estabelecimento de ações mitigadoras.

REFERÊNCIAS

AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J. et al. Long-term droughts may drive drier tropical forests towards increased functional, taxonomic and phylogenetic homogeneity. **NATURE COMMUNICATIONS**, p. 1–10, 2020.

ARAVIND, N. A. et al. Impact of the invasive plant, *Lantana camara*, on bird assemblages at Male Mahadeshwara Reserve Forest, South India. **TROPICAL ECOLOGY**, v. 51, n. 2, SI, p. 325–338, 2010.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, 2013.

AYAN, R. **Intelligent Systematic Review - Rayyan**. Disponível em: <<https://www.rayyan.ai/>>. Acesso em: 4 jul. 2022.

CÂMARA, T. et al. Effects of chronic anthropogenic disturbance and rainfall on the specialization of ant–plant mutualistic networks in the Caatinga, a Brazilian dry forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 4, p. 1022–1033, 1 jul. 2018.

CHARLES S. ELTON. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. 1. ed. Chicago: Methuen & Co. Ltd. 1958, 1958. v. 1

CONDIT, R. Research in large, long-term tropical forest plots. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 1, p. 18–22, 1 jan. 1995.

DÍAZ, S. et al. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. **Science**, v. 366, n. 6471, 13 dez. 2019.

DIRZO, R. Tropical Forests BT - Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century. Em: CHAPIN, F. S.; SALA, O. E.; HUBER-SANNWALD, E. (Eds.). New York, NY: Springer New York, 2001. p. 251–276.

ESCOBAR, F. et al. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 1449–1458, 2013.

ESTES, J. A. et al. Trophic downgrading of planet earth. **Science**, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 15 jul. 2011.

FINLAYSON, M. et al. **Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis**. Washington, DC.: World Resources Institute, 2005. v. 1

GARCÍA-NAVAS, V. et al. Temporal homogenization of functional and beta diversity in bird communities of the Swiss Alps. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 8, p. 900–911, 1 ago. 2020.

GUIMARÃES, D.; GARRASTAZU, M.; HIGUCHI, N. National System of Permanent Plots: proposal for a methodological model. **Documentos - EMBRAPA Florestas (Brazil)**., p. 67, 2005.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. **Advancement of science**, v. 1, n. March, p. 1–10, 2015.

HARRIS, D. J. et al. Large trees in tropical rain forests require big plots. **Plants, People, Planet**, v. 3, n. 3, p. 282–294, 1 maio 2021.

INEP. **Notas estatísticas do censo da educação do ensino superior 2020**. BrasíliaMEC, , 2022.

JAN, N.; LUDO, V. E. Software survey : VOSviewer , a computer program for bibliometric mapping. **Cientometrics**, v. 84, p. 523–538, 2010.

JOHN BELLAMY FOSTER. **The Vulnerable Planet: A Short Economic History of the Environment - John Bellamy Foster - Google Livros**. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=IIUVCgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA7&dq=industrial+revolution+and+environmental+degradation&ots=IxSOIDQvws&sig=T_sx32zVYyNF_eq3mcWRVxm7DL0#v=onepage&q=industrial+revolution+and+environmental+degradation&f=false>. Acesso em: 18 jul. 2022.

KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 4, p. 199–204, 1 abr. 2001.

KRAMER, J. M. F.; ZWIENER, V. P.; MÜLLER, S. C. Biotic homogenization and differentiation of plant communities in tropical and subtropical forests. **Conservation Biology**, n. October 2022, p. 1–13, 2022.

LAMBTON, P. W.; LLORET, F.; HULME, P. E. Do non-native species invasions lead to biotic homogenization at small scales? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 5, p. 774–785, 1 set. 2008.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 21 ago. 2015.

LOBO, D. et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **DIVERSITY AND DISTRIBUTIONS**, v. 17, n. 2, p. 287–296, mar. 2011.

MARTIN, P. **The Deforestation of the Brazilian Amazon: 9 – Roads - Amazônia Real**. Disponível em: <<https://amazoniareal.com.br/o-desmatamento-da-amazonia-brasileira-9-estradas/>>. Acesso em: 10 jul. 2022.

MARTINEZ, O. J. A. Invasion by native tree species prevents biotic homogenization in novel forests of Puerto Rico. **PLANT ECOLOGY**, p. 1–16, 2010.

MARTINEZ, O. J. A. et al. Structure and species composition of novel forests dominated by an introduced species in northcentral Puerto Rico. **NEW FORESTS**, v. 39, n. 1, p. 1–18, jan. 2010.

MAXWELL, S. L. et al. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. **Nature** **2016 536:7615**, v. 536, n. 7615, p. 143–145, 10 ago. 2016.

MCKINNEY, M. L. On predicting biotic homogenization: Species-area patterns in marine biota. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 7, n. 4, p. 297–301, 1998.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization : a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **TREE**, v. 5347, n. Table 1, p. 450–453, 1999.

MELLO, K. DE et al. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, n. June, p. 110879, 2020.

MEYER, J.-Y. et al. The importance of novel and hybrid habitats for plant conservation on islands: a case study from Moorea (South Pacific). **BIODIVERSITY AND CONSERVATION**, p. 83–101, 2015.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited**. Mexico: CEMEX, 2004.

O'DEA, R. E. et al. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses in ecology and evolutionary biology: a PRISMA extension. **Biological Reviews**, v. 96, n. 5, p. 1695–1722, 1 out. 2021.

OLDEN, J. D.; LEROY POFF, N. Ecological processes driving biotic homogenization: testing a mechanistic model using fish faunas. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1867–1875, 1 jul. 2004.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Ecological processes driving biotic homogenization: Testing a mechanistic model using fish faunas. **ECOLOGY**, v. 85, n. 7, p. 1867–1875, jul. 2004.

OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 2, p. 113–120, 1 mar. 2006.

OLIVEIRA, F. M. P. et al. Effects of increasing aridity and chronic anthropogenic disturbance on seed dispersal by ants in Brazilian Caatinga. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 6, p. 870–880, 2019.

PAIN, A. et al. What Is Secondary about Secondary Tropical Forest? Rethinking Forest Landscapes. **Human Ecology**, v. 49, n. 3, p. 239–247, 2021.

PARK, D. S.; RAZAFINDRATSIMA, O. H. Anthropogenic threats can have cascading homogenizing effects on the phylogenetic and functional diversity of tropical ecosystems. **ECOGRAPHY**, v. 42, n. 1, SI, p. 148–161, jan. 2019.

PENN, J. L.; DEUTSCH, C. Avoiding ocean mass extinction from climate warming. **Science**, v. 376, n. 6592, p. 524–526, 29 abr. 2022.

PYSEK, P.; RICHARDSON, D. M. The biogeography of naturalization in alien plants. **Jornal of biogeography**, v. 33, p. 2040–2050, 2006.

RAHEL, F. J. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science**, v. 288, n. 5467, p. 854–856, 5 maio 2000.

RAHEL, F. J. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, p. 291–315, 2002.

REES, M. et al. Long-Term Studies of Vegetation Dynamics. **Science**, v. 293, n. 5530, p. 650–655, 27 jul. 2001.

SANAPHRE-VILLANUEVA, L. et al. Patterns of plant functional variation and specialization along secondary succession and topography in a tropical dry forest. **Environmental research Letters**, v. 12, n. 5, 2017.

SFAIR, J. C. et al. Taxonomic and functional divergence of tree assemblages in a fragmented tropical forest. **ECOLOGICAL APPLICATIONS**, v. 26, n. 6, p. 1816–1826, 2015.

SILVA, J. M. C. DA; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. March, p. 72–74, 2000.

SOLAR, R. R. DE C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 1 out. 2015.

TOBY KIERS, E. et al. Mutualisms in a changing world: an evolutionary perspective. **Ecology Letters**, v. 13, n. 12, p. 1459–1474, 1 dez. 2010.

TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T.; LEWIS, O. T. Habitat modification alters the structure of tropical host–parasitoid food webs. **Nature**, v. 445, n. 7124, p. 202–205, 2007.

URIBE, S. V; GARCÍA, N.; ESTADES, C. F. Effect of Land Use History on Biodiversity of Pine Plantations. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 2021.

VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. Visualizing Bibliometric Networks. Em: **Measuring Scholarly Impact**. [s.l.] Springer International Publishing, 2014. p. 285–320.

VAN ECK, N.; WALTMAN, L. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, v. 84, n. 2, p. 523–538, 2010.

ZHANG, Y. M. et al. Biotic homogenization increases with human intervention: implications for mangrove wetland restoration. **ECOGRAPHY**, v. 2022, n. 4, 2022.

ZUPIC, I.; ČATER, T. Bibliometric Methods in Management and Organization. **Organizational Research Methods**, v. 18, n. 3, p. 429–472, 2015.

ZWIENER, V. P. Climate change as a driver of biotic homogenization of woody plants in the Atlantic Forest. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, p. 298–309, 2018.

ARAVIND, N. A.; RAO, D.; GANESHIAH, K. N.; SHAANKER, R. U.; POULSEN, J. G. Impact of the invasive plant, *Lantana camara*, on bird assemblages at Male Mahadeshwara Reserve Forest, South India. **TROPICAL ECOLOGY**, v. 51, n. 2, SI, p. 325–338, 2010.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ROS, M.; ESCOBAR, F.; MELO, F. P. L.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; CHAZDON, R. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Jornal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, 2013. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.12153>>.

CEPERJ. **Produto Interno Bruto dos Municípios do Estado do Rio de Janeiro- Ano Base 2018**. Disponível em: <[http://arquivos.proderj.rj.gov.br/sefaz_ceperj_imagens/Admin/Uploads/PIB-MUICIPIOS-DEZ-2020_\(1\).pdf](http://arquivos.proderj.rj.gov.br/sefaz_ceperj_imagens/Admin/Uploads/PIB-MUICIPIOS-DEZ-2020_(1).pdf)>. Acesso em: 7 jun. 2022.

DE CASTRO SOLAR, R. R.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A. C.; THOMSON, J. R.; LOUZADA, J.; MAUES, M.; MOURA, N. G.; OLIVEIRA, V. H. F.; CHAUL, J. C. M.; SCHOEREDER, J. H.; VIEIRA, I. C. G.; MAC NALLY, R.; GARDNER, T. A. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **ECOLOGY LETTERS**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 2015.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization : a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **TREE**, v. 5347, n. Table 1, p. 450–453, 1999.

MMA. **Unidades de Conservação do Brasil**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/metadata.show?id=1250>>. Acesso em: 16 jun. 2022.

SANTOS, P. M.; BOHRER, C.; NASCIMENTO, M. T. Impactos das mudanças de uso e cobertura da terra em fitofisionomias da Mata Atlântica. **Ambiente & Sociedade**, 2024.

SFAIR, J. C.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M. Taxonomic and functional divergence of tree assemblages in a fragmented tropical forest. **ECOLOGICAL APPLICATIONS**, v. 26, n. 6, p. 1816–1826, 2016.

SOLAR, R. R. de C.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A. C.; THOMSON, J. R.; LOUZADA, J.; MAUÉS, M.; MOURA, N. G.; OLIVEIRA, V. H. F.; CHAUL, J. C. M.; SCHOEREDER, J. H.; VIEIRA, I. C. G.; MAC NALLY, R.; GARDNER, T. A. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 1 out. 2015.

WRIGHT, D. H. Species-Energy Theory: An Extension of Species-Area Theory. **Oikos**, v. 41, n. 3, p. 496, dez. 1983.

ZHANG, Y. M.; ZHANG, L.; KANG, Y. Y.; LI, Y. X.; CHEN, Z. L.; LI, R.; TIAN, C. Q.; WANG, W. Q.; WANG, M. Biotic Homogenization Increases with Human Intervention: Implications for Mangrove Wetland Restoration. **ECOGRAPHY**, v. 2022, n. 4, 2022.

CAPÍTULO II

IMPACTOS DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA EM FITOFISIONOMIAS DA MATA ATLÂNTICA

RESUMO

Avaliamos a paisagem das regiões Norte e Noroeste fluminense determinando as mudanças na cobertura florestal por fitofisionomia, utilizando a coleção 6 do MapBiomas (1985-2020). Trabalhamos no ambiente R e no QGIS. Entre as fitofisionomias, as Florestas de Terras Baixas apresentaram maior perda de área até 1985 (93%), tornando-se altamente fragmentadas e isoladas na paisagem. Entre 1985 e 2020, houve redução nas perdas de cobertura florestal. Entretanto, este resultado é fruto do balanço dos ganhos de vegetação secundária que encobrem as perdas de vegetação madura, com prejuízos para biodiversidade. O principal promotor da perda de vegetação foi a agropecuária e atualmente menos de 8% da vegetação está protegida. A procrastinação na criação de Unidade Conservação e restauração das Áreas de Proteção Permanente trará consequências sérias e negativas para a conservação da vegetação nas regiões Norte e Noroeste fluminense.

Palavras-chave: Fragmentação; Florestas tropicais; Fisionomias; Métricas de paisagem; Conservação; Rio de Janeiro.

ABSTRACT

We evaluated the landscape of the North and Northwest of Rio de Janeiro, determining changes in forest cover by phytophysognomy using collection 6 of MapBiomas (1985-2020). We worked in the R environment and QGIS. Among the phytophysognomies, the Lowland forests showed the greatest area loss until 1985 (93%), becoming highly fragmented and isolated in the landscape. Between 1985 and 2020 the loss of forest was reduced. However, this result is related to the balance of secondary vegetation increase that covers up the losses of mature vegetation, with risks to biodiversity. The main driver of vegetation loss was agriculture and currently less than 8% of the vegetation is protected. The procrastination in the establishment of conservation units and restoration of permanent protection areas will have serious negative consequences for the conservation of the vegetation in this region.

Keywords: Fragmentation; Tropical forests; Physiognomies; Landscape metrics; Conservation; Rio de Janeiro

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação é um processo resultante da divisão de um grande e contínuo habitat em remanescentes menores (FORMAN; GODRON, 1981). Este evento ocasiona perda de área, aumento do isolamento dos fragmentos e maior exposição a perturbações externas, tais como maior entrada de luz, perturbação por vento, modificações na composição da comunidade, na dinâmica da biomassa, no estoque de carbono e maior susceptibilidade a incêndios. Esses efeitos, que podem se estender por até 300 m da borda (LAURANCE et al., 2018; WILSON et al., 2016) e ainda tornam o fragmento mais exposto aos efeitos das mudanças climáticas (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009), pode resultar em perda de 13-75% da diversidade local (HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 2018; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Um dos biomas brasileiros que mais sofre com o intenso efeito da fragmentação é a Mata Atlântica, com mais de 80% de sua área original já convertida para outros usos (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; RESENDE et al., 2018).

A Mata Atlântica é considerada um dos *hotspots* mundiais, devido à sua elevada biodiversidade, nível de endemismos e grau de perturbação (MITTERMEIER et al., 2004). Por estas características e sua importância social foi também reconhecida como Reserva da Biosfera. Além de ser um *hotspots* de biodiversidade, é também um hotspot de reflorestamento da Região Neotropical (NANNI et al., 2019). Este bioma apresenta diferentes fisionomias florestais: a Floresta Ombrófila Densa (FOD); Floresta Estacional Decidual (FED); e Floresta Estacional Semidecidual (FES) (IBGE, 2012; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014), que se subdividem em até cinco formações: Aluvial, das Terras Baixas, Submontana, Montana e Altomontana (IBGE, 2012).

Historicamente, essas áreas estão inseridas em uma paisagem que foi alvo de intensa colonização, cuja devastação das florestas proporcionou a formação de mosaicos de cobertura da terra compostas por atividades agropecuária (SANTOS et al., 2017). A cada novo ciclo econômico as florestas dessa região foram submetidas a novos processos de degradação. Soffiati Netto (2011) apresentou a história ambiental da região Norte e Noroeste fluminense, descrevendo os períodos colonial e republicano e o início da degradação da FES. A mata foi derrubada inicialmente para exploração madeireira, que visava madeiras nobres para exportação, carvoarias e uso na agroindústria canavieira,

e depois pela agropecuária cultura extensiva cafeeira, da cana de açúcar e a criação de bovinos. Os poucos remanescentes florestais dessas formações são fragmentos de tamanhos reduzidos e desconexos na paisagem (ABREU; BRAGA; NASCIMENTO, 2014).

Os estudos da paisagem e sua dinâmica visam relacionar os efeitos das mudanças de uso e cobertura da terra com suas consequências em processos ecológicos, unindo esses dois eventos, que ocorrem em diferentes escalas espaciais e temporais, avaliando sua interação para a criação do padrão estrutural da paisagem (HADDAD et al., 2015; METZGER, 2001). As atividades antrópicas podem promover grandes mudanças na paisagem com a inserção de uma matriz muitas vezes inóspitas para alguns organismos (WILSON et al., 2016). A área anteriormente de floresta contínua ganha novos elementos, caracterizando-se como um mosaico contendo manchas, corredores e matriz (METZGER, 2001).

As métricas da paisagem auxiliam na avaliação da composição e estrutura da paisagem e são úteis para propor o seu desenvolvimento, avaliar suas fragilidades, determinar as relações entre características estruturais e a função da paisagem e assim sugerir mudanças do seu uso (GÖKYER, 2013). Desta forma, nosso objetivo foi analisar, para o período de 1985-2020, a estrutura, a dinâmica e diversidade da paisagem e sua relação com o uso e cobertura da terra na região Norte e Noroeste fluminense por meio de métodos quantitativos de métricas da paisagem, para determinar as consequências da mudança de uso nas diferentes fisionomias da mata atlântica, unidades de conservação e áreas de preservação permanente da região. Foram abordadas as seguintes questões: Quais os processos são responsáveis pela dinâmica de uso da terra na área de estudo? Existe diferença por tipo fisionômico? Qual tipo florestal foi mais afetado com a fragmentação? As áreas de preservação (UCs e APP) são bem representadas nos diferentes tipos fisionômicos?

Nossa hipótese central é de que apesar da fragmentação ser um fator de degradação para todo o bioma, fatores como a intensidade do uso da terra e o tipo de cobertura afetaram de forma distinta as fisionomias florestais da região Norte e Noroeste fluminense.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área avaliada compreende o Norte e o Noroeste fluminense, região onde o grupo de ecologia vegetal do LCA/UENF desenvolve estudos de diversidade biológica (ABREU; BRAGA; NASCIMENTO, 2014; CARVALHO et al., 2006, 2008; CARVALHO; ALVARENGA BRAGA; NASCIMENTO, 2016; CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2015; DAN; BRAGA; NASCIMENTO, 2010; FORTES; NASCIMENTO; LIMA, 2020; NASCIMENTO; LIMA, 2008b; NASCIMENTO; SILVA, 2003; VILLELA et al., 2006), e na qual predominam as fitofisionomias de Floresta Estacional e Floresta Ombrófila (Figura 1).

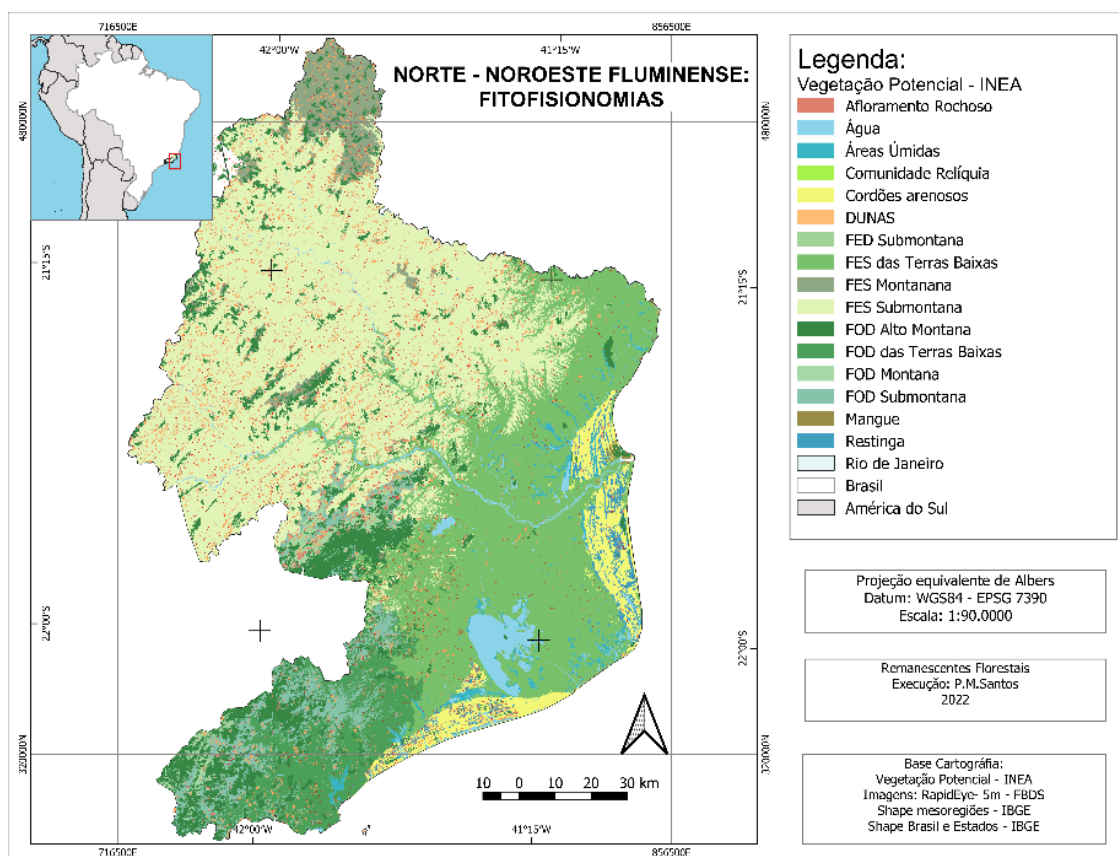


Figura 1 Distribuição da vegetação para a região Norte e Noroeste fluminense, segundo o mapa de vegetação potencial do estado do Rio de Janeiro (INEA 2022). Fonte: INEA; Figura elaborada pela autora (2023).

A região possui duas estações bem definidas, verão como o período mais chuvoso e o inverno o período mais seco do ano. O tipo climático característico dessa região é o AW- tropical quente e úmido (ALVARES et al., 2013), com alguns refúgios climáticos isolados na paisagem, característico de

outros tipos climáticos, muitas vezes associado ao relevo (**Figura 2**). A precipitação anual média foi de 1082,5 mm de acordo com a série temporal de 1967 – 2013. Os meses mais secos desta série foram (maio, jun, jul, ago) e os meses de maior precipitação (out, nov, dez, jan) conforme Brito et al. (2017).

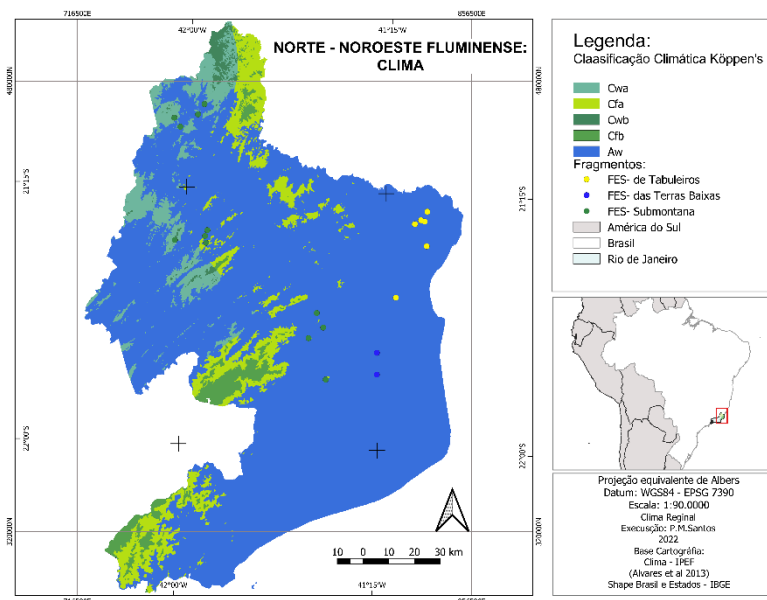


Figura 2 Classificação climática para a região Norte e Noroeste Fluminense segundo Köppen's. Classificação adaptada de Alvares et al., 2013 para todo o Brasil recortado para a região de interesse. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

As principais unidades geológicas que caracterizam a região são a Barreiras, Juiz de Fora e depósitos litorâneos do Holoceno. São unidades de

formação com idades distintas no tempo geológico (BRANCO, 2016; CARVALHO et al., 2011; JOSÉ et al., 2007).

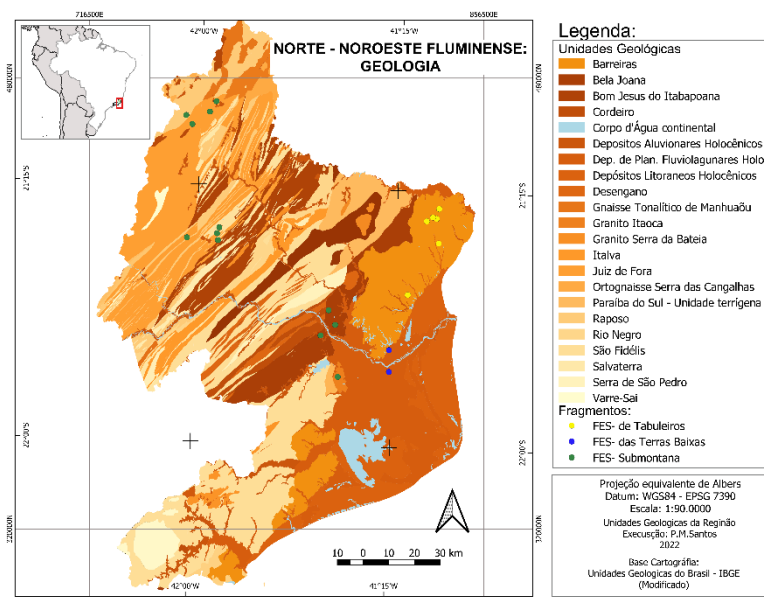


Figura 3 Unidades geológicas presentes na região Norte Noroeste Fluminense, classificação segundo o IBGE 1998. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

O conjunto de formas de relevo que dominam a paisagem do Norte e Noroeste fluminense são as planícies, depressões, tabuleiros e serras (**Figura 4**).

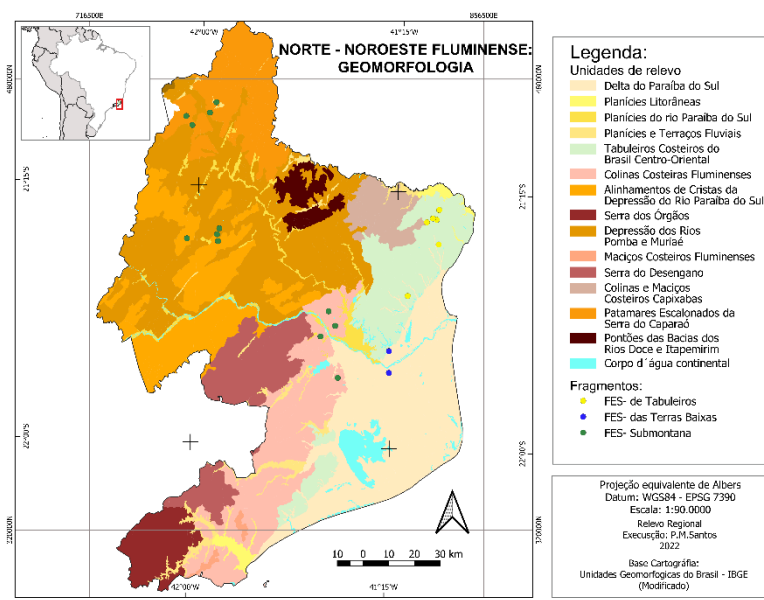


Figura 4 Unidades de relevo presentes nas regiões Norte e Noroeste fluminense, classificação segundo o (IBGE, 2009). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os solos predominantes são os argissolos (amarelo, vermelho e vermelho-amarelo) (Figura 5), caracterizados por apresentarem o horizonte B

textural, com profundidade variável, e clara transição entre o horizonte A e B, com aumento do teor de argila do A para o B (EMBRAPA, 2018).

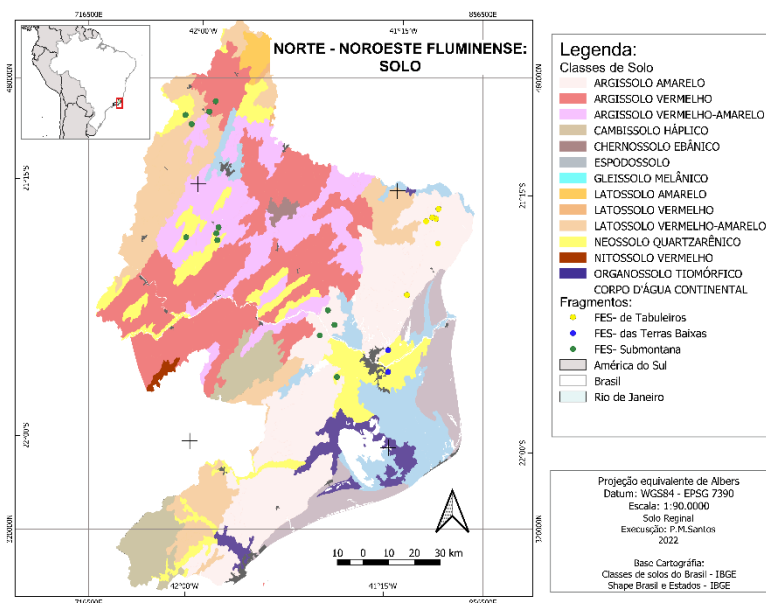


Figura 5 Classes de solos presentes na região Norte e Noroeste fluminense. Legendas com base no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2018). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A região abriga cinco das principais bacias da região Sudeste do Brasil, região mais desenvolvida do país. Drenando parte dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro (**Figura 6**).

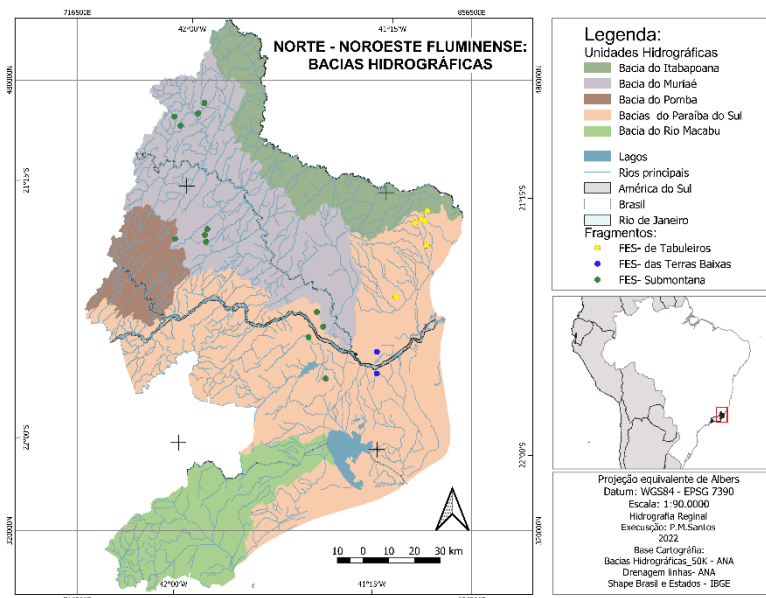


Figura 6 Principais bacias das regiões Norte e Noroeste fluminense, destacando os fragmentos remanescentes avaliados no presente estudo. Modificado de IBGE, 2021b. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

De acordo com o último Censo demográfico de 2010, aproximadamente 1,1 milhão de pessoas vivem na região (IBGE, 2022). Os municípios de maior densidade demográfica nas regiões Norte e Noroeste fluminense são Macaé com 169 habitantes por Km², seguido por Campos dos Goytacazes e Aperibé com 115 e 107 habitantes por Km² respectivamente. Entre os que possuem menor densidade demográfica estão Cardoso Moreira, Cambuci, e São José de Ubá com 24, 26 e 27 habitantes por Km², respectivamente (Figura 7).

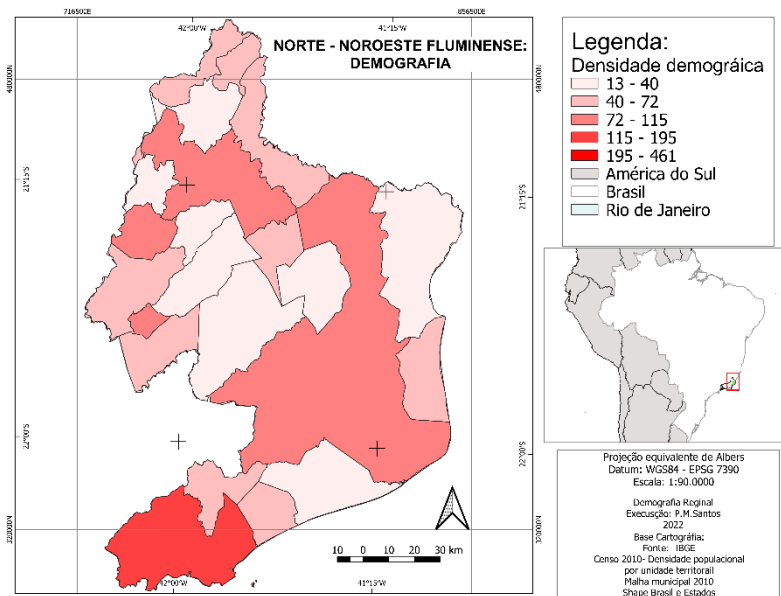


Figura 7 Densidade demográfica da região Norte e Noroeste fluminense de acordo com o Censo de 2010 (IBGE, 2022). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Um produto interno bruto (PIB) anual de aproximadamente 63,6 milhões foi registrado em 2018 (**Tabela 1**), com ocorrência de forte distinção entre os municípios devido as arrecadações com royalties do petróleo (TOTTI et al., 2002), com destaque Campos dos Goytacazes quarto colocado no ranking de contribuição do PIB do estado em 2017 e 2018 (CEPERJ, 2017, 2020).

Tabela. 1 Valor adicionado bruto por atividade econômica, Produto Interno Bruto, Produto Interno Bruto per capita e Impostos sobre produtos, segundo as Regiões de Governo e municípios Estado do Rio de Janeiro – 2018.

Região de Governo	Valor (1000 R\$)							
	Valor adicionado bruto					Impostos sobre produto	PIB a preços de mercado	PIB per capita (R\$)
Total	Agropecuária	Indústria	Serviços (1)	Administração Pública				
Noroeste Fluminense	7.037.993	385.023	856.035	3.290.931	2.506.004	653.037	7.691.030	23.020

Norte Fluminens e	56.490.591	565.511	26.433.464	21.171.901	8.319.715	3.778.16 4	60.268.756	63.562
-------------------------	------------	---------	------------	------------	-----------	---------------	------------	--------

Fonte: (CEPERJ, 2020). Tabela elaborada pela autora (2023).

2.2 Diversidade da paisagem - Uso e Cobertura da Terra (UCT)

Para o estudo da dinâmica da cobertura da terra em escala temporal (35 anos) foi utilizada a coleção completa do projeto MapBiomas versão 6 - 1985 a 2020. Esta coleção foi gerada na plataforma Google Earth Engine, usando o classificador Random Forest, com precisão geral de 88,3%, produzida a partir da classificação pixel a pixel de imagens dos satélites Landsat coleções (Landsat 5, Landsat 7, and Landsat 8), com resolução espacial de 30 m. (PROJETO (MAPBIOMAS), 2022). Maiores detalhes sobre a metodologia podem ser encontrados no site do projeto (Mapbiomas Brasil).

Para elaboração do mapa de transição, foi realizada a reclassificação das imagens do MapBiomas (raster), que originalmente possuem 25 classes. Estas foram sumarizadas em 8 classes, a fim de facilitar a contagem das mudanças de um uso a outro e diminuir possíveis erros de classificação, tendo em vista a extensão do mapeamento original (**Tabela 2**).

Tabela. 2 Classes de uso da terra utilizadas para sumarização dos usos no Norte e Noroeste fluminense descritos pelo projeto MapBiomas.

Classe Utilizada	Classes Mapbiomas
Formação Natural Silvicultura	Formação Savânica; Mangue; Restinga Arborizada; Formação Florestal Floresta Plantada
Formação Natural Não Florestal	Campo Alagado e áreas Pantanosas; Formação Campestre; Apicum; Outras formações não florestais
Pastagem Agricultura	Pastagem Mosaico de agricultura e pastagem, Cana, Soja, Arroz, Outras lavouras temporárias, Café, Citrus, Outras lavouras Perenes
Área urbana	Área urbana
Outras áreas Não Vegetadas	Praia, Duna e Areal, Afloramento Rochoso; Mineração
Água	Rio, Lago e Oceano; Aquicultura

Fonte: Dados MAPBiomas; tabela elaborada pela autora (2023)

A reclassificação foi realizada utilizando a ferramenta nativa do programa QGIS versão 3.22.4 'reclassificação por tabela', que consiste em um algoritmo que reclassifica uma banda de raster atribuindo novos valores de classe com base nos intervalos especificados em uma tabela fixa (TEAM, 2023).

O complemento 'SCP' foi utilizado para realizar a análise de transição entre os anos de avaliação (1985-1990/ 1990-1995/ 1995-2000/ 2000-2005/ 2005-2010/ 2010-2015/ 2015-2020). Este algoritmo realiza a comparação entre duas classificações para avaliar as mudanças na cobertura do solo, comparação realizada pixel a pixel (CONGEDO, 2021).

A avaliação de transição foi realizada por fitofisionomia, tipo de APP e unidades de conservação de proteção integral (UC) com o programa QGIS. Os mapas foram projetados para a projeção de Albers e o datum WGS 1984, de acordo com a recomendação do IBGE para garantir o cálculo preciso da área para grandes regiões (IBGE, 2019).

Para avaliar a transição do uso e cobertura da terra por fitofisionomia, fizemos o recorte das imagens (raster) reclassificadas utilizando como máscara o shapefile (vetor) das fitofisionomias potenciais da região (INEA, 2022) e assim estimamos a proporção de mudança por fitofisionomia. O mesmo procedimento foi realizado para áreas de preservação permanente (APP) da região e Unidades de Conservação de Uso Integral. Os tipos de APP utilizadas foram: curso d'água, lagos e lagoas naturais, nascentes, topos de morro, montanhas, montes e serras, com altura mínima de 100 metros e inclinação média maior que 25° e encostas ou parte de encostas com declividade superior a 45°, determinadas na Lei de Proteção da Vegetação Nativa - LPVN (Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012) (BRASIL, 2012).

Os arquivos shapefiles (vetoriais) utilizados para realizarmos os recortes foram obtidos na base de dados do Instituto Estadual do Ambiente - (INEA, 2022) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas (IBGE), com exceção das áreas de APP de curso d'água, produzidos especificamente para o leito principal das 5 bacias mais importantes da região (IBGE, 2021) dados apresentados na **Figura 6**.

A partir da imagem do Mapbiomas foi extraído o leito principal de cada rio de interesse. Tendo obtido o 'esqueleto' de cada rio, foi gerado o buffer das áreas de APP de curso d'água. De acordo com o código florestal (LPVN), o tamanho da APP de curso d'água varia de acordo com a largura do rio, desta forma, utilizando a largura média de cada rio e determinamos a faixa de APP a ser mantida (**Tabela 3**) conforme o código florestal (Brasil 2012).

Tabela. 3 Faixas de área de proteção permanente (APP) determina para o leito principal das principais bacias presentes na região Norte e Noroeste Fluminense, de acordo com o código florestal brasileiro (Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012).

Rio	Largura Média (m)	Faixa de APP (m)
Itabapoana	50	50
Macabu	10	30
Muriaé	50	50
Pomba	50	50
Paraíba do Sul	100	100

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

2.3 Estrutura da paisagem - Métricas da paisagem

As atividades antrópicas podem promover mudanças na paisagem de forma a causar perda e fragmentação de habitats, e a inserção de uma matriz muitas vezes inóspitas para alguns organismos (BENNETT; SAUNDERS, 2010; CUSHMAN; COMPTON; MCGARIGAL, 2010; HADDAD et al., 2015). A área anteriormente de floresta contínua ganha novos elementos, caracterizando-se como um mosaico contendo manchas, corredores e matriz (METZGER, 2001).

A Mancha é uma área homogênea de tamanho limitado e diferenciada de seu entorno, representativa de uma unidade da paisagem, o fragmento é uma mancha originada pela fragmentação. Os corredores são elementos lineares de área homogênea que conectam dois ou mais fragmentos, são da mesma classe das manchas. A matriz é entendida como a unidade que recobre a maior área da paisagem, é responsável pela dinâmica na paisagem, apesar de representar algumas vezes a área de não habitat (MCGARIGAL, 2001; METZGER, 2001).

Para avaliação mais detalhada da fragmentação dos habitats e da estrutura da paisagem, as imagens Mapbiomas foram reclassificadas para áreas de floresta e não floresta, tendo em vista que o objetivo de avaliar os remanescentes florestais da região com maior detalhamento.

Utilizamos métricas categóricas (composição e configuração) para avaliar a paisagem e determinar os padrões existentes na região. Para esta avaliação utilizamos o pacote 'LandscapeMetrics' (HESSELBARTH et al., 2019). Evitando a redundância entre métricas, utilizamos o seguinte conjunto: métricas de área, de borda, forma, grau de isolamento, tipo de matriz, distância de centro urbanos (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Utilizando cada fitofisionomia como

unidade de recorte da paisagem, medimos os elementos estruturais para cada fitofisionomia na paisagem. As métricas utilizadas foram:

- Área: corresponde ao somatório de áreas de uma mesma mancha contínua; em modo raster representa o somatório de células que possuem o mesmo valor espacialmente relacionadas. É a medida de estrutura da paisagem mais explorada, servindo de base, direta ou indiretamente, para a formulação de outras medidas (LANG; BLASCHKE, 2009).

- Índice de Área Central- IAC (Core Area Index CAI): medida derivada da métrica de área central, representa uma proporção do tamanho da área central do fragmento descontado a área de borda. O CAI expressa esse resultado em porcentagem em relação à área total do fragmento (MCGARIGAL, 2001).

- Índice de Forma IF (Shape Index - MSI): é utilizada para avaliar a complexidade da forma do fragmento, é uma relação entre a área do fragmento e seu perímetro. Esta métrica varia da seguinte forma: (1 ao ∞), quanto maior o valor, mais revoluta é sua forma, quanto mais próximo de um, mais parecido com a forma perfeita (círculo em shapefile ou quadrado em raster) (LANG; BLASCHKE, 2009).

- Distância ao vizinho mais próximo- DVP (Euclidean nearest neighbor distance (ENN). Determinada pela distância em linha reta da mancha mais próxima considerando a mesma classe. É uma função de permeabilidade, medindo o grau de isolamento da mancha e o nível de fragmentação da vizinhança (LANG; BLASCHKE, 2009).

- Matriz: Entendida como a unidade que recobre a maior área da paisagem e é responsável pela dinâmica dentro e entre fragmentos. Determinamos a matriz de entorno de cada fragmento através do banco de dados do MapBiomas, onde temos acesso à classificação e mudanças de uso da terra desde 1985, disponível no site <https://mapbiomas.org/>.

- Distância de Centros Urbanos- DCU: dada pela distância (Km) do ponto central de cada fragmento até o centro urbano mais próximo, essa medida nos fornece informações da facilidade de acesso ao fragmento e o quanto este fragmento estará suscetível a novas perturbações de origem antrópica.

As análises das métricas foram realizadas em ambiente R versão 4.1.1 (TEAM, 2021) e script elaborado por (VANCINE, 2020), utilizando os pacotes 'sf' (EDZER PEBESMA, 2016); 'raster' (HIJMANS, 2020); 'rgdal' (ROGER BIVAND;

TIM KEITT;; ROWLINGSON, 2020); 'fasterize' (bbb, 2020); 'landscapetools' (SCIAINI; FRITSCH; SCHERER, 2018) ; 'landscapemetrics' (HESSELBARTH et al., 2019); 'tmap' (TENNEKES, 2018); 'patchwork' (PEDERSEN, 2020); 'broom' (COUCH, 2020); 'bbmle' (TEAM, 2020a) e 'tidyverse' (WICKHAM et al., 2019). Para visualização, espacialização das métricas e preparação dos mapas utilizamos o programa QGIS, com as ferramentas complementares LecoS (JUNG, 2016), point sampling tool (JURGIEL, 2019) e Semi-Automatic Classification Plugin (CONGEDO, 2021) da versão 3.22.4 (TEAM, 2022).

3. RESULTADOS

3.1 Diversidade da paisagem

Originalmente as regiões Norte e Noroeste fluminense possuíam cobertura florestal de 1.362.400,638 ha o que correspondia a 90% da região. Em 1985, a cobertura florestal na região estava reduzida a 13,16% da área. Considerando a distribuição original das fitofisionomias, a FES das Terras Baixas, foi a mais afetada pela mudança de uso, restando em 1985 apenas 3% de sua cobertura original, enquanto a FOD Alto Montana foi a menos afetada ocorrendo hoje em 88% de sua cobertura original (**Figura 8**).

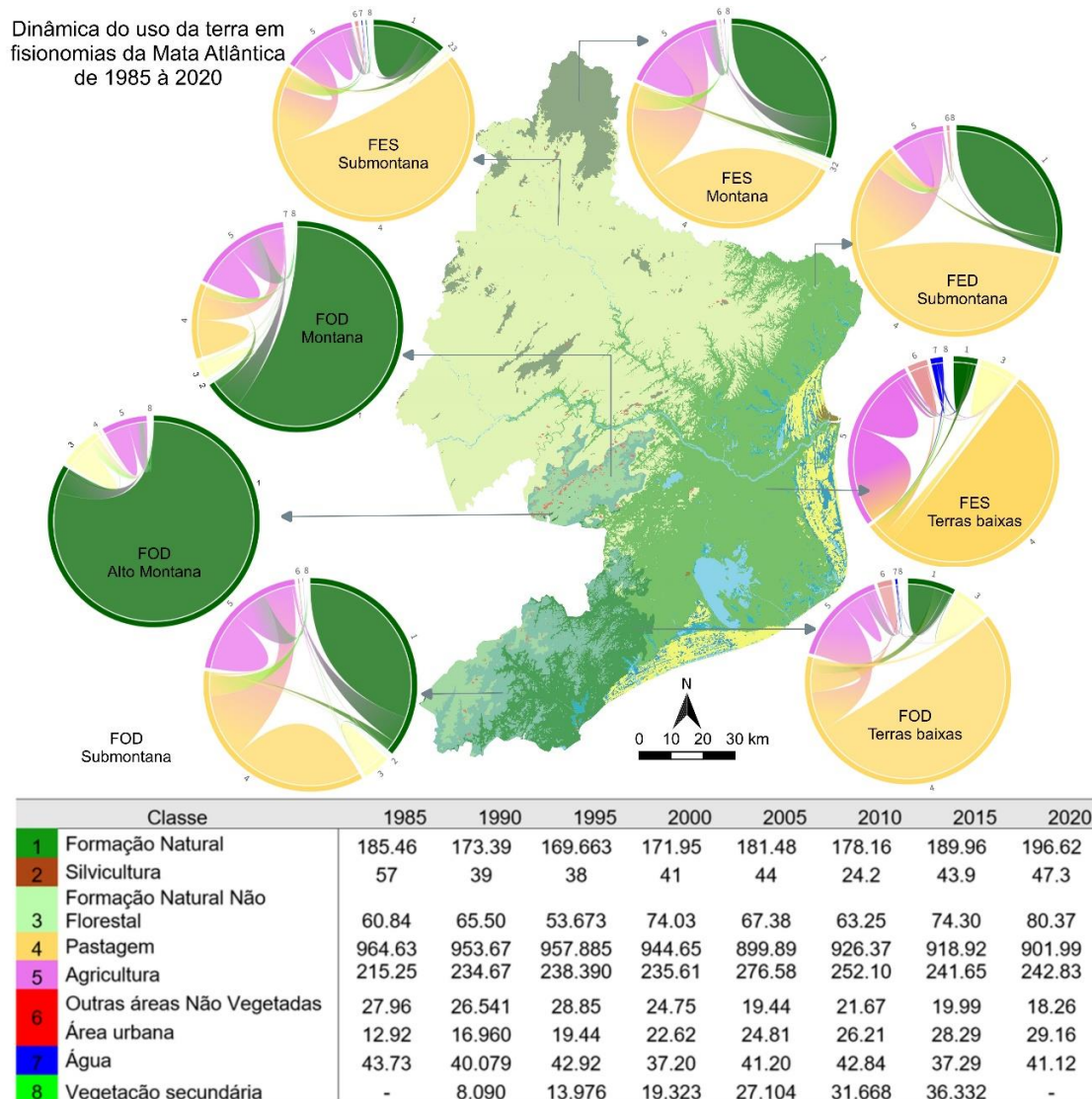


Figura 8 Dinâmica da cobertura da terra em fitofisionomias da Mata Atlântica nas regiões Norte e Noroeste fluminense no período de 1985 à 2020. A base de cada seta ramificada é posicionada para mostrar a fisionomia que inclui a maior proporção de mudança, enquanto a largura representa a área modificada entre os usos e fisionomias nas pontas da seta. Fitofisionomias avaliadas: FED – Floresta Estacional Decidual; FES – Floresta Estacional Semidecidual; FOD – Floresta Ombrófila Densa. Fonte: Figura elaborada no site <https://flourish.studio/features/> e dados do projeto MapBiomias.

A avaliação da estrutura e diversidade da paisagem no período de 1985 a 2020 (35 anos) mostrou mudanças no tamanho dos fragmentos e manutenção da diversidade de classes de usos, com alterações na proporção de sua ocupação na paisagem ao longo do tempo. A classe de uso que mais modificou a paisagem foi a criação de gado, já ocupando grande parte da paisagem em 1985 e seguindo como principal uso até 2020 (**Figura 8**). O segundo uso predominante foi a agricultura, seguido de remanescentes de formação florestal.

Entre 1985 e 2020, houve intenso crescimento de áreas urbanas, principalmente sobre as áreas de pastagem (**Figura 8**).

O uso predominante da terra para pastagens não diferiu entre as fitofisionomias, com exceção das áreas da FOD, onde a cobertura da terra predominante ainda é a florestal (**Figura 8**). Contudo a formação que apresentou maior perda de área absoluta foi a FES Submontana, com 585 mil hectares até 1985, e mais 46.300 hectares até 2020 (**Figura 9**).

Um equilíbrio aparente entre as perdas e os ganhos de floresta de 1985 a 2020 foi observado (**Figura 9**), porém as perdas foram em sua maioria em remanescentes florestais antigos (i.e. fragmentos que em 1985 eram floresta), enquanto os ganhos obtidos foram em reflorestamento ou áreas abandonadas convertidas em florestas secundárias (**Figura 9**). Assim, observamos a contínua degradação dos remanescentes florestais mais antigos e o ganho em florestas secundárias, com ciclos de regeneração e corte raso de aproximadamente cinco anos (**Figura 9 e Figura 3, Anexo**). As áreas de silvicultura tiveram redução no período avaliado. A classe Vegetação secundária representa as áreas anteriormente mapeadas como uso antrópico e que retornaram para floresta depois de 1985.

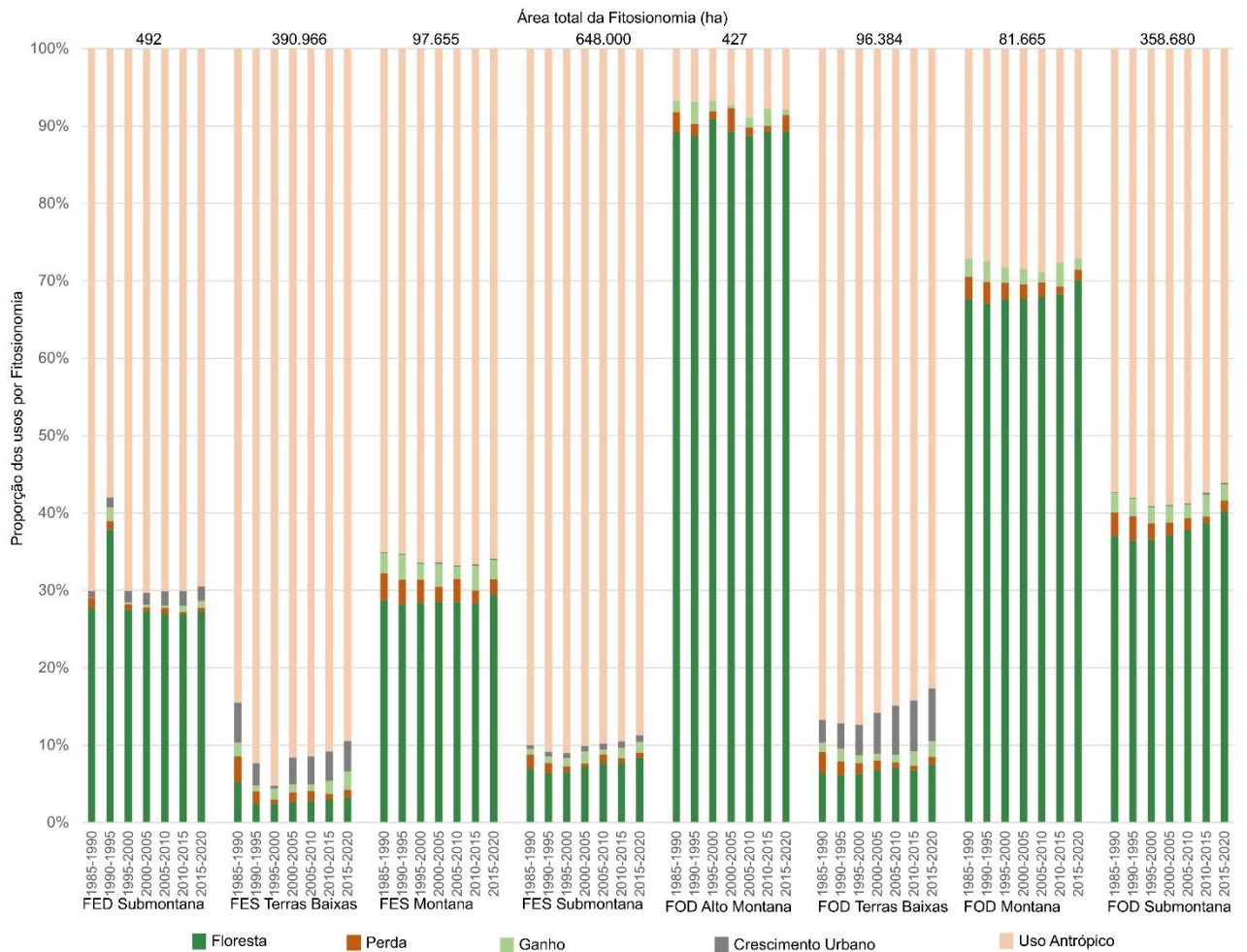


Figura 9 Transição dos usos da paisagem de 1985 a 2020 por intervalos de tempo (5 em 5 anos) em diferentes fitofisionomias do Norte e Noroeste fluminense, discriminando acima a área original da fitofisionomia na região em hectares de acordo com o mapa de vegetação potencial do Rio de Janeiro INEA (2022). Fonte: Dados INEA 2022; Figura elaborada pela autora (2023).

Em 2020 observamos apenas 199.217 hectares de floresta, ou seja, 13,16% da área original, distribuída em 12.140 fragmentos, com tamanho variando de 1 a 12.581 hectares (**Figura 1, Anexo**). Os fragmentos pequenos (1-5 ha) dominaram a paisagem de todas as fitofisionomias, representando cerca de 66% de todos os fragmentos da região, enquanto fragmentos grandes (≥ 50 ha) representaram apenas 4%, contudo perfazem 64,5% da área total dos remanescentes florestais. A fitofisionomia com maior número de fragmentos grandes e conseqüentemente, maior cobertura florestal, foi a FES Submontana ($n = 236$).

Aproximadamente 8% da região Norte e Noroeste fluminense enquadra-se em alguma categoria de proteção prevista na legislação, com 4,4% em UCs (3,2% de Proteção Integral e 0,8% de Uso Sustentável) e 3,6% em APP (**Figura 10**). Entretanto, destas UCs apenas 73% corresponde a área florestal, e para

piorar o cenário os resultados indicaram a ocorrência de perda de floresta em UCs de Proteção Integral (1,7%, 915 ha) e de Uso Sustentável (2,6%, 315 ha), contudo as perdas em áreas de APP até 1985 chegaram a 90% nas FES das Terras Baixas e Submontana. No período de 1985 a 2020 houve uma perda adicional de 16% de áreas florestais nas APPs.

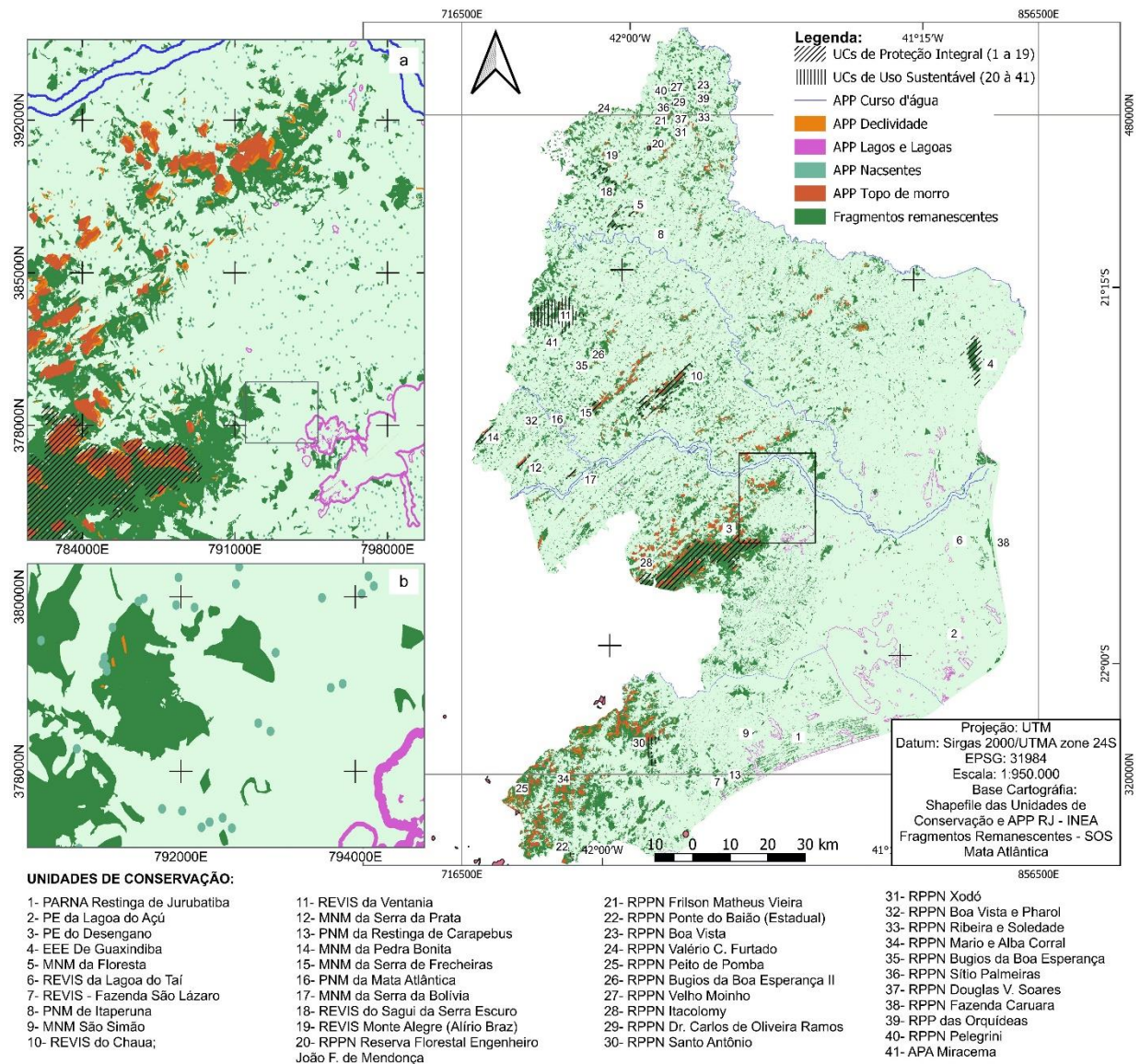


Figura 10 Distribuição das APPs e das UCs Federais, Estaduais e Municipais de Proteção Integral e Uso Sustentável, nas regiões Norte e Noroeste fluminense. Recorte (a) detalhe para as APPs de topo de morro e declividade; recorte (b) detalhe para a APP de nascentes. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

3.2 Estrutura da paisagem

Considerando as métricas de paisagem, como área do fragmento, em conjunto com os índices IAC, IF e DVP, constatamos que as fitofisionomias do Norte e Noroeste fluminense encontram-se extremamente fragmentadas e que

a maioria de seus fragmentos, distam de 10 a 500 metros entre si e apresentam com área inferior a 5 ha. A avaliação do efeito de borda mostrou que na maioria dos fragmentos restam apenas de 10 a 50 % de área central, efeito intensificado pela grande variedade nas formas dos fragmentos, pois o índice de forma variou de 1,01 a 18,56, com a maioria dos fragmentos entre 1,5 e 3.

O tamanho médio dos fragmentos para cada fitofisionomias no ano de 2020 foi de: FED Submontana (11,4 ha); FES Montana (36,4 ha); FES Submontana (12,1 ha); FES das Terras Baixas (11,4 ha); FOD Altomontana (20,5 ha); FOD Montana (755 ha); FOD Submontana (92 ha) e FOD das Terras Baixas (8 ha) (Tabela 5 anexo), sendo observado, entre 1985 e 2020, um aumento no número de fragmentos pequenos e a redução no tamanho médio dos fragmentos.

Baseado no IAC, as fitofisionomias que mais perderam área efetiva de habitat foram as FES Submontana, com a maioria dos fragmentos mantendo apenas 10 a 50% de sua área, seguida da FES das Terras Baixas e Montana (**Tabela 5**, anexo). Considerando o IF, as fisionomias com maiores valores foram a FOD Montana (18,56); a FOD Submontana (11,40) e a FES das Terras Baixas (9,54). As fitofisionomias que apresentaram menor amplitude de valores MSI foram FED Submontana (1,01-2,02) e FOD Altomontana (1,03-3,45) (**Tabela 6**, anexo). Percebemos o aumento do número de fragmentos pequenos em todas as fitofisionomias, assim como o crescimento no número de fragmentos que têm de 50 a 90% de sua área sob efeito de borda, além de fragmentos mais recortados e mais distantes entre si (**Figura 11**).

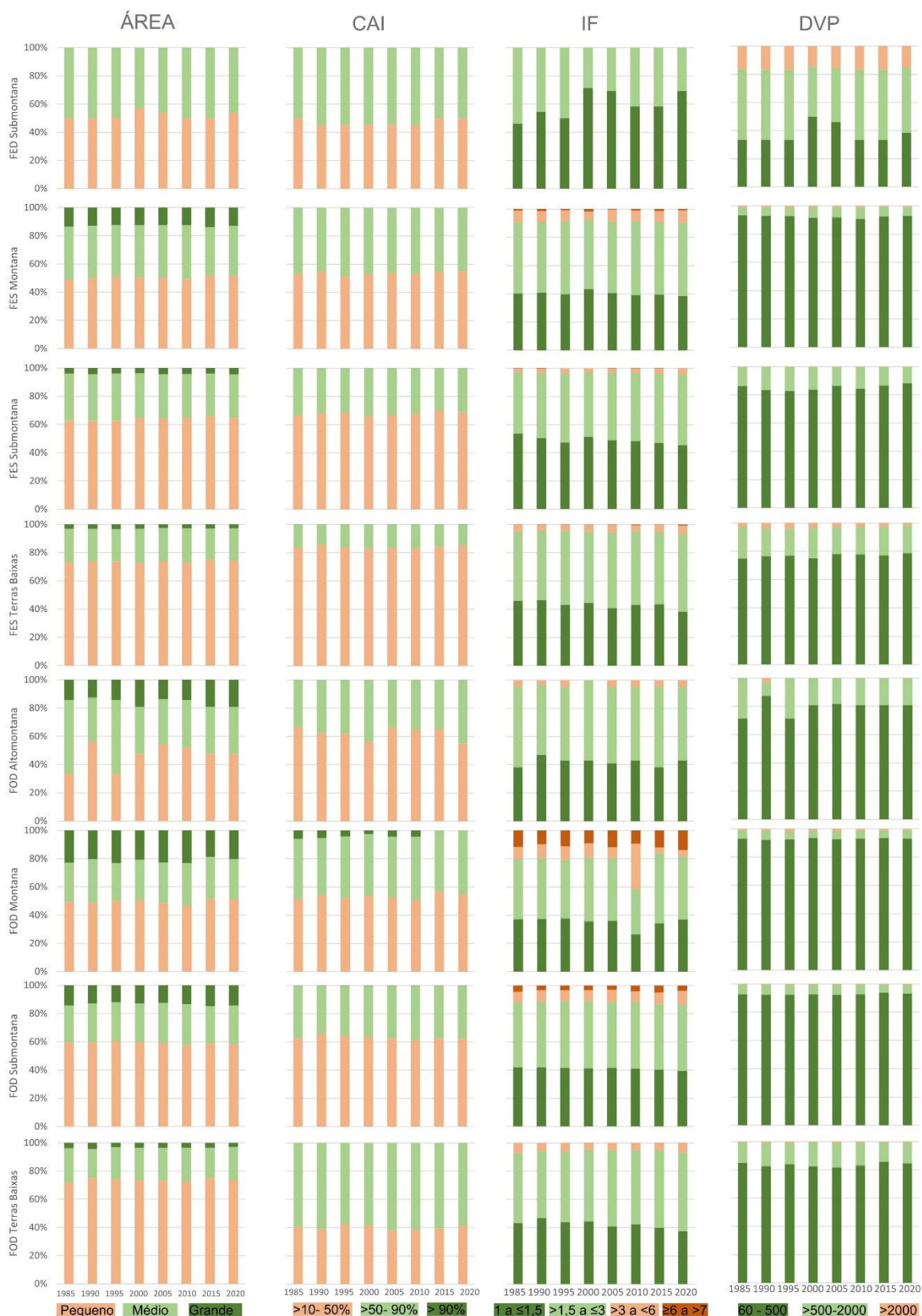


Figura 11 Número de fragmentos em cada categoria da métrica avaliada por ano (1985-2020) por fitofisionomias da Mata Atlântica no Norte e Noroeste fluminense. ÁREA- Área dos fragmentos da paisagem; IAC- Índice de área central; IF- Índice de forma; DVP- Distância ao vizinho mais próximo. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

4. DISCUSSÃO

Historicamente a Mata Atlântica sofreu com o desmatamento (DE LIMA et al., 2020; SOFFIATI NETTO, 2011). Em 1985, grande parte da paisagem do Bioma já havia sido convertida em usos antrópicos, restando quase que exclusivamente, pequenos fragmentos (≤ 5 ha) isolados na paisagem (CABRAL; FREITAS; FISZON, 2007; RIBEIRO et al., 2009; ROSA et al., 2021). Esse padrão também foi observado para a região estudada. Muitos destes remanescentes fazem parte da área de Reserva Legal (RL), conceito estabelecido no primeiro código florestal de 1934, ou APP de topo de morro (BRASIL, 2012; METZGER et al., 2019).

Observando na escala do Bioma, Freitas et al. (2010) destacaram que o desmatamento florestal está relacionado com a topografia, o uso da terra e a densidade das estradas, e que estes fatores facilitam a degradação dos remanescentes florestais. Entre as fitofisionomias estudadas, observamos que o relevo foi o principal determinante da prevalência de um uso sobre o outro, com o domínio da pastagem em terrenos planos ou de baixa declividade e de áreas florestais nas regiões onde o relevo é bastante acidentado, dificultando a sua conversão para outros usos, padrão encontrado principalmente para as fitofisionomias da FOD e a FES Montana (CABRAL; FREITAS; FISZON, 2007; ROSA et al., 2021).

O padrão de alteração na cobertura florestal observado para a região norte e noroeste fluminense, com acentuada perda de cobertura até o início da década de 90, seguido de ganhos posteriores em função da regeneração natural em áreas abandonadas ou reflorestamento, está de acordo com os estudos de Lira et al. (2012), Petroni et al. (2022), Rezende et al. (2015) e Rosa et al. (2021), que associaram este processo a dinâmicas agropastoris, mudanças de lei, abandono da produção de carvão vegetal e êxodo rural. Eventos que também ocorreram em algumas das áreas do presente estudo, como na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba – EEEG, que antes de sua criação era conhecido como “Mata do Carvão”, devido à extensiva retirada de madeira para produção de carvão vegetal (VILLELA et al., 2006).

Outro fato importante para a dinâmica da região foi a diminuição da produção agrícola tanto em quantidade (CEPERJ, 2019c) quanto em área produzida, principalmente de cana-de-açúcar (CEPERJ, 2019a). Os dados da

pecuária em contrapartida, mostram o crescimento do rebanho de forma constante na série histórica 1974 à 2017 CEPERJ (2019b). Contudo, entre 1985 e 2020, houve a manutenção ou pequeno crescimento das áreas plantadas (lavouras perenes e temporárias), fato relacionado ora à custa de áreas de pastagem, que no período apresentou uma redução de 6,5 %, com perda de 62.644 ha, ora à custa de áreas florestais.

Técnicas de criação de gado estabelecidas mais recentemente permitem o crescimento do rebanho sem necessariamente um maior aporte de terras. Dias-Filho (2016) avaliou o histórico da criação de gado no Brasil e justifica essa tendência pela ampliação da taxa de lotação (cabeças de bovinos/hectare de pastagem); crescente substituição das pastagens naturais por pastagens plantadas; e a reutilização de áreas já abertas, por meio da recuperação de pastagens degradadas. Strassburg et al. (2014) destacam que a capacidade de produção agropecuária brasileira está subutilizada, do potencial de produtividade da terra, apenas de 32 a 34% está em uso. Assim, utilizando técnicas atuais de plantio e produção, poderíamos liberar mais de 18 milhões de hectares somente no Bioma Mata Atlântica para restauração e, sem dúvida, essa possibilidade se aplica à região estudada.

Enquanto nos anos anteriores a 1985, a principal força de modificação da paisagem foi a pastagem (dominava 70% da área), com pequena redução no período de 1985 a 2020, o crescimento urbano ganhou força, se expandindo principalmente nas fitofisionomias FES das Terras Baixas e FOD das Terras Baixas, e em áreas inalcançáveis para a agricultura como a FOD Montana e Altomontana (LOPES et al., 2018; PETRONI; SIQUEIRA-GAY; GALLARDO, 2022). Na região por nós estudada, observamos maior crescimento urbano em Campos dos Goytacazes, com densidade demográfica atual de 115 hab/km², segundo o último censo de 2010 (IBGE, 2022a) e cuja população dobrou de 1980 a 2010 (ROCHA; PONTES; SIQUEIRA, 2018).

Em um estudo de escala global, Curtis et al. (2018) constataram que, apesar dos fatores de perda variarem de acordo com questões regionais, o principal promotor da perda de vegetação no mundo foi a agricultura para commodities (plantação de soja, cana) e a pecuária de corte (criação de gado). Nossos resultados corroboram estas considerações, a criação de gado, seguida

da agricultura, ocuparam 85% da paisagem, dados corroborados também por Lopes et al. (2018).

Entre as fitofisionomias avaliadas, as regiões cobertas por FOD Submontana e Montana foram as áreas onde a cobertura da terra predominante continuou florestal, provavelmente devido à dificuldade e custo econômico da conversão dessas áreas para agricultura (LOPES et al., 2018; RIBEIRO et al., 2009). Na Mata Atlântica o relevo é um importante condicionante tanto do desmatamento quanto da regeneração florestal. Rezende et al. (2015) demonstraram que áreas mais inclinadas eram mais favoráveis à regeneração enquanto áreas pouco inclinadas a planas estavam mais propensas ao desmatamento, pois o transporte e mecanização da lavoura são facilitados, padrão também descrito por Freitas et al. (2010).

No extremo oposto, temos a FES das Terras Baixas, a fitofisionomia mais degradada da região, apresentando 1.400 fragmentos florestais cobrindo menos de 3% da área, a maioria fragmentos ≥ 5 ha, e apenas 30 fragmentos ≥ 50 ha. Como consequências dessa intensa degradação temos o esgotamento de serviços ecossistêmicos como o provimento de água e regulação da temperatura local e regional, fortemente afetados pela mudança de uso da terra. A cada 25% de área convertida em uso antrópico ocorre o aumento de 1º na temperatura local (METZGER et al., 2009; PETRONI; SIQUEIRA-GAY; GALLARDO, 2022; WANDERLEY et al., 2019), o que já foi observado na região de estudo, e alguns pesquisadores tem sugerido a modificação da classificação climática das regiões Norte (ANDRÉ; MARQUES; PINHEIRO, 2005) e Noroeste fluminense (SILVA; DE ANDRADE; SOUZA, 2006), devido a alterações nos regimes de chuvas dessas áreas, promovidas principalmente pelas mudanças antropogênicas (ANDRÉ et al., 2008; BOHN et al., 2013).

A configuração espacial atual da FES das Terras Baixas é extremamente preocupante, pois a recuperação desta paisagem exige atitudes governamentais mais efetivas, tanto na aplicação da legislação já existente quanto na intensificação de projetos de restauração ecológica. Somente a restauração das áreas de APP e RL, obrigação prevista em lei (BRASIL, 2012), reestabeleceria grande parte da conectividade da região, agregando aproximadamente 55.000 ha de floresta em áreas de APP e 20.360 ha em áreas de RL, representando um incremento de 5 % na cobertura floresta da região. Strassburg et al. (2016)

chamam a atenção para a importância da regeneração natural como uma ferramenta de baixo custo e alto impacto, trazendo benefícios ecológicos e sociais significativos (REZENDE et al., 2015). Vale destacar que a região é dominada por áreas de regeneração efêmera, onde o processo de regeneração natural é iniciado, contudo, logo é interrompido por um novo ciclo de corte (PIFFER et al., 2022).

Outro ganho importante seria o aumento do sequestro de carbono nestas áreas restauradas ou regeneradas. Silva Junior et al. (2020) mostraram a importância das florestas secundárias da Mata Atlântica, responsáveis por absorverem 260 Tg C entre 1988 e 2018. Contudo, mesmo em um cenário ótimo em que se restaurasse todo esse passivo ambiental, ainda assim a paisagem do Norte e Noroeste fluminense não chegaria ao limiar mínimo de 30% da cobertura florestal, necessário para a manutenção da integridade biológica e filogenética da comunidade (BANKS-LEITE et al., 2014).

Arroyo-Rodríguez et al. (2020) destacam a importância de se pensar as estratégias de conservação não somente em nível da mancha, mas principalmente na escala de paisagem, priorizando o aumento da cobertura florestal e da conectividade (OLIVEIRA-JUNIOR et al., 2020). Pensar na configuração da paisagem é pensar na manutenção da biodiversidade das manchas (ABREU; BRAGA; NASCIMENTO, 2014; CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2015; OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008), na preservação dos processos ecológicos envolvidos (BEBBER; BUTT, 2017; LI et al., 2022; VILLELA et al., 2006) e na coexistência destes com as atividades humanas, geralmente nocivas à biodiversidade (BOESING; NICHOLS; METZGER, 2018; DE LIMA et al., 2020). Desta forma, estudos que avaliem a conexão da paisagem são um passo fundamental para fornecer informações para o planejamento da conservação (OLIVEIRA-JUNIOR et al., 2020).

A intensa fragmentação observada em todas as fisionomias estudadas é também consequência do enorme vazão de UCs ou áreas destinadas à proteção de remanescentes na região. A fitofisionomia que acumulou maior perda de área absoluta no intervalo estudado foi a FES Submontana, que embora apresente maior número de fragmentos grandes, é uma das fitofisionomias do Norte e Noroeste fluminense mais carente de UCs, apesar da alta prioridade para

conservação (Scarano et al., 2009), e cuja proteção ainda é precária (INEA, 2014).

A presença de fragmentos grandes, associada à conectividade estrutural e à maior área núcleo, são parâmetros que podem auxiliar na avaliação da paisagem e na escolha de remanescentes prioritários para a conservação nesta fitofisionomia. De Lima et al. (2020) ressaltam a importância das UCs de proteção integral para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, mostrando que quanto maior a área e seu nível de proteção, menores são as perdas induzidas pelo homem, resultados corroborados pelo presente estudo em que constatamos menores perdas em UCs de proteção integral (BEBBER; BUTT, 2017; DE LIMA et al., 2020). Defries et al. (2005) destacaram que o entorno das UCs também merece atenção para a manutenção da conectividade dessas áreas na paisagem e a conservação dos serviços ecossistêmicos (PETRONI; SIQUEIRA-GAY; GALLARDO, 2022), imprescindível para a sustentação dos sistemas alimentares atuais. Garantir a sustentabilidade ambiental, a manutenção da vida silvestre, além de reduzir os efeitos das mudanças climáticas, são alguns dos objetivos da Agenda 2030. Estes objetivos permeiam os estudos ecológicos, tendo em vista a conservação de um ambiente saudável e equilibrado para as presentes e futuras gerações (IBGE, 2022b).

O Brasil é reconhecido por ter um conjunto de leis ambientais bastante estruturado para reduzir o desmatamento e obrigar a restauração de áreas degradadas (BRANCALION et al., 2016). Estas se mostram mais efetivas quando associadas com intervenções nas cadeias produtivas a fim de reduzir o desmatamento (FERREIRA; COELHO, 2015; NEPSTAD et al., 2014). Contudo, essa estrutura legal tem sido modificada nos últimos anos, o que pode comprometer a manutenção de muitos destes fragmentos, hoje presentes na paisagem (ATHAYDE et al., 2022; BARBOSA; ALVES; GRELLE, 2021; SILVA; FEARNSSIDE, 2022; VALE et al., 2021).

A aparente estabilidade nas perdas de vegetação da Mata Atlântica foi recentemente descrita por Rosa et al. (2021). Estes autores ressaltaram que devemos ter atenção na interpretação dos dados, pois os ganhos de vegetação secundária estão cobrindo as perdas de vegetação mais antiga, o que traz enormes prejuízos para biodiversidade. Embora a vegetação secundária exerça um importante papel para a restauração do bioma, através da conexão dos

fragmentos remanescentes, a manutenção da vegetação primária deve ser prioridade.

Desta forma, observamos a necessidade urgente da implementação de novas UCs e restauração das APPs e áreas de RL nas regiões Norte e Noroeste fluminense, tendo em vista as grandes ameaças destacadas no presente trabalho e a já tão conhecida rica biodiversidade de um dos mais importantes *hotspots* do mundo. A procrastinação na implementação de novas UCs e restauração de áreas degradadas (obrigação prevista em lei) já apresenta consequências sérias e negativas para a conservação destas fitofisionomias e seus serviços ambientais.

5. CONCLUSÃO

Embora a Mata Atlântica possua um histórico de fragmentação em toda sua extensão, ficou evidenciado na avaliação do período de 1985 a 2020 que nas regiões Norte e Noroeste fluminense existem fitofisionomias mais afetadas que outras, sendo a FES das Terras Baixas a que sofreu a maior redução em área. Do ponto de vista estrutural, esta fisionomia possui maior número de fragmentos pequenos, de áreas sob efeito de borda e maior distância entre fragmentos. Confirmando nossa hipótese central de que as distintas fisionomias da região sofreram de forma diferente os impactos da fragmentação, dependendo da intensidade de uso e ocupação do solo.

As regiões Norte e Noroeste fluminense em toda sua extensão são consideradas prioridade para conservação e restauração. A criação de novas UCs para proteção da biodiversidade da região é uma questão urgente, tendo em vista as grandes perdas florestais ao longo do tempo e a ausência de áreas de proteção, principalmente para a FES Submontana, fitofisionomia predominante na região.

É importante ressaltar que a região possui um grande passivo ambiental que pode ser convertido em melhorias nos fragmentos remanescentes e promoção da conectividade da paisagem. Conforme anteriormente destacado, somente a implementação de políticas públicas visando a restauração de áreas de APP e RL, principalmente nas fitofisionomias de terras baixas, representaria um ganho de 5% na cobertura vegetal, promovendo a maior conectividade da paisagem.

A qualidade dos remanescentes encontra-se comprometida, tendo em vista que a maioria se encontra com área inferior a cinco hectares. Além disso, o processo de regeneração em vegetação secundária aparentemente tem sido interrompido a cada cinco anos, o que compromete a restauração destes fragmentos na região. Assim, a manutenção dos fragmentos florestais da Mata Atlântica no Norte e Noroeste fluminense deve constituir em um esforço em três frentes: a manutenção da floresta madura em pé, a restauração das áreas degradadas e a conservação dos fragmentos de floresta secundária em regeneração, até atingir o status para proteção, segundo a lei da Mata Atlântica, mostrando a importância do planejamento na conservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ABREU, K. M. P. DE; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree species diversity of coastal lowland semideciduous forest fragments in Northern Rio de Janeiro state, Brazil. **Biociencias Journal**, v. 30, n. 5, p. 1529–1550, 2014.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANDRÉ, R. G. B. et al. Identificação de regiões pluviometricamente homogêneas no Estado do Rio de Janeiro, utilizando-se valores mensais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 23, n. 4, p. 501–509, dez. 2008.
- ANDRÉ, R. G.; MARQUES, V. DA S.; PINHEIRO, F. M. A. Disponibilidade hídrica para a Região Norte Fluminense Water available to the Norte Fluminense Region. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 13, n. 1, p. 135–142, 2005.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 1 set. 2020.
- ATHAYDE, S. et al. Viewpoint: The far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 94, p. 106742, 1 maio 2022.
- 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, 23 jul. 2014.
- BARBOSA, L. G.; ALVES, M. A. S.; GRELE, C. E. V. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **Land Use Policy**, v. 104, p. 105384, 1 maio 2021.
- BEBBER, D. P.; BUTT, N. Tropical protected areas reduced deforestation carbon emissions by one third from 2000–2012. **Scientific Reports 2017 7:1**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 25 out. 2017.
- BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. **Ecography**, v. 41, n. 9, p. 1520–1533, 1 set. 2018.
- BOHN, L. et al. Susceptibilidade à desertificação no estado do Rio de Janeiro baseada em índices climáticos de aridez. Belém XVIII **C.B. Agrometeorologia**, 2013. Disponível em: <<http://www.sbagro.org/files/biblioteca/3235.pdf>>. Acesso

em: 20 set. 2022

BRANCALION, P. H. S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1–15, 1 abr. 2016.

BRASIL. **Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012 - Código Florestal**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 20 mar. 2022.

BRITO, T. T. et al. Multivariate analysis applied to monthly rainfall over Rio de Janeiro state, Brazil. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 129, n. 5, p. 469–478, 2017.

CABRAL, D. DE C.; FREITAS, S. R.; FISZON, J. T. Combining sensors in landscape ecology: imagery-based and farm-level analysis in the study of human-driven forest fragmentation. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 69–87, 2007.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research** 2015 27:3, v. 27, n. 3, p. 605–609, 16 out. 2015.

CEPERJ. **Series Históricas Cana-de-açúcar - Área colhida Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://arquivos.proderj.rj.gov.br/sefaz_ceperj_imagens/Arquivos_Ceperj/ceep/dados-estatisticos/series-historicas/excel/cope/1.1.2 Prod Agro - Agric. - Lav. Temporária/Tab 1.1.2.10.html>. Acesso em: 6 jun. 2022a.

CEPERJ. **Séries Históricas**.

CEPERJ. **Series Históricas Cana-de-açúcar-Quantidade produzida**. Disponível em: <http://arquivos.proderj.rj.gov.br/sefaz_ceperj_imagens/Arquivos_Ceperj/ceep/dados-estatisticos/series-historicas/excel/cope/1.1.2 Prod Agro - Agric. - Lav. Temporária/Tab 1.1.2.11.html>. Acesso em: 6 jun. 2022c.

CURTIS, P. G. et al. Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, n. 6407, p. 1108–1111, 2018.

DE LIMA, R. A. F. et al. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications** 2020 11:1, v. 11, n. 1, p. 1–16, 11 dez. 2020.

DEFRIES, R. et al. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological Applications**, v. 15, n. 1, p. 19–26, 2005.

DIAS-FILHO, M. B. **Uso de Pastagens para a Produção de Bovinos de Corte no Brasil: Passado, Presente e Futuro** Embrapa Amazônia Oriental. Belém - PA: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1042092/1/DOCUMENTOS418.pdf>>. Acesso em: 7 jun. 2022.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília: EMBRAPA, 2018.

FERREIRA, M. D. P.; COELHO, A. B. Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 53, n. 1, p. 91–108, 2015.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and Structural Components for A Landscape Ecology. **BioScience**, v. 31, n. 10, p. 733–740, 1 nov. 1981.

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410–417, 25 jan. 2010.

GÖKYER, E. Understanding Landscape Structure Using Landscape Metrics. **Advances in Landscape Architecture**, 1 jul. 2013.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. **Advancement of science**, v. 1, n. March, p. 1–10, 2015.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Inventário das Formações Florestais e Campestres. Técnicas e Manejo de Coleções Botânicas. Procedimentos para Mapeamentos**. [s.l: s.n.].

IBGE. **Acesso e uso de dados geoespaciais**. 14. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. v. 14

IBGE. **Downloads | IBGE Bacias Hidrograficas do Brasil**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html?caminho=informacoes_ambientais/estudos_ambientais/bacias_e_divisoes_hidrograficas_do_brasil/2021/Divisao_Hidrografica_Nacional_DH_N250/vetores/>. Acesso em: 27 maio. 2022.

IBGE. **Campos dos Goytacazes (RJ) | Cidades e Estados | IBGE**. Disponível

em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rj/campos-dos-goytacazes.html>>. Acesso em: 24 jun. 2022a.

IBGE. **Indicadores para os objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <<https://odsbrasil.gov.br/>>. Acesso em: 25 jun. 2022b.

INEA. **Unidades de Conservação da Natureza no Estado do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdm4/~edisp/inea0038136.pdf>>. Acesso em: 27 maio. 2022.

INEA, I. E. DO A. **GeoServer: visualização de camada - INEA**. Disponível em: <<https://geoservicos.inde.gov.br/geoserver/web/wicket/bookmarkable/org.geoserver.web.demo.MapPreviewPage?2&filter=false>>. Acesso em: 12 mar. 2022.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. **Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives** *New Phytologist* Blackwell Publishing Ltd, , 1 nov. 2014. Disponível em: <<https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.12989>>. Acesso em: 19 jun. 2020

LAURANCE, W. F. et al. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, 1 fev. 2018.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequencias ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009.

LI, Y. et al. Deforestation-induced climate change reduces carbon storage in remaining tropical forests. **Nature Communications 2022 13:1**, v. 13, n. 1, p. 1–13, 12 abr. 2022.

LIRA, P. K. et al. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80–89, 2012.

LOPES, E. R. DO N. et al. Losses on the Atlantic Mata vegetation induced by land use changes. **CERNE**, v. 24, n. 2, p. 121–132, 1 abr. 2018.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p**, v. 351, 1995.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 2,

p. 1–9, 2001.

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, 1 jun. 2009.

METZGER, J. P. et al. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, 1 jul. 2019.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited**. Mexico: CEMEX, 2004.

NANNI, A. S. et al. The neotropical reforestation hotspots: A biophysical and socioeconomic typology of contemporary forest expansion. **Global Environmental Change**, v. 54, p. 148–159, 1 jan. 2019.

NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 6 jun. 2014.

OLIVEIRA-JUNIOR, N. D. DE et al. Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. **Forest Ecology and Management**, v. 472, p. 118247, 15 set. 2020.

OLIVEIRA, M. A.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1910–1917, 20 nov. 2008.

PETRONI, M. L.; SIQUEIRA-GAY, J.; GALLARDO, A. L. C. F. Understanding land use change impacts on ecosystem services within urban protected areas. **Landscape and Urban Planning**, v. 223, p. 104404, 1 jul. 2022.

PIFFER, P. R. et al. Turnover rates of regenerated forests challenge restoration efforts in the Brazilian Atlantic forest. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 4, p. 45009, 2022.

PROJETO (MAPBIOMAS). **Coleção [6.0] da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil - Metodologias MapBiomias**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia>>. Acesso em: 22 mar. 2022.

RESENDE, C. . 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.

REZENDE, C. L. DE et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity**

and Conservation, v. 24, n. August, p. 2255–2272, 2015.

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, 1 jun. 2009.

ROCHA, É. T. DA S.; PONTES, C. DE A.; SIQUEIRA, R. **Campos dos Goytacazes Perfil 2018**. 1. ed. Rio de Janeiro: Pourbaix, Ana Raquel de S., 2018. v. 1

ROSA, M. R. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, 20 jan. 2021.

SANTOS, J. F. C. et al. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil | Santos | **Revista Brasileira de Biociências**. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/3758/1367>>. Acesso em: 17 abr. 2022.

SCARANO, F. R.; COSTA, D. P.; FREITAS, L.; LIMA, H. C.; MARTINELLE, G.; NASCIMENTO, M. T.; SÁ, C. F. C.; SALGUEIRO, F.; ARAUJO, D. S. D.; RAÍCES, D. S. L. Conservação da flora do Estado do Rio de Janeiro: até onde a ciência pode ajudar. In: BERGALLO, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; ROCHA, C. F. D.; UZÊDA, M. C.; COSTA, M. B.; ALVES, M. A. S.; VAN SLUYS, M.; SANTOS, M. A.; COSTA, T. C. C.; COZZOLINO, A. C. R. (Ed.). **Estratégias e ações para conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto Biomas & Secretaria do Estado de Ambiente/INEA, 2009. p. 221–233.

SILVA, M. D. DA; FEARNSIDE, P. M. Brazil: environment under attack. **Environmental Conservation**, p. 1–3, 2022.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2020.

SILVA, M.; DE ANDRADE, T.; SOUZA, O. **Aspectos dos problemas ambientais da região noroeste do estado do Rio de Janeiro, brasil: um estudo de caso**. Disponível em: <<http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal12/Procesosambientales/Impactoambiental/53.pdf>>. Acesso em: 20 set. 2022.

SOFFIATI NETTO, A. A. Breve estudo de eco-história sobre a utilização humana

das florestas estacionais do norte-noroeste entre os períodos colonial e republicano. **Revista Vértices**, v. 13, n. 2, p. 7–30, 2011.

STRASSBURG, B. B. N. et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, n. 1, p. 84–97, 1 set. 2014.

STRASSBURG, B. B. N. et al. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 890–899, 1 nov. 2016.

TEAM, D. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org> Open Source Geospatial Foundation Project., , 2022. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>

TEAM, R. C. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing., , 2021. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

VALE, M. M. et al. The COVID-19 pandemic as an opportunity to weaken environmental protection in Brazil. **Biological Conservation**, v. 255, p. 108994, 1 mar. 2021.

VANCINE, M. **Script / script_landscapemetrics.R - master - GeoCastBrasil / LandScapeMetrics - GitLab**. Disponível em: <https://gitlab.com/geocastbrasil/landscapemetrics/-/blob/master/01_script/script_landscapemetrics.R>. Acesso em: 23 mar. 2021.

VILLELA, D. M. et al. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 506–516, 1 mar. 2006.

WANDERLEY, R. L. N. et al. Relationship between land surface temperature and fraction of anthropized area in the Atlantic forest region, Brazil. **PLOS ONE**, v. 14, n. 12, p. e0225443, 1 dez. 2019.

WILSON, M. C. et al. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 2, p. 219–227, 1 fev. 2016.

CAPÍTULO III**DIVERSIDADE BIOLÓGICA E FUNCIONAL DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DA FALHA DE CAMPOS DOS GOYTACAZES: EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO**

RESUMO

A Homogeneização Biológica (HB) é resultado da invasão e expansão de espécie exótica causando importantes impactos em espécies nativas. Entretanto, evidências recentes sugerem que espécies nativas também podem se beneficiar da fragmentação e expandir sua distribuição. Este capítulo teve como objetivo investigar a ocorrência de processos de diversificação ou homogeneização, e suas consequências para a diversidade biológica da Floresta Estacional Semidecidual – FES da falha de Campos dos Goytacazes (região norte e noroeste fluminense). A diversidade biológica das áreas foi avaliada através de banco de dados de 18 fragmentos da FES, disponível no DRYFLOR. Utilizamos atributos funcionais que abrangem aspectos relacionados à disponibilidade hídrica, capacidade de dispersão e de alocação de recursos compilados a partir dos bancos de dados TRY, Dryad e complementados a partir de publicações disponíveis online. Para avaliar a influência da fragmentação na homogeneização e ou diversificação biológica das áreas de interesse, utilizamos as métricas da paisagem área, índice de área central, de dimensão fractal e distância ao vizinho mais próximo. Os índices de dissimilaridade de Jaccard e Morisita-Horn foram utilizados para comparação da composição florística entre os fragmentos estudados. Para verificar os padrões de β -diversidade entre fragmentos e fisionomias foi utilizado o particionamento aditivo da diversidade. Por meio de modelos lineares múltiplos testamos a relação entre a perda de diversidade biológica e funcional, utilizando como variáveis respostas dados ambientais e métricas de paisagem e assim determinamos o grau de homogeneização ou diversificação dos fragmentos estudados. As análises foram executadas no ambiente R, versão 4.0.4. Registramos 7.125 indivíduos, distribuídos em 63 famílias, 226 gêneros e 481 espécies considerando os 18 fragmentos estudados. Observamos variação na densidade de indivíduos e número de espécies entre as fisionomias FES_{tb} (1.559 ind.ha⁻¹; 207 espécies) FES_{ta} (2.027 ind.ha⁻¹; 177 espécies) e FES_{sm} (1.958 ind.ha⁻¹; 312 espécies). A maioria das espécies (66,51%) estão restritas a apenas uma destas fisionomias. Cerca de 34% dessas espécies apresentaram apenas um indivíduo e 18% até dois indivíduos. Os parâmetros que melhor explicaram o espaço funcional foram o tipo de dispersão, (Biótico e Abiótico) e hábito foliar (Sempre-verde e Decídua) no eixo 1; já no eixo 2 a biomassa, densidade da madeira e Altura das espécies. Mostramos que existe uma diferenciação entre as fisionomias presentes na região norte e noroeste fluminense. Essa distinção natural pode estar sendo reduzida pela fragmentação, em que comunidades anteriormente contínuas são particionadas devido a substituição constante de espécies especialistas por generalistas (*turnover*). Na área de estudo o *turnover* foi responsável por aproximadamente 98% da diferenciação. Ao analisarmos a diversidade taxonômica e funcional das espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual do Norte e Noroeste Fluminense observamos que há diversificação entre fragmentos e homogeneização entre fisionomias. A

diferenciação entre os fragmentos foi responsável por grande parte da β - diversidade, indicando que a fragmentação promoveu o isolamento de conjuntos de espécies diferentes, em cada fragmento. No entanto, em escala de paisagem, entre fisionomias, a composição de espécies foi mais semelhante, o que evidencia a redução da diversidade entre essas comunidades.

Palavras-chave: Homogeneização biótica; Diversificação biótica; Florestas tropicais; Fisionomias; Métricas de paisagem; Conservação; Mata Atlântica.

ABSTRACT

Biological Homogenization (BH) is the result of the invasion and expansion of exotic species causing important impacts on the native species. However, recent evidence suggests that generalist native species may take advantage of fragmentation in order to expand their distribution. This chapter aimed to investigate the occurrence of diversification or homogenization processes and its consequences for the biological diversity of the Semideciduous Seasonal Forest – FES of the Campos dos Goytacazes fault (North and Northwest region of Rio de Janeiro). The biological variety of the areas was evaluated through a database of 18 FES fragments, available at DRYFLOR. We use functional attributes related to water availability, dispersion capacity, and resource allocation compiled from the TRY and Dryad databases and complemented by online publications. To assess the influence of fragmentation on the homogenization and/or biological diversification of the areas of interest, we used the metrics of landscape area, central area index, fractal dimension, and distance to the nearest neighbor. The Jaccard and Morisita-Horn dissimilarity indices were used to compare the floristic composition between fragments. To verify the β -diversity patterns between fragments and physiognomies, additive diversity partitioning was used. Using multiple linear models, we tested the relationship between the loss of biological and functional diversity, using environmental data and landscape metrics as response variables, thus determining the degree of homogenization or diversification of the fragments. Analyzes were performed in the R environment, version 4.0.4. We registered 7,125 individuals, distributed in 63 families, 226 genera, and 481 species considering 18 fragments. We observed variation in the population density and number of species between the FESb (1,559 ind.ha⁻¹; 207 species), FES_{ta} (2,027 ind.ha⁻¹; 177 species), and FES_{sm} (1,958 ind.ha⁻¹; 312 species) physiognomies. Most species (66.51%) are restricted to only one of these physiognomies. About 34% of these species were represented by a single individual and 18% by up to two individuals. The parameters that best explained the functional space were the type of dispersion (Biotic and Abiotic) and leaf habit (Evergreen and Deciduous) on axis 1; on axis 2, biomass, wood density, and species height. We show a difference between the physiognomies present in the North and Northwest regions of Rio de Janeiro. This natural distinction may be reduced by fragmentation, in which previously continuous communities are partitioned due to the constant replacement of specialist species by a generalist (turnover). In the study area, turnover was responsible for approximately 98% of the differentiation. When we analyze the taxonomic and functional diversity of tree species in the Semideciduous Forest of the North and Northwest Fluminense, we observe a diversification between fragments and homogenization between physiognomies. The differentiation between fragments was responsible for a large part of the β -diversity, indicating that fragmentation promoted the isolation of sets of different species in each fragment. However, on

a landscape scale, between physiognomies, species composition was more similar, which shows diversity reduction in this scale of analysis.

Keywords: Biotic homogenization; Biotic diversification; Tropical forests; physiognomies; Landscape metrics; Conservation; Brazilian Atlantic forest.

1. INTRODUÇÃO

Estudos avaliando a distribuição da diversidade pelo mundo demonstram uma forte concentração de biodiversidade na região tropical (CLINEBELL et al., 1995). Com estimativas de 16.000 espécies só para região amazônica (TER STEEGE et al., 2013), cerca de 6.600 espécies para o Cerrado brasileiro (SOUZA 2019) e 20.000 para a Mata Atlântica, destas, cerca de 8.000 são endêmicas do bioma, correspondendo a 40% das plantas endêmicas do Brasil (FORZZA et al. 2012).

Apesar do histórico de degradação da Mata Atlântica, houve a redução de 56,8% na taxa de desmatamento, de impressionantes 536.480 hectares no período de 1985 a 1990, para 12.562 hectares no período de 2016 a 2017. Contudo recentemente houve uma retomada no crescimento do desmatamento da região, mais de 21 mil hectares desmatados no período de 2021 a 2022 (SOS MATA ATLÂNTICA, 2022).

Apesar dos retrocessos atuais, a Mata atlântica é o único bioma brasileiro com legislação própria para sua proteção, resultado do esforço conjunto de movimentos ambientalistas, dispositivos legais de proteção do bioma, culminando na Lei n °11.428 de 22 de dezembro de 2006, além da comunidade científica e sociedade para promover a preservação e restauração da Mata Atlântica (HIROTA; PONZONI, 2018; RODRIGUES et al., 2009; SILVA et al., 2017).

A perda de biodiversidade é, de modo geral, apontada como o principal resultado da fragmentação do habitat (FAHRIG, 2003; GERISCH et al., 2012). No entanto, aspectos como a variação na composição dessas espécies (VITOUSEK et al., 1987) e variação na composição de grupos funcionais específicos (HOOPER; VITOUSEK, 1997; LOREAU, 2001; SONG et al., 2014), têm se mostrado tão ou mais relevantes para a análise dos efeitos da fragmentação na capacidade de resiliência dos ecossistemas e na qualidade dos serviços gerados por esses ambientes (SONG et al., 2014; TILMAN et al., 1997a, 1997b).

Um dos primeiros autores a avaliar a Homogeneização Biológica (HB) foi Charles Elton (1958), abordando os efeitos da invasão de espécies nos ambientes, mas sua primeira definição foi dada apenas em (1999) por Mckinney & Lockwood, definindo que a HB é resultado da invasão e expansão de espécie

exótica em detrimento a espécie nativa, que entram em declínio diante da competição intensa. Estas espécies exóticas geralmente são introduzidas por ações humanas (ELTON, 2000; HOBBS et al., 2006).

Os primeiros registros de HB foram principalmente nas regiões temperadas, entretanto, evidências atuais sugerem que as florestas tropicais estão sofrendo HB resultante da fragmentação e de seus efeitos secundários no ambiente (TABARELLI et al. 2012). Contudo nestas regiões os principais agentes, não são espécies invasoras, mas sim espécies nativas generalistas que se comportam semelhante às espécies invasoras exóticas, aproveitando-se das alterações sofridas em ambiente fragmentado (LOBO et al., 2011; MCKINNEY; LOCKWOOD, 2001; TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

Neste contexto as espécies generalistas ganham espaço em detrimento de espécies especialistas em ambientes perturbados, visto que as últimas em geral pertencem a estágio sucessional tardio. Assim, com a proliferação das espécies generalistas, ocorre uma convergência florística resultando muitas vezes em redução da diversidade α e β (LEGENDRE; DE CÁCERES, 2013) além da simplificação da estratificação da floresta e dominância de um pequeno grupo de espécies (PEH; LEWIS; LLOYD, 2011; TABARELLI; LOPES; PERES, 2008; TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

A compreensão da diversidade β é fundamental para o entendimento de como essa diversidade de espécies é organizada e mantida (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; ESCOBAR et al., 2013). Assim o conceito original de diversidade β de Whittaker (1960) concede uma ligação direta da diversidade α (local) com a diversidade em escala regional mais ampla (diversidade γ). Sendo então definida como a mudança na identidade das espécies de um local (α), para outro (ANDERSON et al., 2011; WHITTAKER, 1960).

A diversidade de espécies entre localidades parece ser influenciada por processos que agem em escala local e regional. Interações biológicas e fatores ambientais desempenham importante papel em escala local, enquanto em escala regional a capacidade de dispersão da espécie, processos estocásticos de extinções e colonização afetam a dinâmica de metapopulações (BARTON et al., 2013).

As regiões Norte e Noroeste Fluminense, possuem um contexto vegetacional diferenciado por ser uma área de ecótono conhecida como a “falha”

de Campos dos Goytacazes (Oliveira-Filho & Fontes, 2000), onde ocorre a interrupção na distribuição da Floresta Ombrófila e ocorrência da Floresta Estacional Semidecidual. Esse fato é atribuído ao clima mais seco causado pelos fenômenos de ressurgência oceânica fria na Região dos Lagos (Coe et al., 2007; Oliveira-Filho et al., 2005). Assim, estas regiões de características únicas, que sofreram e ainda sofrem interferências antrópicas que ocasionam grande perda de cobertura florestal, ainda guardam importantes remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (FES) do estado do Rio de Janeiro (SCARANO et al., 2009). Embora, esses remanescentes florestais em sua maioria sejam fragmentos pequenos (< 100 ha) (SANTOS; BOHRER; NASCIMENTO, 2024), que geralmente possuem grande área de borda, estão distantes entre si, e com matriz de entorno impermeável (e.g. cana-de-açúcar, pasto) ainda guardam grande biodiversidade e registros de espécies ameaçadas (FAITANIN, 2018; INEA, 2018; MMA, 2020).

Nesta região o processo de fragmentação remonta ao período colonial, com extensas áreas da Mata Atlântica sendo convertidas em plantações de cana-de-açúcar ou pastos (SOFFIATI NETTO, 2011) que até hoje persistem na região. Assim a matriz circundante destes fragmentos são áreas de plantio de cana de açúcar ou pasto há mais de 40 anos (Abreu, 2011; Abreu et al., 2014) o que nos dá uma excelente oportunidade de estudo para avaliar em escala da paisagem os efeitos da fragmentação histórica da Mata Atlântica na diversidade biológica e funcional dessas áreas. Neste contexto, as principais perguntas e hipóteses deste estudo foram:

P1- Os remanescentes de FES estão se homogeneizando ou diversificando?

H1 – A homogeneização biótica é resultado do domínio de espécies generalistas resistentes às alterações causadas da fragmentação, se expandindo em detrimento das espécies especialistas, promovendo assim a redução das diversidades α e β .

P2- A alteração na diversidade biológica é refletida na diversidade funcional desses fragmentos?

H2 – A redução da diversidade biológica das áreas fragmentadas promove um efeito deletério no pool de caracteres funcionais ali presentes.

P3 – Métricas de paisagem como o tamanho, a forma e a distância entre fragmentos influenciam nos padrões de diversidade β dos remanescentes florestais da FES?

H3 - Quanto menor o fragmento, maior irregularidade da sua forma, menos permeável for a matriz de entorno e maior a distância entre eles, menor será a capacidade dos fragmentos de manter uma rica biodiversidade.

2. OBJETIVOS

Avaliar a diversidade alfa e beta de fragmentos florestais da FES e determinar os efeitos da fragmentação na diversidade biológica e funcional dos fragmentos.

Determinar se o processo de fragmentação tem atuado sobre a diversidade biológica e funcional de forma similar entre as diferentes fitofisionomias da FES.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Para descrição em mais detalhes veja Capítulo II

Para o estudo, foram considerados 18 fragmentos da Mata Atlântica nas regiões Norte e Noroeste fluminense. Estes fragmentos são remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual (FES), as áreas estudadas ocorrem em três fitofisionomias desta formação (IBGE, 2012): Floresta Estacional Semidecidual Submontana (FESsm); Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas (FEStb); Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros (FESst) Figura 1.

O tipo climático característico dessas áreas é classificado segundo Koppen, como AW- tropical quente e úmido, com duas estações bem definidas, verão (chuvoso) e inverno (seco) (ALVARES et al., 2013). A média anual de precipitação baseada na série temporal de 1967 a 2013 foi de 1082,5 mm, com meses mais secos (maio, jun, jul, ago) e meses de maior precipitação (out, nov, dez, jan) (BRITO et al., 2017). A média de temperatura anual dessas regiões varia de 22 a 26°C (LUMBRERAS et al., 2004). Os tipos de solos predominantes das regiões são Latossolos e Argissolos (ANDRADE; MENDONÇA-SANTOS, 2016; SANTOS et al., 2007).

Os dados de florística e fitossociologia destes fragmentos estão depositados na base de dados do DRYFLOR (<http://www.dryflor.info/data>) os quais utilizamos para avaliar a diversidade biológica e funcional a luz dos processos de homogeneização e/ou diversificação das espécies.

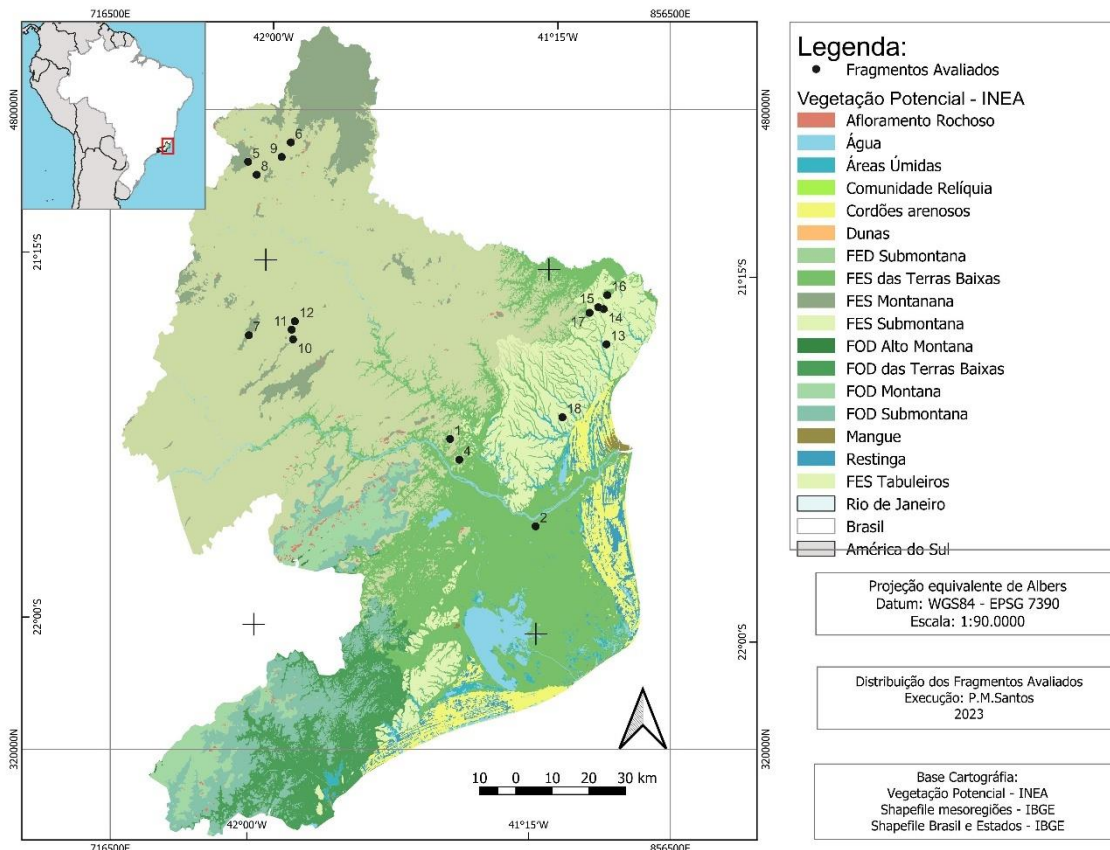


Figura 1 . Fragmentos remanescentes da Mata Atlântica (Verde escuro) (Fundação SOS Mata Atlântica/ Instituto Nacional de pesquisas Espaciais, 2016) sobrepondo o domínio natural do bioma (verde claro) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2004). Distribuição dos fragmentos florestais selecionados para estudo na FES de Terras Baixas: 1- Fazenda Vermelha (FV), 2- Mata do Mergulhão (MM), 3- Pedreira Itereré (PI), 4-Usina Sapucaia (US); FES Submontanas: 5- Fazenda Monte Alegre (MA), 6- Fazenda Nestoda (FN), 7- Fazenda Prosperidade (PR), 8- Mata São Vicente (SV), 9- Mata da Torre (MT), 10- Fragmento Camacho (CM), 11- Sítio Cambiocó (CB), 12- Sítio Emboque (EM); FES de Tabuleiro: 13- EEE de Guaxindiba (EG), 14- Fazenda Imburi (FI), 15- Fazenda Palmeiras (FP), 16- Fazenda Santo Antônio (FSA), 17- Fazenda Santana (FS), 18- Mata do Funil (MF). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

3.2 Desenho amostral

A avaliação da distribuição da biodiversidade em escala da paisagem foi realizada nos fragmentos descritos pelo grupo de ecologia vegetal do LCA/UENF (ABREU, 2011; BROGGIO, 2018; CARVALHO et al., 2006; MICHELS, 2010) no Norte e noroeste fluminense (Figura 1).Esses fragmentos apresentam diferentes tamanhos, forma geométrica, grau de isolamento e uso da terra (**Tabela 1**) foram

usados para testar a influência das métricas da paisagem (área, forma, grau de isolamento) sobre a distribuição da biodiversidade (diversidade α e β) e diversidade funcional das espécies.

Tabela 1 Caracterização dos fragmentos por tipo fisionômico. Destacando histórico de uso, matriz de entorno, características da vegetação, tamanho do fragmento e tipo de solo. Os números das áreas (1-18), fazem referência a Figura 1.

Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas							
Área	Tamanho (ha)	Altitude (m)	Solo	Características da vegetação	Sub-bosque	Matriz de Entorno	Histórico de uso
1-Fazenda Vermelha	259	77	Argissolo vermelho amarelo distrófico	Dossel descontínuo e árvores de 22 m	Com alta densidade de cipós e lianas	Pastagem e plantios agrícolas	Exploração madeireira e caça
2-Mata do Mergulhão	19	9	Cambissolo háplico Tb eutrófico	Dossel descontínuo, árvores de até 20 m	Com alta densidade de cipós e lianas	Plantação de cana-de-açúcar e pastagem	Exploração madeireira, caça e corte raso de parte do fragmento.
3-Pedreira Itereré	104	90	Argissolo vermelho amarelo distrófico	Dossel descontínuo, árvores de até 18 m	Com poucos emaranhados de cipós	Pastagem e plantios agrícolas	Exploração madeireira
4-Usina Sapucaia	360	76	Argissolo vermelho eutrófico	Dossel aberto e descontínuo, árvores de até 20 m	Fechado com poucas árvores caídas	Plantação de cana-de-açúcar e pastagem	Exploração madeireira
Floresta Estacional Semidecidual Submontana							
Área	Tamanho (ha)		Solo	Características da vegetação	Sub-bosque	Matriz de Entorno	Histórico de uso
5-Fazenda Monte Alegre	437	507	Latossolo	Dossel contínuo, árvores de até 17m	Aberto, presença de lianas, brejaúba, brejaubinha, taquara e bromélias	Plantação de café e Pastagem	Antigo plantio de Café abandonado na década de 40.

			vermelho amarelo distrófico				
6-Fazenda Nestoda	124	274	Argissolo vermelho eutrófico	Dossel contínuo, árvores de até 18m	Fechado, muitas lianas	Pastagem	Sem histórico de dano.
7-Fazenda Prosperidade	754	541	Argissolo vermelho eutrófico	Dossel descontínuo, árvores de até 15m	Fechado	Pastagem	Corte seletivo e plantio agrícola década de 50 (Café)
8-Mata de São Vicente	651	309	Argissolo vermelho eutrófico	Dossel aberto e descontínuo, árvores de até 17 m	Aberto com pouca presença de lianas	Cultivos agrícolas e Pastagem	Plantio
9-Mata da Torre	45	342	Argissolo vermelho eutrófico	Dossel descontínuo, árvores de até 19 m	Pouco fechado, presença de lianas e taquara, brejaúba e brejaubinha.	Pastagem	Área de serraria, com intensa exploração madeira

10-Sítio Camacho	94	457	Argissolo vermelho eutrófico Argissolo	Dossel descontínuo de 15m (com alguns emergentes medindo até 20 m) Dossel aberto e	Sub-bosque aberto, áreas com muitas lianas	Pastagem	Corte seletivo e possuem registro de queimadas
11-Sítio Cambiocó	5	200	vermelho eutrófico Argissolo	descontínuo, árvores de até 15 m Dossel aberto e	Fechado, presença de emaranhado de lianas	Pastagem	Corte seletivo e possuem registro de queimadas e caça
12-Sítio emboque	12	197	vermelho eutrófico	descontínuo, árvores de até 15 m	Fechado, presença de emaranhado de lianas	Pastagem	Corte seletivo e possuem registro de queimadas
Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro							
Área	Tamanho (ha)		Solo	Características da vegetação	Sub-bosque	Matriz de Entorno	Histórico de uso
13-EEEG	1.158	31	Argiloso Amarelo Álico	Dossel descontínuo com árvores de até 28 m	Pouco fechado, cipós em alguns setores	Canaviais e estradas	Corte seletivo e caça
14-Fazenda Imburi	17	37	Latossolo Amarelo coeso	Dossel descontínuo, árvores de até 12m	Fechado, com poucos emaranhados de lianas e taquara na borda	Plantações de cana, maracujá, coco, mandioca e abacaxi	Corte seletivo e exploração de óleo de copaíba

15-Fazenda Palmeiras	55	46	Vermelho Amarelo distrófico	Dossel descontínuo, árvores de até 12m	Fechado	Pastagem e cana	Corte seletivo e caça
16-Fazenda Santo Antônio	58	47	Vermelho amarelo distrófico	Dossel descontínuo com árvores de até 16 m	Fechado, muitos emaranhados de lianas	Plantações de maracujá e mandioca, além de pastagem	Área de encosta, sem uso pretérito
17-Fazenda Santana	36	44	Vermelho Amarelo distrófico	Dossel descontínuo, com 10m de altura, com clareiras.	Fechado	Pastagem e cana	Corte seletivo
18-Mata do Funil	139	24	Latossolo amarelo coeso	Dossel descontínuo com grandes clareiras em toda a sua extensão, arvores de pequeno a médio porte.	Aberto, com muitos emaranhados de cipós e lianas escandentes sobre as espécies arbóreas.	Plantação de cana	Corte seletivo.

Fonte: (ARCHANJO et al., 2012; CARVALHO et al., 2006; DE ABREU; DA SILVA; DA SILVA, 2013; MICHELS, 2010).

Selecionamos quatro escalas espaciais hierarquicamente aninhadas da maior para a menor: região ($n = 2$), fitofisionomias ($n = 3$), fragmentos florestais, $n=18$, (FES_{tb} $n = 4$; FES_{sm} $n = 8$; FES_t $n = 6$ por fitofisionomia) e parcelas ($n = 5$ por fragmento, total de 0,2 ha amostrados por fragmento). Para avaliar a importância das espécies raras e dominantes, identificamos a escala espacial (de parcelas a regiões) e o nível de abundância (de espécies raras a dominantes) em que observamos maiores diferenças na β -diversidade. Consideramos espécies raras aquelas que ocorrem com apenas um indivíduo na área de estudo (MARTINS, 1991).

3.3 Diversidade Biológica

Em todos os fragmentos avaliados foram utilizados o método de parcela fixa (MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLEMBERG, 2002), amostrando indivíduos com diâmetro do tronco a 1,30m do solo (DAP) ≥ 5 cm, contabilizando ainda as árvores mortas e lianas, a fim de avaliar o grau de perturbação de cada fragmento.

Os parâmetros fitossociológicos e os índices de uniformidade (J), diversidade de Shannon (H') e similaridade de Morisita-Horn serão calculados segundo Brower et al. (1984). O número efetivo de espécies foi calculado como eH' (JOST, 2006; JOST et al., 2010a). Comparamos a composição florística entre os fragmentos estudados através da análise de cluster utilizando o método de grupos de pares não ponderados com média aritmética (UPGMA), como medida de distância, usamos os índices de morisita-horn (dados de abundância) e com dados de presença/ausência, o de Jaccard (WOLDA, 1981).

Para comparar a riqueza de espécies entre as fisionomias, utilizamos a curva de rarefação baseada em indivíduos (GOTELLI & COLWELL, 2001). Utilizamos a abordagem que integra procedimentos de interpolação e extrapolação desenvolvida para estimar a riqueza de espécies. Esta abordagem usa a replicações bootstrap para estimar a riqueza de espécies e obter intervalos de confiança de 95% (CHAO et al., 2014; COLWELL et al., 2012).

As identificações das espécies foram revisadas de acordo com os registros mais recentemente encontrados no banco de dados do Flora do Brasil (2021). Espécies sem determinação botânica não foram consideradas para as análises.

3.4 Diversidade funcional

Todas as espécies registradas nos fragmentos de estudo foram avaliadas para a determinação de seus atributos funcionais. Como atributos funcionais foram considerados: área foliar específica; hábito foliar; grupo ecológico; sistema sexual da espécie; tipo de polinização; tipo de fruto; síndrome de dispersão; número de sementes por fruto; tamanho e massa das sementes; densidade de madeira; diâmetro do tronco e altura máxima do indivíduo. Os dados de biomassa foram avaliados no trabalho de Broggio (2018). Estes caracteres cobrem os aspectos de disponibilidade hídrica, capacidade de dispersão e de alocação de recursos das espécies frente a um ambiente restritivo. Além disso, estes atributos foram selecionados por considerarmos estes os melhores atributos disponíveis em literatura publicada para se trabalhar com um conjunto de dados composto por muitas espécies e um desenho amostral como o nosso.

Os atributos funcionais foram compilados a partir de banco de dados TRY (KATTGE et al., 2011); Dryad (ZANNE, 2009), SFB (SFB, 2015) e BIEN (MAITNER et al., 2018) e complementados a partir de sites especializados em descrições botânicas, artigos originais, teses e dissertações disponíveis online (Apêndice S1), a fim de caracterizar as espécies quanto ao seu perfil funcional nas áreas de estudo (Tabela 2).

Tabela 2 Atributos utilizadas para avaliar a diversidade funcional das regiões Norte e Noroeste fluminense e suas respostas no ambiente.

Característica \ Mudanças	Resposta ao Clima	Concentração de CO ₂	Recursos do solo	Distúrbios	Competição	Defesa da planta	Efeitos dos ciclos biogeocímicos	Efeitos no regime de perturbação	Serviços Ecosistêmicos relacionados a característica
Área foliar específica	x	x	x		x	x	x	x	Ciclo de nutrientes Fertilidade do solo Sequestro de Carbono Alimentação Madeira Fibra Recurso medicinal Resistência a invasão Dispersão de sementes
Hábito foliar	x		x		x		x	x	Sequestro de Carbono Ciclagem de Nutrientes Fertilidade do Solo Alimentação Madeira Fibra Recursos Medicinais

Grupo ecológico	x	x	x	x	x				Ciclagem de nutrientes Fertilidade do solo Madeira Resistencia a invasão Polinização
Sistema sexual da planta		x	x	x	x				Dispersão da semente Sequestro de carbono
Tipo de polinização	x			x		x	x		Resistencia a invasão Polinização Ciclagem de nutrientes
Tipo de fruto	x			x		x	x		Fertilidade do solo Dispersão da semente
Síndrome de dispersão				x					Dispersão da semente
Número de sementes por fruto				x					Dispersão da semente Sequestro de carbono
Tamanho e massa das sementes				x					Dispersão da semente Sequestro de carbono Ciclo de nutrientes Resistencia a invasão
Densidade de madeira	x		x	x		x	x		Sequestro de carbono Madeira Recurso medicinal
Diâmetro do tronco	x		x	x		x	x		Sequestro de carbono Alimentação Madeira Recurso medicinal
Altura máxima do indivíduo adulto	x	x	x	x	x	x	x		Sequestro de carbono Alimentação Madeira Recurso medicinal

Fonte: Tabela modificada de (CORNELISSEN et al., 2003).

As características foliares avaliadas foram: a área foliar específica (SLA, mm² mg⁻¹) e hábito foliar (decídua e sempre-verde), característica que nos permitem inferir sobre o investimento da planta em folhas, uso conservador da água, taxa fotossintética, investimento em defesa estrutural e vida útil foliar (CORNELISSEN et al., 2003; VITÓRIA; ALVES; SANTIAGO, 2019; WRIGHT et al., 2004).

Outros atributos avaliados foram o grupo ecológico a qual cada espécie pertence (pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax), sistema sexual da espécie (monoica, dioica e hermafrodita) tipo de polinização (anemofilia, autopolinização, entomofilia, grandes mamíferos, ornitofilia, quiropterofilia), síndrome de dispersão (anemocórica, autocórica, entomocórica, grandes

mamíferos, ornitocoria, quiropterocoria, hidrocoria, ictiocorica e densidade da madeira); tipo de dispersão (biótica e abiótica). Este conjunto de atributos nos permite avaliar o estágio sucessional da vegetação e inferir sobre a qualidade do habitat, estratégias reprodutivas da comunidade (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2016) e distúrbios ambientais (CORNELISSEN et al., 2003) (**Tabela 2**).

Para descrever o espaço funcional ocupado pelas espécies avaliadas, utilizamos uma PCA, como variáveis foi utilizado os traços funcionais. Estas análises foram realizadas em ambiente R (TEAM, 2021) com o pacote “Weimea” (ZELENÝ, 2018) e “FD” para demais índices de diversidade funcional (Fric, Fdisp, Feve). (PETCHEY; GASTON, 2002). Para compreender outras facetas da diversidade funcional avaliamos ainda o número de entidades funcionais, a redundância funcional e a vulnerabilidade funcional, por fragmento e por fitofisionomia de acordo com Mouillot et al. (2014).

3.5 Métricas da paisagem

Para descrição das métricas da paisagem em maiores detalhes veja Capítulo II

Para avaliação mais detalhada das métricas de fragmentação dos remanescentes avaliados, utilizamos imagens RapidEye (5 m), ano base 2013, disponibilizada pela fundação brasileira para desenvolvimento sustentável (FBDS) (<https://geo.fbds.org.br/>). Estas imagens possuem seis classes de uso e cobertura da terra (Formação florestal; Formação não florestal; Água; Área edificada; Área antropizada; Silvicultura). Estas imagens foram reclassificadas para áreas de floresta e não floresta, tendo em vista que o objetivo da utilização de avaliar os remanescentes florestais da região com maior detalhamento.

Para avaliar a fragilidade das paisagens à perda de fragmentos e aumento do isolamento, simulamos a retirada de fragmentos > 5 ha e > 10 ha nos cálculos da conectividade estrutural das diferentes paisagens.

Para aferir a qualidade estrutural dos fragmentos, utilizamos os resultados das métricas para categorizá-los (**Tabela 3**). Os intervalos foram criados a partir dos valores máximos e mínimos das métricas dos fragmentos avaliados. Categorizamos os fragmentos de acordo com a pontuação obtida em avaliação individual das métricas de cada fragmento.

Tabela 3 Categorias de classificação qualitativa dos fragmentos utilizando as métricas da paisagem. Área dada em hectares, Índice de área central (IAC) em porcentagem, Índice de Dimensão Fractal (IDF) sem unidade, Distância do Vizinho mais próximo (DVP) em metros e Distância de Centros Urbanos (DCU) em quilômetros.

	Ótimo 4 pontos	Bom 3 pontos	Ruim 1 pontos	Péssimo 0 pontos
Área (ha)	≥500	≤400	≤50	<5
IAC (%)	>95	>90	<90	<85%
IDF	1	<1,3	≥1,3	2
DVP (m)	≤20	≤100	≥101	≥500
DCU (Km)	>20	>5	<5	≥2

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

3.6 Análise dos dados

As análises dos dados foram realizadas no programa R versão 4.3.0 (Team 2021). Inicialmente, utilizou-se o valor do Coeficiente de correlação para verificar a multicolinearidade entre todas as variáveis independentes antes da análise estatística (DORMANN et al., 2013). Avaliamos os principais efeitos da fragmentação florestal e fatores ambientais na diversidade biológica e funcional das áreas usando análises de regressão múltipla. Para avaliação da diversidade funcional utilizamos o script elaborado por Antoniazzi et al. (2021) utilizando os pacotes “vegan”; “gplots”; “betapart”; “adespatial”; “dplyr”; “reshape2”; “tidyverse”; “ade4”; “vegan”; “dplyr”; “hillR”; “ggplot2” “GGally”; “reshape2”; “GGally”; “ggrepel”; “FD”; “ape” e “picante”. Para análise das métricas da paisagem utilizamos o script elaborado por Vancine (2020), utilizando os pacotes ‘sf’ (EDZER PEBESMA, 2016); ‘raster’ (HIJMANS, 2020); ‘rgdal’ (BIVAND; KEITT; ROWLINGSON, 2020); ‘fasterize’(ROSS, 2020); ‘landscapetools’ (SCIAINI; FRITSCH; SCHERER, 2018); ‘landscapemetrics’ (HESSELBARTH et al., 2019); ‘tmap’ (TENNEKES, 2018); ‘patchwork’ (PEDERSEN, 2020); ‘broom’ (COUCH, 2020); ‘bbmle’ (TEAM, 2020) e ‘tidyverse’ (WICKHAM et al., 2019).

Avaliamos a contribuição da diversidade em diferentes escalas espaciais de β -diversidade (entre fisionomias, entre fragmentos, entre parcelas; e na parcela). A fim de determinar se as comunidades em diferentes escalas espaciais são comunidades distintas ou são subconjunto um das outras (JOST et al., 2010b). Usamos particionamento aditivo da diversidade, em que $\gamma = \alpha + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3$, onde γ é a riqueza total de espécies (em todas as parcelas e fisionomias). A diversidade α = diversidade da parcela, β_1 = diversidade entre

parcelas, β_2 = diversidade entre fragmentos, β_3 = diversidade entre fisionomias. Também avaliamos os processos que regulam a variação espacial na diversidade de arbórea, dividindo a β -diversidade total em aninhamento e turnover. Realizamos essas análises usando os pacotes 'vegan' (OKSANEN et al., 2022) e 'betapart' (BASELGA; ORME, 2012) em R.

Para visualização, espacialização das métricas e preparação dos mapas utilizamos o software QGIS, com as ferramentas complementares LecoS (JUNG, 2016); 'point sampling tool' (JURGIEL, 2022); Semi-Automatic Classification Plugin (CONGEDO, 2021) do programa QGIS versão 3.28.5 (TEAM, 2023).

4. RESULTADOS

4.1 Diversidade biológica

A avaliação da diversidade taxonômica e funcional das espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual do Norte e Noroeste Fluminense foi baseada nos registros de 7.125 indivíduos, distribuídos em 63 famílias, 226 gêneros e 481 espécies em 105 parcelas amostradas, considerando os 18 fragmentos estudados. A densidade de indivíduos e número de espécies variaram entre as fisionomias a FEstb (1.559 ind.ha⁻¹; 207 espécies) a FEst (2.027 ind.ha⁻¹; 177 espécies) e a FESsm (1.958 ind.ha⁻¹; 312 espécies).

A partir das análises de agrupamento, identificamos a formação de alguns grupos principais similares, porém com um grau de distinção entre eles dependendo do método considerado, Morisita-horn (quantitativo) ou Jaccard (qualitativo). No primeiro (Morisita-horn), observamos a presença de três grupos principais, onde apenas o Grupo da Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros (em laranja) se mostrou coeso, enquanto fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas (em azul) e da Floresta Estacional Semidecidual Submontanas (em verde) se agruparam com certo grau de mistura. Já pelo método de Jaccard, diferenciamos quatro grupos principais: Florestas Estacionais Semidecíduais das Terras Baixas (em azul). Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas de Tabuleiros (em laranja) e Florestas Estacionais Semidecidual Submontanas (em verde) dividido em dois conjuntos (**Figura 2**).

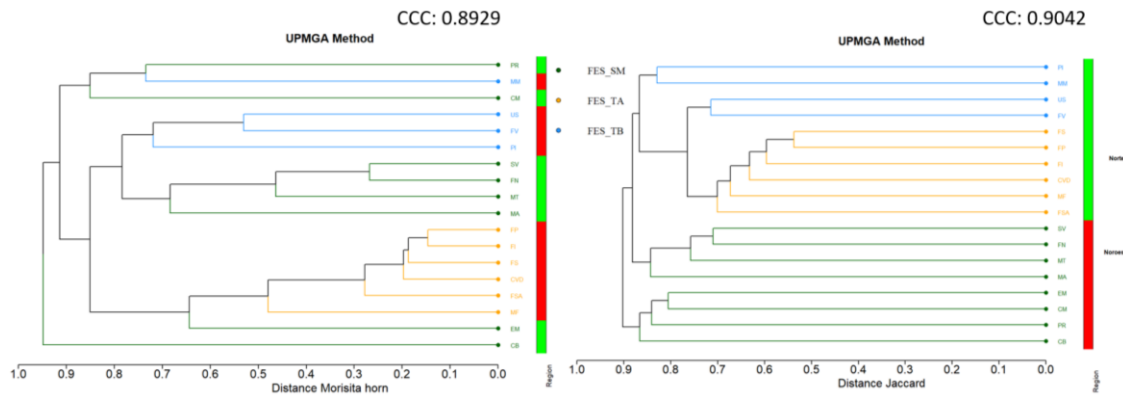


Figura 2 . Análise de similaridade de espécies arbóreas entre as áreas amostrais através do índice de morisita-horn (a) e do índice de Jaccard (b), utilizando-se o método de agrupamento pela média de grupo (UPGMA). Floresta Estacional Semidecidual Submontana (verde); Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros (laranja) e Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas (azul). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A maioria das espécies (66,5%) estão restritas a apenas uma destas fisionomia. Destas espécies restritas, cerca de 34% ocorreram com apenas um indivíduo e 18% com dois indivíduos. A FES_{ta}, apresentou o maior número de espécies compartilhadas (com representantes em todas as fisionomias) e menor número de espécies raras, aquelas com apenas um indivíduo na área de estudo. As FES_{sm} e FES_{tb} guardam maior número de espécies restritas e menor número de espécies compartilhadas (**Figura 3**). As fisionomias que apresentaram maior número de compartilhamento de espécies entre si, foram a FES_{sm} e FES_{tb}.

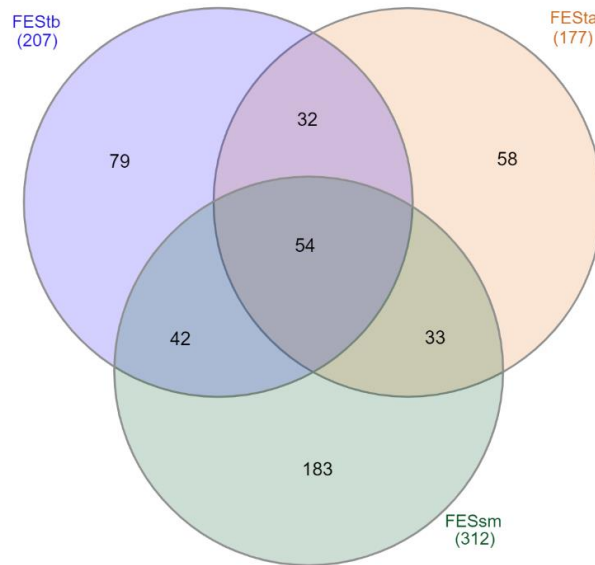


Figura 3 . Diagrama de Venn apresentando o compartilhamento das espécies amostradas entre as fitofisionomias da região Norte Noroeste Fluminense. FESsm - Floresta Estacional Semidecidual Submontana destaque em verde; FESa - Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros destaque em laranja; FESb - Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas destaque em azul. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Apesar da diferença de amostragem entre fisionomias, estas foram bem representativas considerando a relação entre número de indivíduos amostrados e a cobertura de amostragem (**Figura 4**). A curva de rarefação do número de espécies pelo número de indivíduos amostrados indicou a distinção entre as áreas avaliadas, com maior riqueza de espécies para FESsm e menor para a FESa o que se manteve mesmo quando foi utilizado a extrapolação pelo método de randomização *bootstrap*.

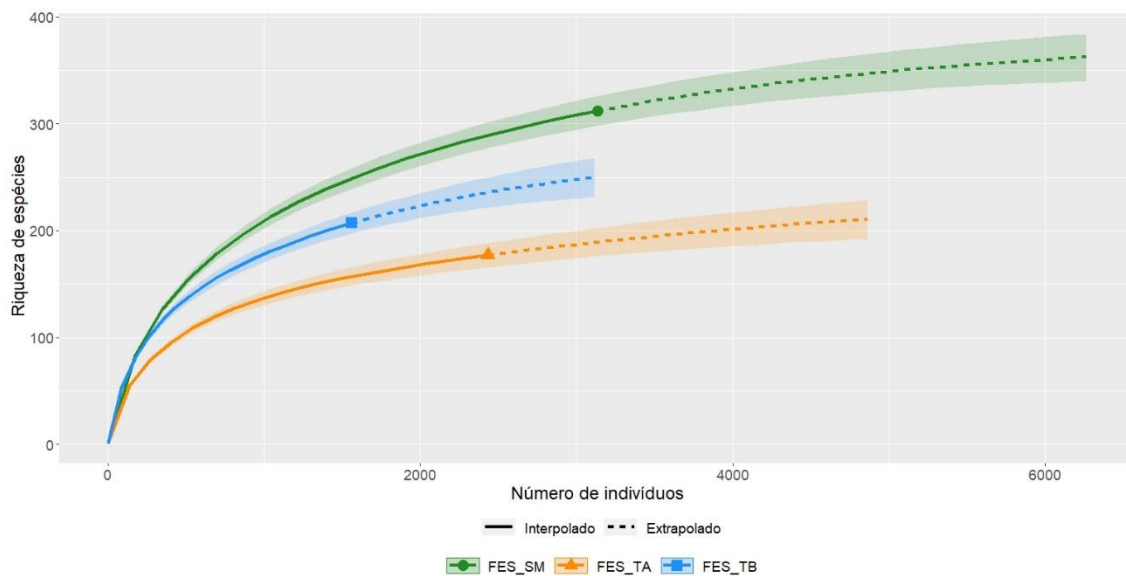


Figura 4 . Curvas de rarefação baseada em indivíduos para os 18 fragmentos avaliados na região Norte e noroeste fluminense. As linhas contínuas representam a amostragem real e as linhas tracejadas a riqueza de espécies extrapolada. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

4.2 Diversidade funcional

Identificamos 140 entidades funcionais (FEs) com base em combinações únicas de sete características funcionais categóricas para classificar as 481 espécies avaliadas.

A maioria das entidades funcionais são compartilhadas por todas as fisionomias (44,5%). A FES_{Tb} e a FES_{Ta}, apresentaram o maior número de entidades compartilhadas (com representantes em todas as fisionomias) e menor número de entidades restritas, aquelas presentes em apenas uma das fisionomias (6,6%) conforme apresentado na **Figura 5**.

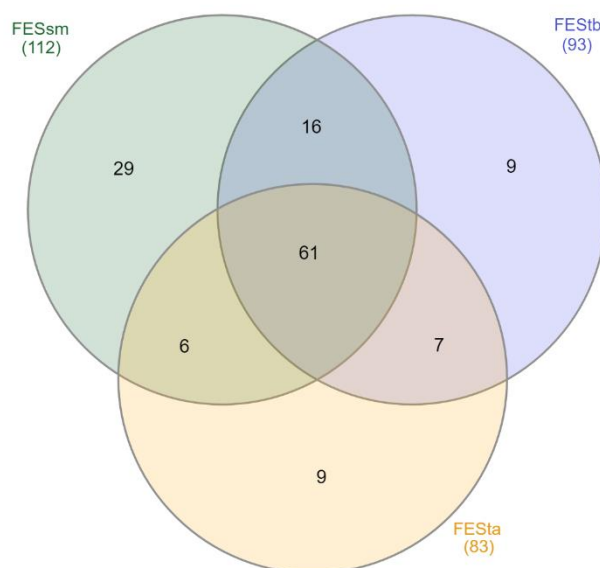


Figura 5 . Diagrama de Venn apresentando o compartilhamento das entidades funcionais entre as fitofisionomias da região Norte Noroeste Fluminense. FESsm - Floresta Estacional Semidecidual Submontana destaque em verde; FESSta - Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros destaque em laranja; FESStb - Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas destaque em azul. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os Fragmentos com maior número de entidades funcionais foram: Fazenda Prosperidade - PR (n = 111); Guaxindiba - EG (n = 98); Fazenda Vermelha - FV (n = 96). Os fragmentos com menor número de entidades funcionais foram: Sítio Cambiocó – CB (n = 23); Fazenda Santo Antônio – FSA (n = 41) e Pedreira Itereré PI (n = 41). Os fragmentos com maior vulnerabilidade funcional foram: Sítio Cambiocó – CB (87%); Fazenda Nestoda – FN (83%) e Fazenda Santo Antônio – FSA (80%). O número médio de espécies por entidade funcional foi de uma espécie por entidade para a maioria dos fragmentos, e a hiper redundância variou de 16 a 27% (**Tabela 4**).

Tabela 4 Número de Entidades Funcionais (FEs); Redundância e Over redundância por fragmento das fisionomias da região Norte e Noroeste fluminense. Fragmentos florestais avaliados na FES de Terras Baixas: 1- Fazenda Vermelha (FV), 2- Mata do Mergulhão (MM), 3- Pedreira Itereré (PI), 4-Usina Sapucaia (US); FES Submontanas: 5- Fazenda Monte Alegre (MA), 6- Fazenda Nestoda (FN), 7- Fazenda Prosperidade (PR), 8- Mata São Vicente (SV), 9- Mata da Torre (MT), 10- Fragmento Camacho (CM), 11- Sítio Cambiocó (CB), 12- Sítio Emboque (EM); FES de Tabuleiro: 13- EEE de Guaxindiba (EG), 14- Fazenda Imburi (FI), 15- Fazenda Palmeiras (FP), 16- Fazenda Santo Antônio (FSA), 17- Fazenda Santana (FS), 18- Mata do Funil (MF). Os números de 1 a 18 fazem referência a localização dos fragmentos na Figura 1. FESsm - destaque em verde; FESSta - destaque em laranja; FESStb - destaque em azul.

Fragmento	Número de espécies	Número de FEs	Redundância Funcional (\bar{x})	Over Redundancy (%)	Vulnerabilidade Funcional (%)
US	84	54	2	24,47	68,52
MM	84	52	2	26,37	69,23

SV	85	60	1	21,08	71,67
PI	60	41	1	23,17	73,17
FP	70	46	2	21,61	63,04
CVD	98	59	2	26,98	67,80
FS	85	55	2	24,39	69,09
FI	79	55	1	23,20	76,36
MF	72	52	1	21,37	76,92
FSA	54	41	1	19,38	80,49
EM	65	42	2	24	66,67
PR	111	68	2	26,21	67,65
MT	75	51	1	21,96	68,63
MA	62	43	1	21,38	69,77
SV	85	60	1	21,08	71,67
CM	64	47	1	19,78	74,47
FN	65	52	1	16,54	82,69
CB	32	23	1	24,46	86,96

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Utilizamos a análise de regressão linear para avaliar o espaço funcional, realizadas entre os índices taxonômicos (riqueza – a uniformidade - b e diversidade - c) com seus correspondentes funcionais (Fric, FDis e FEve) representadas na **Figura 6**, a única regressão significativa foi entre a riqueza de espécies e a riqueza funcional ($p \geq 0.05$ e $R^2 = 0,66$).

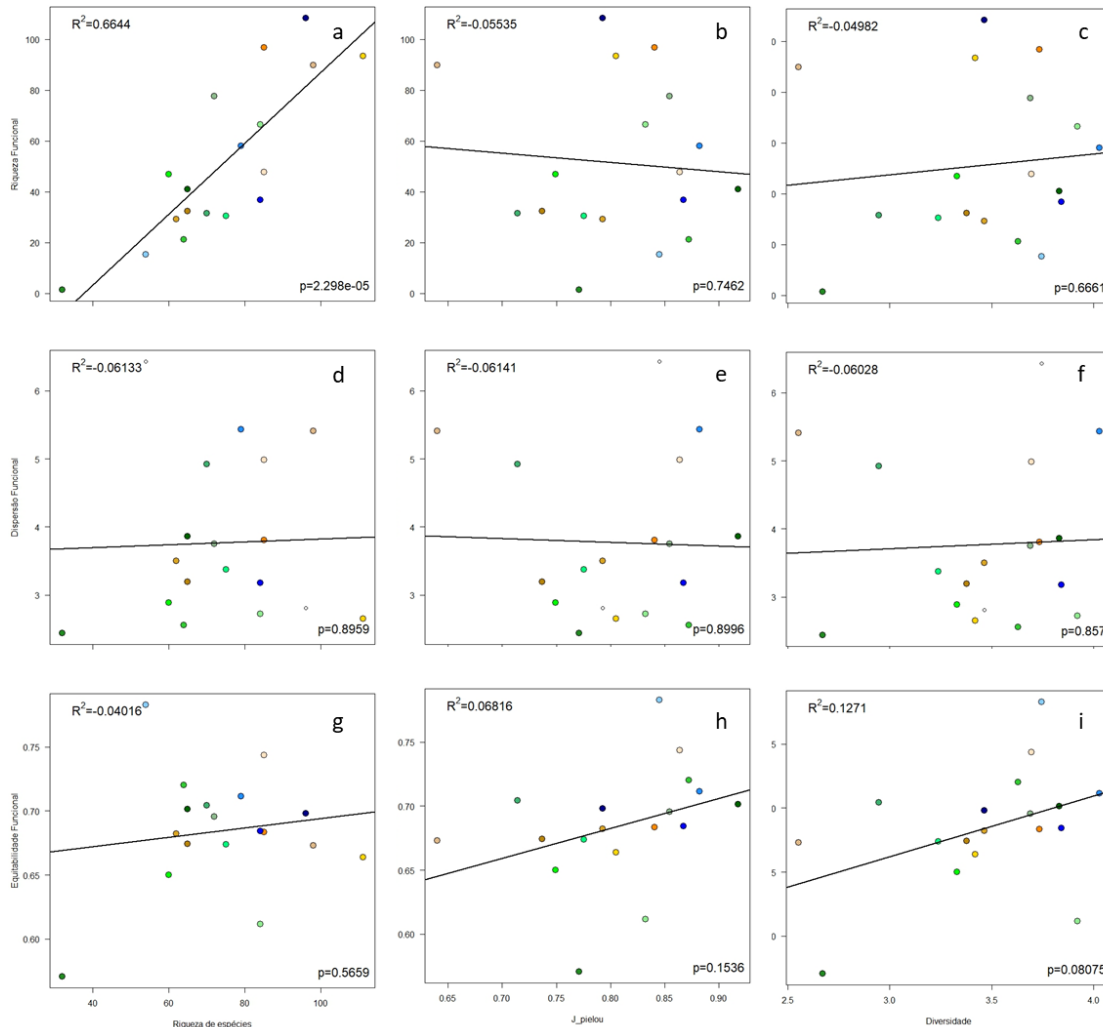


Figura 6 . Regressão linear entre os índices de diversidade funcional, Entidades Funcionais (a); Redundância Funcional (b); Vulnerabilidade Funcional e a riqueza de espécies por fragmento das fisionomias avaliadas na região Norte/Noroeste Fluminense. Em tons de verde, fragmentos a Floresta Estacional Semidecidual Submontana; Em tons de laranja a Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro; Em tons de azul a Floresta Estacional das Terras Baixas. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

4.3 Métricas de paisagem

Avaliando a área do fragmento em conjunto com os índices de área central, dimensão fractal e conectividade, foi possível determinar a qualidade estrutural de cada fragmento, isto é, as condições de cada fragmento fornecer habitats para as espécies ali presente e assim, manter a diversidade biológica e funcional (**Tabela 5**). Os fragmentos classificados com melhor qualidade (C.Q) de acordo com as métricas da paisagem foram: a Fazenda Monte Alegre, Mata São Vicente e Fazenda Prosperidade e os piores foram: Sítio Cambioco, Sítio Emboque, Fazenda Imburi e Sítio Camacho.

Tabela 5 Índices de ecologia da paisagem calculados com o buffer de 4km. Classificação Qualitativa (C.Q) do fragmento baseado nas métricas da paisagem (pontuação). Área total do fragmento (Área), Índice de área Central (CAI), Índice de Dimensão Fractal (IDF) e Distância do Vizinho mais próximo (DVP), métrica calculada em 3 cenários: considerando todos os fragmentos (DVPt); retirada de fragmentos menores que 5 hectares (>5ha) e retirando fragmentos menores que 10 hectares (>10ha).

Fragmento	Buffer de 4 km						
	C.Q	Todos os fragmentos				>5 ha	>10 ha
		Área (ha)	CAI (%)	IDF	DVPt	DVP (m)	DVP (m)
Fazenda Imburi	Ruim	14	93,8	1,08	506	509	509
Fazenda Monte alegre	Bom	201	95,6	1,24	10	10	10
Mata São Vicente	Ótimo	582	96,2	1,23	10	92	
Fazenda Nestoda	Bom	81	94,3	1,19	11	15	15
Fazenda Palmeiras	Bom	11	93,2	1,05	30	30	230
Fazenda Prosperidade	Ótimo	761	96,3	1,25	10	20	20
Fazenda Santana	Bom	37	94,6	1,06	10	10	10
Fazenda Santo Antonio	Bom	55,34	96,6	1,09	235	2417	2546
Fazenda Vermelha	Bom	249	97,7	1,12	60	60	60
Usina Sapucaia	Bom	370	97,8	1,15	10	84	84
EEEG	Ótimo	1158	98,9	1,12	18	>4000	>4000
Mata Torre	Bom	65	94,6	1,17	11	11	11
Mata Bom Jesus	Bom	44	96,6	1,07	74	3256	>4000
Mata Funil	Bom	133	97,5	1,10	25	2396	2396
Mata Mergulhão	Bom	19	94,3	1,04	67	70	263
Pedreira Iterere	Bom	110	95,5	1,18	14	25	246
Sítio Camacho	Ruim	18	92,1	1,31	10	21	21
Sítio Emboque	Ruim	9	90,5	1,12	171	245	245
Sítio Cambiocó	Péssimo	5	85,1	1,12	20	20	20

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os fragmentos avaliados têm tamanhos variando de 5 a 50 hectares e estão distantes entre si, em média mais de 1,5 Km, contudo bastante próximos de centros urbanos, cerca de 5 Km. Quando simulamos a perda de fragmentos com área < 5 ha, observamos que a distância entre eles mais que dobrou para a maioria e quando foi retirado da análise os fragmentos < 10 ha, não apresentou alteração, mostrando que no entorno desses fragmentos a maioria dos remanescentes são > 5ha.

Os fragmentos que apresentaram menor área (e.g. o sítio Cambiocó e Emboque) com, respectivamente 5 e 9 ha foram os que apresentaram os menores valores de CAI (85,1% e 90,5%). Os fragmentos com maior área foram

os que apresentaram maior área núcleo e menor complexidade em sua forma (Tabela 5 e Figura 7).

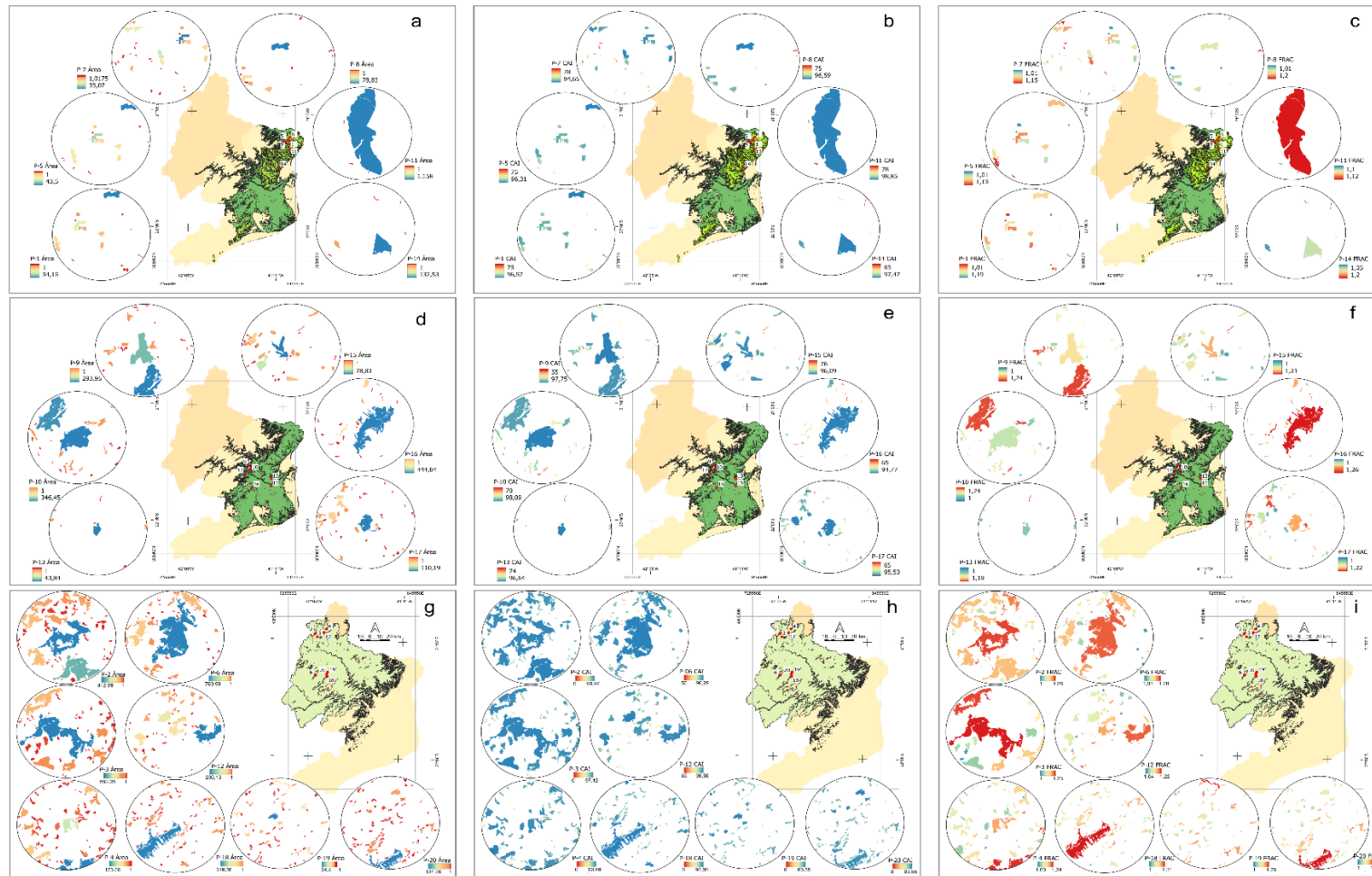


Figura 7 . Métricas da paisagem para as fitofisionomias da região Norte e Noroeste Fluminense. Floresta Estacional de Tabuleiro, área dos fragmentos (a) índice de área central (b) Índice de dimensão fractal (c). Floresta Estacional das Terras Baixas, área dos fragmentos (d) índice de área central (e) Índice de dimensão fractal (f). Floresta Estacional Submontana, área dos fragmentos (g) índice de área central (h) Índice de dimensão fractal (i). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os fragmentos mais isolados na paisagem foram: Fazenda Imburi (506 m) e Fazenda Santo Antonio (235 m). No cenário de exclusão dos fragmentos < 5 ha, os fragmentos mais isolados foram: EEG (mais de 4 mil metros), Mata do Bom Jesus (3.256 m) e Mata do funil (2.359 m). Considerando apenas as manchas com área maior que 5 ha, a paisagem reduz sua conectividade, aumentando as distancias entre fragmentos. Quando excluimos os fragmentos < 10 ha, o isolamento para todas as paisagens aumentou de forma expressiva (**Figura 8**).

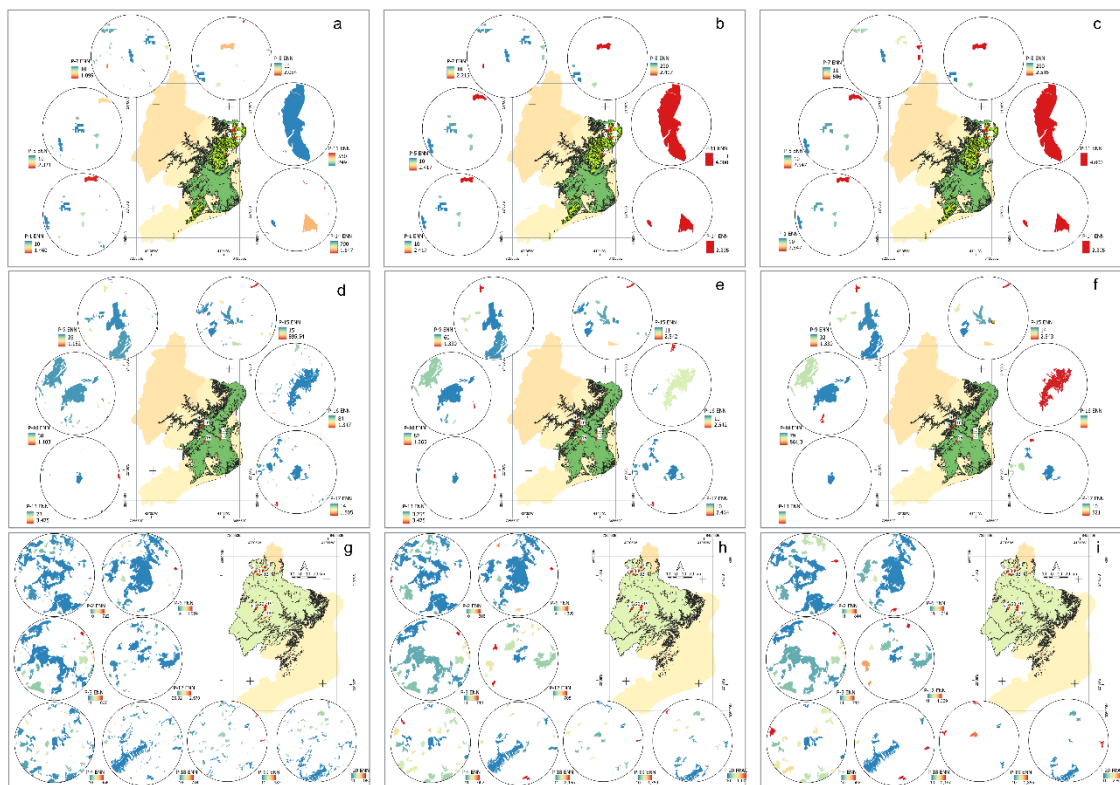


Figura 8 . Distância do vizinho mais próximo (DVP) calculados no buffer de 4 km. Métricas calculadas em 3 cenários: Todos os fragmentos juntos, retirada de fragmentos > 5 ha e retirando fragmentos > 10 ha. FES das terras baixas > 1 ha (a) > 5 ha (b) >10 ha (c), FES de Tabuleiros >1 ha (d) > 5 ha (e) > 10 ha (f), FES Submontana >1 ha (g) > 5 ha (h) > 10 ha (i). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Quando ampliamos o raio de avaliação (buffer de 15 km), observamos que a configuração da paisagem na região de entorno aos fragmentos avaliados (buffer de 4 km), permanece igual, com pequenos fragmentos emersos em uma matriz inóspita, destacando a grande fragmentação presente na região. Assim, as paisagens mais suscetíveis à perda de fragmentos foram as FES das terras baixas e de Tabuleiro, onde com a retirada de fragmentos < 5 ha da paisagem promove grande redução da conectividade estrutural da paisagem (**Figura 9**).

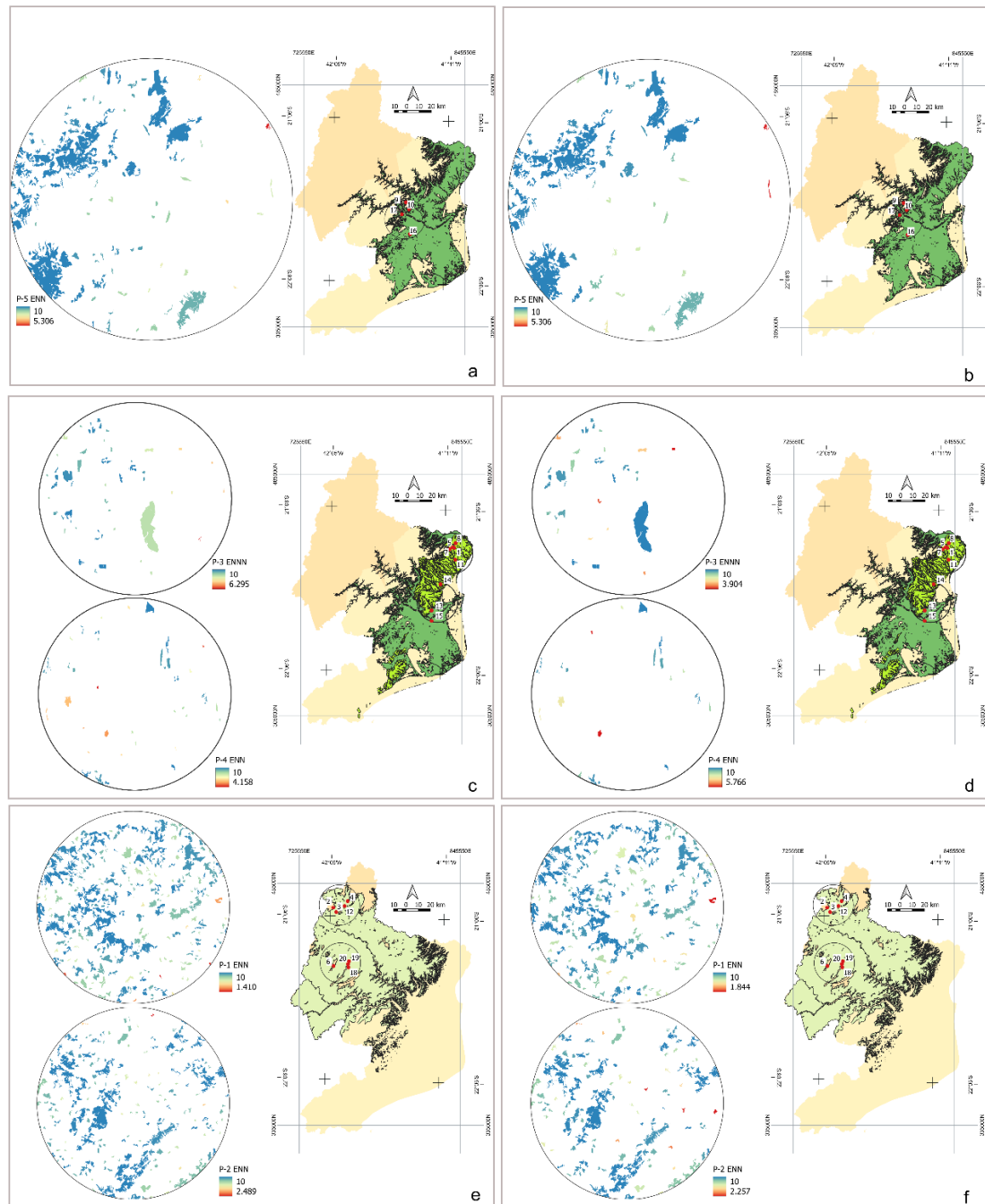


Figura 9 . Índice de ecologia da paisagem calculados no buffer de 15 km. Métricas calculadas em 2 cenários: com a retirada de fragmentos menores que 5 hectares e com a retirada de fragmentos menores que 10 hectares. FES das terras baixas > 5 ha (a) > 10 ha (b), FES de Tabuleiros > 5 ha (c) e > 10 ha (d) e FES Submontana > 5ha (e) >10 ha (f). Distância ao Vizinho mais próximo (ENN). Fonte: Elaborada pela autora (2023).

4.4 Relação das variáveis ambientais, diversidade biológica/funcional e a fragmentação da paisagem

As regressões lineares multiplas entre os índices de métricas da paisagem (ÁREA, DVP, IAC e FRAC), dados de solo (teor de areia, argila, silte,

cálcio, relação carbono nitrogênio, magnésio, pH e fósforo) e de diversidade biológica (riqueza de espécies, Shannon e J-pielou) com os índices funcionais (Riqueza, diversidade e equabilidade funcional, número de entidades funcionais, redundância e hiper redundância) indicaram que existe uma relação positiva e significativa entre o tamanho do fragmento ($p < 0,05$) com a dispersão funcional, equabilidade funcional, redundância funcional e a hiper redundância funcional. O IAC teve relação positiva e significativa apenas com a dispersão funcional, equabilidade e o número de entidades funcionais. O índice de dimensão fractal (FRAC) teve relação com a dispersão funcional e a hiper redundância. O parâmetro DFPT não apresentou relação significativa com os índices funcionais (**Tabela 6**).

A regressão linear múltipla mostrou que as métricas biológicas tiveram relação positiva e significativa ($p > 0,05$) entre a riqueza funcional, número de entidades funcionais, hiper redundância e vulnerabilidade funcional. As variáveis ambientais (dados de química e física do solo) tiveram relação positiva e significativa apenas para redundância funcional (**Tabela 6**).

Tabela 6 Influência de variáveis ambientais, métricas da paisagem e da diversidade biológica na diversidade funcional dos fragmentos da Região Norte e Noroeste fluminense. Área total do fragmento (Área), Índice de área Central (CAI), Índice de Dimensão Fractal (IDF) e Distância do Vizinho mais próximo (DVPtd).

MÉTRICAS DA PAISAGEM					
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Riqueza Funcional (Fric)	Área	-0,02	0,03	-0,7	0,5
	CAI	5,10	2,87	1,78	0,1
	FRAC	24,38	11,59	0,21	0,83
	DFPtd	-0,02	0,07	-0,3	0,8
					R2=-0,03 F= 0,85 p=0,52

MÉTRICAS BIOLÓGICAS					
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Riqueza Funcional (Fric)	Riqueza de espécies	1	0,28	5	0
	J_Pielou	-38,3	144	-0,26	0,8
	H_Shannon	4	25	0,18	0,86

MÉTRICAS DA PAISAGEM					
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Dispersão Funcional (Fdis)	Área	-0,001	0	-2,3	0,04
	CAI	0,21	0,08	3	0,02
	FRAC	-7,2	3	-2	0,04
	DFPtd	-0,0009	0,002	-0,5	0,63
					R2=0,44 F= 4,41 p=0,01

MÉTRICAS BIOLÓGICAS					
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Dispersão Funcional (Fdis)	Riqueza de espécies	-0,002	0,02	-0,12	0,9
	J_Pielou	-5	10	-0,55	0,6
	H_Shannon	0,92	2	0,56	0,6

MÉTRICAS DA PAISAGEM					
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Uniformidade Funcional (Feve)	Área	-9,67E-05	3,46E-02	-2,8	0,01
	CAI	1,05E+01	3,42E+00	3	0,008
	FRAC	-6,20E+01	1,38E+02	-0,5	0,66
	DFPtd	-0,04	8,13E-02	-0,5	0,6
					R2=0,34 F= 3,22 p=0,04

MÉTRICAS BIOLÓGICAS					
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Uniformidade Funcional (Feve)	Riqueza de espécies	0,0002	0,0006	0,31	0,76
	J_Pielou	0,001	0,35	0,004	0,99
	H_Shannon	0,05	0,06	0,77	0,45

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Entidades Funcionais	Área	4,99E+00	7,47E+00	0,67	0,52	R2=0,38 F= 3,63 p=0,03
	CAI	2,05E+03	7,38E+02	3	0,01	
	FRAC	2,94E+03	2,98E+04	0,09	0,92	
	DFPtd	8,79E+00	1,76E+01	0,5	0,63	

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Redundância Funcional	Área	2,26E-01	8,72E-02	3	0,02	R2=0,27 F= 2,57 p=0,08
	CAI	-3,39E+00	8,61E+00	-0,4	0,7	
	FRAC	-6,65E+02	3,48E+02	-2	0,08	
	DFPtd	-1,18E-01	2,05E-01	-0,6	0,581	

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Hiper redundância	Área	5,39E-02	2,11E-02	3	0,02	R2=0,29 F= 2,81 p=0,06
	CAI	-2,41E+00	2,09E+00	-1,2	0,27	
	FRAC	-2,33E+02	8,44E+01	-3	0,01	
	DFPtd	-2,81E-02	4,97E-02	-0,6	0,6	

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Vulnerabilidade de	Área	-5,83E-02	5,56E-05	-1,1	0,31	R2=0,06 F= 1,30
	CAI	-4,88E+00	5,49E+00	-0,9	0,39	

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Entidades Funcionais	Riqueza de espécies	-0,07	0,06	-1,32	0,21	R2=-0,18 F= 0,11 p>0,05
	J_Pielou	-207,98	31,15	-6,67	1.05e-05	
	H_Shannon	47,35	5,31	9	3.78e-07	

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Redundância Funcional	Riqueza de espécies	0,00	0,00	-1	0,36	R2=-0,29 F= 3,41 p=0,04
	J_Pielou	-1,15	0,70	-2	0,12	
	H_Shannon	0,33	0,12	3	0,01	

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Hiper redundância	Riqueza de espécies	0,00	3,00E-04	-2	0,11	R2=-0,20 F= 2,46 p=0,10
	J_Pielou	-0,23	1,80E-01	-1	0,23	
	H_Shannon	7,00E-02	3,00E-02	2	0.0518	

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Vulnerabilidade de Funci	Riqueza de espécies	0,00	0,0007	-0,8	0,44	R2=-0,28 F= 3,27

FRAC	-6,38E+01	2,22E+02	-0,3	0,78	p=0,31
DFPt _d	2,33E-02	1,31E-01	0,18	0,86	

J_Pielou	0,42	0,39	1	0,31	p=0,052
H_Shannon	-0,14	0,07	-2,05	0,059	

SOLO QUÍMICO

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Riqueza Funcional (Fric)	Ca	1	0,49	2	0,14	
	C/N	-93	96,82	-1	0,35	
	Mg	0	1	-2	0,03	R2=-0,05
	pH	-20	26,6	-0,8	0,45	F= 1,20
	P	1,7	1,33	1	0,23	p=0,36

SOLO FÍSICO

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Riqueza Funcional (Fric)	Areia	-601	1063	-1	0,58	
	Argila	-602	1063,4	-1	0,58	R2=-0,04
	Silte	-603	1063,5	-1	0,58	F= 0,74 p=0,54

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Dispersão Funcional (Fdis)	Ca	0	0,01	2	0,03	
	C/N	-8	3,47	-2	0,04	
	Mg	0	0,03	-1	0,55	R2=0,16
	pH	-1	0,95	-1	0,23	F= 1,70
	P	0,03	0,04	0,72	0,48	p=0,21

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Dispersão Funcional (Fdis)	Areia	-9,19	42,31	-0,217	0,83	
	Argila	-9	42	-0,218	0,83	R2=-0,14
	Silte	0,92	42	-0,217	0,83	F= 0,27 p=0,84

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Uniformidade Funcional (Feve)	Ca	0	0	1	0,28	
	C/N	0	0,15	-1	0,48	R2=-0,07
	Mg	0	0	0	0,82	F= 0,76
	pH	0	0,04	-2	0,12	p=0,60

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Uniformidade Funcional (Feve)	Areia	0,083	1,7	-0,045	0,965	R2=-0,20
	Argila	0,001	1,7	0,047	0,961	F= 0,037
	Silte	0,05	1,7	0,049	0,962	p=0,98

		P	0	0	0,92	0,3 7
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Entidades Funcionais	Ca	0	0,19	-1	0,62	
	C/N	11	38,14	0	0,78	R2=-
	Mg	0	0,4	1	0,5	0,31 F=
	pH	5	10,48	0	0,67	0,18
	P	0	0,52	0	0,9	p=0,96
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Redundância Funcional	Ca	0	1,85E+00	0,99	0,34	
	C/N	5,63E+02	3,63E+02	2	0,14	R2=-0,03
	Mg	5,58E+00	3,77E-03	1	0,16	F= 0,90
	pH	-9,24E+00	9,96E-03	0	0,92	p=0,51
	P	-8,43E-02	5,01E-03	-0	0,9 8	
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Hiper redundância	Ca	0	0	-1	0,24	
	C/N	0	0,09	1	0,21	
	Mg	0	0	2	0,11	R2=-0,07
	pH	0	0,2	0	0,82	F= 0,76
	P	0	0	-0,6	0,5 4	p=0,59

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Entidades Funcionais	Areia	-4,38E+01	372,30	-0,118	0,9
	Argila	-4,39E+01	372,43	-0,12	0,9
	Silte	-4,34E+01	372,48	0	0,9
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Redundância Funcional	Areia	7,29	3,47	2	0,05
	Argila	7,30	3,47	2	0,05
	Silte	7,30	3,47	2	0,05
		Coeficiente	Erro Padrão	t	p
Hiper redundância	Areia	1,22	0,93	1	0,21
	Argila	1,22	0,93	1	0,21
	Silte	1,22	0,93	1	0,21

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Vulnerabilidade Funcional	Ca	-9,38E-05	1,02E-03	0	0,92	
	C/N	-2,08E-01	2,00E-01	-1	0,31	
	Mg	-5,21E-04	2,07E-03	0	0,8	R2=-0,01
	pH	7,17E-02	5,85E-02	1	0,2	F= 1,04
	P	-3,31E-03	2,79E-02	-1,1	5	p=0,43

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

		Coeficiente	Erro Padrão	t	p	
Vulnerabilidade Funcional	Areia	-3,42	1,97	-1,73	0,1	
	Argila	-3,42	1,97	-2	0,1	R2=-0,11
	Silte	-3,42	1,97	-1,73	0,1	F= 1,71 p=0,20

A riqueza de espécies apresentou uma relação positiva e significativa com o número de entidades funcionais ($R^2= 90\%$), a redundância funcional ($R^2= 40\%$) e a hiper redundância funcional ($R^2= 21\%$). Entretanto, foi observado uma relação negativa e significativa entre riqueza de espécies e a vulnerabilidade funcional dos fragmentos estudados ($R^2= 26\%$) (**Figura 10**).

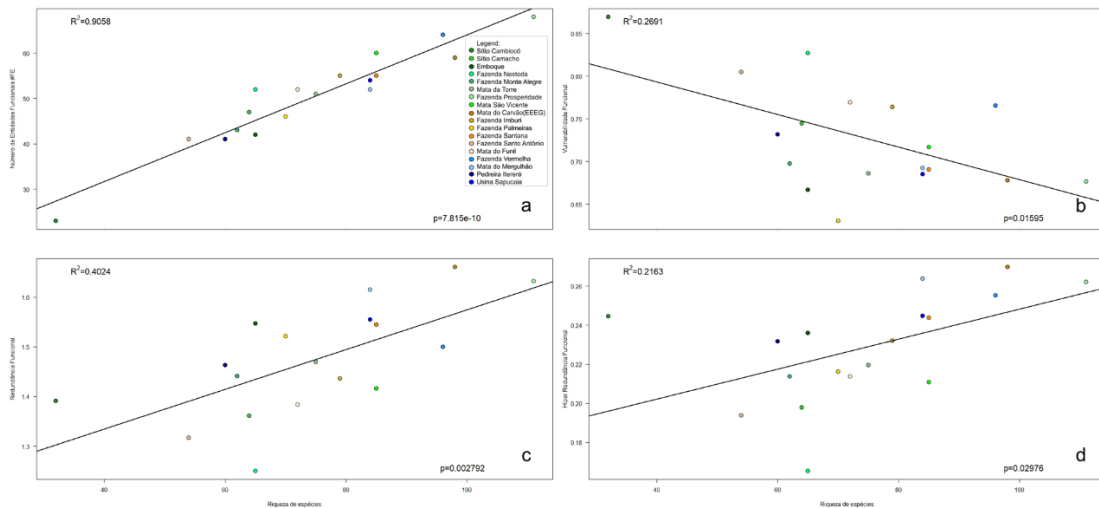


Figura 10 Regressão linear entre índices de diversidade funcional e riqueza de espécies por fragmento das fisionomias avaliadas na região Norte/Noroeste Fluminense. Em tons de verde fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual Submontana; Em tons de laranja a Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros; Em tons de azul a Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

4.5 Partição da diversidade alfa, beta e gama

A dissimilaridade na composição de espécies foi menor entre parcelas e entre fisionomias e maior entre fragmentos. De acordo com a partição aditiva da diversidade total de espécies, observamos que a riqueza local de espécies (α) representou 7,7% da riqueza total (γ), enquanto a β -diversidade entre parcelas (β_1) representou 16,7%, β -diversidade entre fragmentos (β_2) foi responsável por 51,6%, e β -diversidade entre fisionomias (β_3) foi responsável por 23,9% **Figura 11**.

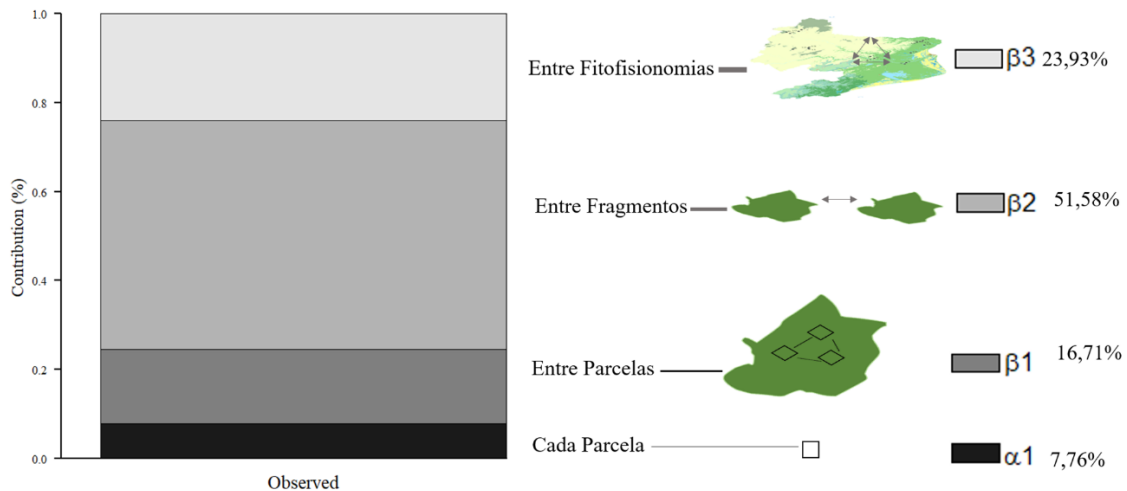


Figura 11 . Particionamento da diversidade total: a diversidade de cada parcela (α), a diversidade beta de espécies entre parcelas (β_1) entre fragmentos (β_2) e entre fisionomias (β_3) dos remanescentes da Mata Atlântica na região Norte e Noroeste fluminense. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Observamos que o *turnover* de espécies foi o principal componente da diversidade beta total (98%), enquanto o aninhamento representou apenas 2%.

5. DISCUSSÃO

As florestas tropicais acomodam grande diversidade e endemismo, tanto em nível taxonômico quanto funcional. Contudo, a fragmentação e a alteração ambiental decorrente desse processo têm levado regiões muito diversas a homogeneização biológica (LOBO et al., 2011). A compreensão do quanto a homogeneização biológica afeta a diversidade funcional em ambientes hiper diversos ainda é limitada, estudos mostram que o volume do espaço funcional em escala locais se expande com o aumento da riqueza taxonômica (AROS-MUALIN et al., 2021; LAMANNA et al., 2014; LI; WALLER, 2015; LI et al., 2016; SWENSON; WEISER, 2014).

A análise de agrupamento, baseada na similaridade de espécies entre os fragmentos, apontou a formação de quatro grupos fisionômicos na região (análise qualitativa). A formação destes grupos parece esta relacionada a geografia da região estudada. O conjunto das FESsm, foi dividida em dois grupamentos, separados geograficamente por dois rios de grande porte, ao norte pelo Muriaé e ao sul pelo Paraíba do Sul (BANDA et al., 2016; MENINI NETO et al., 2016). O que também foi observado no grupo das FESstb. Apesar de comporem a mesma fisionomia, com conjunto de espécies semelhantes, existem diferenças nas assembleias regionais (BANDA et al., 2016; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; RIBEIRO et al., 2009). Já na análise de grupamentos quantitativa, observamos a dispersão dos fragmentos, provavelmente relacionada a maior abundância de espécies generalistas que aumentam a similaridade entre os fragmentos estudados de fisionomias distintas.

Uma das características mais marcantes da Mata atlântica é o alto endemismo e/ou número de espécies raras (NERY et al., 2023; WERNECK et al., 2011), característica que a coloca como um dos *hotspots* de biodiversidade do planeta (MITTERMEIER et al., 2011). Nossos resultados, apontaram que entre 32 e 59% das espécies que ocorrem nas três fisionomias estudadas são restritas a apenas uma das

fisionomias e a maioria delas ocorre com apenas um ou dois indivíduos. Esta é uma situação crítica e nos traz um alerta muito importante, pois mostra que os fragmentos da região são o último refúgio para muitas dessas espécies raras. Desta forma, caso ocorra a perda desse fragmento, essas espécies podem sofrer extinção local, conforme observado em outros estudos na Mata Atlântica (OLIVEIRA et al., 2004; PERES & TABARELLI, 2002; SILVA & TABARELLI, 2000).

A fisionomia que apresentou maior número de espécies compartilhadas foi a FES_{ta}. Esta é a fitofisionomia com maior nível de fragmentação da paisagem, em contrapartida as fisionomias com menor nível de fragmentação FES_{sm} e FES_{tb}, apresentaram maior número de espécies raras. O menor número de espécies e principalmente espécies raras da FES_{ta} indica que a intensa fragmentação florestal observada nesta fisionomia acarretou a perda de espécies ao nível local.

Este resultado sugere que ações de restauração na região devem contemplar o enriquecimento de espécies nos remanescentes florestais desta região, conforme indicado por Warring et al. (2016) e reduzir os níveis de perturbação dentro dos fragmentos, esta estratégia reduz as perdas na biomassa florestal, massa de sementes, grupos ecológicos e nível de extinção de espécies (DE LIMA et al., 2020).

O grande número de espécies compartilhadas e, principalmente, de entidades funcionais entre as três fisionomias estudadas sugere uma forte similaridade florística entre elas. Esta alta similaridade florística foi relatada por Dan et al. (2010) e Abreu (2011). Entretanto, fatores antrópicos (e.g. fragmentação, queimadas, corte seletivo) podem ter eliminado as espécies especialistas típicas dessas fisionomias, principalmente da FES_{ta} que se mostra muito mais fragmentada (CARVALHO et al., 2004; CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2015; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; LOBO et al., 2011; VILLELA et al., 2006).

Echeverría-Londoño et al., (2018) descreveu a diversidade funcional ao longo dos biomas da região tropical, destacou que dentro dos biomas, as espécies mais diferentes funcionalmente em cada bioma também tendem a ser geograficamente raras, enquanto as espécies amplamente distribuídas exibem uniformemente baixa distinção funcional. Os caracteres funcionais que melhor definiram o espaço funcional estão relacionadas principalmente a fatores de dispersão das espécies (tipo de dispersão e tipo de fruto) e economia foliar (hábito foliar). Características bastante afetadas pela fragmentação da paisagem (DE LIMA et al., 2020).

Remanescentes de Mata Atlântica em paisagens desmatadas estão divergindo de seus perfis estruturais e funcionais originais, tornando-se dominados por espécies arbóreas com atributos reprodutivos funcionais típicas de habitats perturbados como sementes pequenas e numerosos, frutos secos com dispersão abiótica e menor biomassa (DE LIMA et al., 2020; ROCHA-SANTOS et al., 2020; WARRING et al., 2016).

Autores demonstraram que os fragmentos florestais perturbados podem avançar para um sistema sucessional inicial dominado por espécies pioneiras (TABARELLI, LOPES & PERES 2008), em parte devido a limitação no recrutamento de espécies florestais de estágio avançado (florestas maduras) com sementes maiores e dispersão biótica (ESCOBAR et al., 2013).

Observamos o domínio de características como fruto seco e dispersão abiótica em fragmentados menores e mais perturbados, o que pode resultar em mudanças profundas na disponibilidade de recursos alimentares florais e de sementes para uma ampla gama de vida animal, acarretando a perda de certos animais polinizadores e dispersores de sementes, como um efeito cascata da fragmentação florestal (BELLO et al., 2015).

Houve a distinção das fitofisionomias quando avaliamos a diversidade biológica, contudo quando avaliamos a diversidade funcional percebemos grande número de compartilhamento das entidades funcionais entre as fisionomias e a redundância funcional em um estado crítico, provavelmente devido a convergência funcional dessas espécies promovida pela filtragem ambiental (BELLO et al., 2013; GRIME, 2006; SWENSON; WEISER, 2014). Lourenço et al., (2021) destaca que a filtragem ambiental leva a uma forte convergência na composição funcional da floresta, tornando o conjunto de espécies ali presentes mais semelhantes. Garcia-Navas et al. (2020) relatou o aumento da similaridade funcional ao longo do tempo em florestas tropicais coincidindo com aumento na abundância de espécies generalistas.

Este cenário pode ser ainda mais prejudicial para a diversidade funcional, o estudo de Silva et al. (2022) que mapeou as regiões funcionais da Mata Atlântica, mostrou que muitas dessas regiões apresentam menos de 10% de sua área protegida por unidade de conservação (UC). E quando estas regiões estão em UC, são de menor proteção, como as de uso sustentável que permitem atividades antrópicas em seu interior. Santos; Bohrer; Nascimento, (2024) mostraram que as UCs de uso sustentável da região são mais suscetíveis a fragmentação florestal, apresentando perdas maiores quando comparadas as UCs de proteção integral. O que compromete a conservação da diversidade funcional na região Norte e Noroeste fluminense.

Os impactos das atividades antrópicas na diversidade funcional e na redundância podem afetar a resiliência desses ecossistemas e o fornecimento de serviços ecossistêmicos, tendo em vista a intensidade e constância desses impactos tornando essas fitofisionomias mais vulneráveis a distúrbios antropogênicos ou climáticos (JAKOVAC et al., 2015; MONGE-GONZÁLEZ et al., 2021; PETERS et al., 2019).

Análises de pools de espécies em escala regional indicam que grandes mudanças na riqueza de espécies podem estar associadas a impactos mínimos na diversidade funcional (LAMANNA et al., 2014; ŠÍMOVÁ et al., 2015). Estudos sugerem que a diversidade funcional acompanha de perto gradientes climáticos, com menor diversidade funcional em condições mais variáveis e extremas (DE LA RIVA et al., 2018; SWENSON et al., 2012).

A aparente diferenciação entre as fisionomias estudadas nas regiões Norte e Noroeste fluminense, pode estar sendo reduzida pela forte fragmentação (COLLINS et al., 2017; FAHRIG, 2003; LAURANCE et al., 2006). Assim, a fragmentação nestas regiões parece estar acentuando a substituição de espécies especialistas por outras de caráter generalista, conforme já relatado em outros estudos (LOBO et al., 2011; TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

6. CONCLUSÃO

Ao analisarmos a diversidade taxonômica e funcional das espécies arbóreas das Florestas Estacionais Semidecidual do Norte e Noroeste Fluminense. Observamos que há um aumento na similaridade florística entre as fisionomias e uma diversificação entre fragmentos. As distinções entre os fragmentos foram responsáveis por grande parte da β -diversidade, indicando que a fragmentação promoveu o isolamento de conjunto de espécies diferentes a cada fragmentos. Entretanto, em escala da paisagem, entre fisionomias, a composição de espécies foi mais semelhante, indicando uma simplificação na composição dessas comunidades, ou seja, um aumento na homogeneização biótica e neste caso corroborando nossa hipótese.

A nossa segunda hipótese que trata da relação entre a homogeneização biótica e homogeneização funcional. Nossos dados mostraram que o aumento da similaridade florística entre as fisionomias, também está refletida no componente funcional, com as fisionomias se mostrando bastante redundantes funcionalmente.

A métrica de paisagem que mais influenciou a distribuição da diversidade biológica e funcional foi o tamanho do fragmento (área), ou seja, pequenos fragmentos apresentaram baixa diversidade biológica e funcional.

REFERÊNCIAS

- ABREU, K. M. P. de. Estrutura, florística e diversidade de fragmentos de floresta estacional semidecidual no norte-noroeste fluminense. 2011. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro -UENF, Campos do Goytacazes, 2011. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbnmnnibpcajpcgclclefindmkaj/https://uenf.br/cbb/herbario/files/2014/09/TESE_Karla-Pedra.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2023.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. Disponível em: <http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/Alvares_etal_2014.pdf>.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J. Navigating the multiple meanings of b diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p. 19–28, 2011. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>>.
- ANDRADE, S. F. de; MENDONÇA-SANTOS, M. de L. Predição da fertilidade do solo do polo agrícola do Rio de Janeiro por meio de modelagem solo x paisagem. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1386–1395, 2016. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/pab/v51n9/0100-204X-pab-51-09-1386.pdf>>.
- ANTONIAZZI, R.; GUEVARA, R.; GARCÍA-FRANCO, J.; JANDA, M.; LEPONCE, M.; DÁTTILO, W. Environmental drivers of ant dominance in a tropical rainforest canopy at different spatial scales. **Ecological Entomology**, v. 46, n. 2, p. 440–450, 2021.
- ARCHANJO, K. M. P. de A.; SILVA, G. F. da; CHICHORRO, J. F.; SOARES, C. P. B. Estrutura Do Componente Arbóreo Da Reserva Particular Do Patrimônio Natural Cafundó, Cachoeiro De Itapemirim, Espírito Santo, Brasil. **Floresta**, v. 42, n. 1, p. 145, 2012. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/26311>>.
- AROS-MUALIN, D.; NOBEN, S.; KARGER, D. N.; CARVAJAL-HERNÁNDEZ, C. I.; SALAZAR, L.; HERNÁNDEZ-ROJAS, A.; KLUGE, J.; SUNDUE, M. A.; LEHNERT, M.; QUANDT, D.; KESSLER, M. Functional Diversity in Ferns Is Driven by Species Richness Rather Than by Environmental Constraints. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, 11 jan. 2021.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ROS, M.; ESCOBAR, F.; MELO, F. P. L.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; CHAZDON, R. Plant b-diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Jornal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, 2013. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.12153>>.
- BANDA, K. R.; DELGADO-SALINAS, A.; DEXTER, K. G.; LINARES-PALOMINO, R.; OLIVEIRA-FILHO, A.; PRADO, D.; PULLAN, M.; QUINTANA, C.; RIINA, R.;

RODRÍGUEZ, G. M.; WEINTRITT, J.; ACEVEDO-RODRÍGUEZ, P.; ADARVE, J.; ÁLVAREZ, E.; ARANGUREN, A. B.; ARTEAGA, J. C.; AYMARD, G.; CASTAÑO, A.; CEBALLOS-MAGO, N.; COGOLLO, Á.; CUADROS, H.; DELGADO, F.; DEVIA, W.; DUEÑAS, H.; FAJARDO, L.; FERNÁNDEZ, Á.; FERNÁNDEZ, M. Á.; FRANKLIN, J.; FREID, E. H.; GALETTI, L. A.; GONTO, R.; GONZÁLEZ, R. M.; GRAVESON, R.; HELMER, E. H.; IDÁRRAGA, Á.; LÓPEZ, R.; MARCANO-VEGA, H.; MARTÍNEZ, O. G.; MATURO, H. M.; MCDONALD, M.; MCLAREN, K.; MELO, O.; MIJARES, F.; MOGNI, V.; MOLINA, D.; MORENO, N. D. P.; NASSAR, J. M.; NEVES, D. M.; OAKLEY, L. J.; OATHAM, M.; OLVERA-LUNA, A. R.; PEZZINI, F. F.; DOMINGUEZ, O. J. R.; RÍOS, M. E.; RIVERA, O.; RODRÍGUEZ, N.; ROJAS, A.; SÄRKINEN, T.; SÁNCHEZ, R.; SMITH, M.; VARGAS, C.; VILLANUEVA, B.; PENNINGTON, R. T. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, v. 353, n. 6306, 23 set. 2016. . Acesso em: 25 jun. 2023.

BARTON, P. S.; CUNNINGHAM, S. A.; MANNING, A. D.; GIBB, H.; LINDENMAYER, D. B.; DIDHAM, R. K. The spatial scaling of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 6, p. 639–647, 2013. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/geb.12031>>.

BASELGA, A.; ORME, C. D. L. Betapart: An R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 5, p. 808–812, out. 2012.

BELLO, C.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; LIMA, R. A. F.; PERES, C. A.; OVASKAINEN, O.; JORDANO, P. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, 1 dez. 2015.

BELLO, F. de; LAVOREL, S.; LAVERGNE, S.; ALBERT, C. H.; BOULANGEAT, I.; MAZEL, F.; THUILLER, W. Hierarchical effects of environmental filters on the functional structure of plant communities: a case study in the French Alps. **Ecography**, v. 36, n. 3, p. 393–402, 1 mar. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07438.x>>.

BIVAND, R.; KEITT, T.; ROWLINGSON, B. **rgdal: Bindings for the “Geospatial” Data Abstraction Library R package version 1.5-18**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=rgdal>>.

BRITO, T. T.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; LYRA, G. B.; GOIS, G.; ZERI, M. Multivariate analysis applied to monthly rainfall over Rio de Janeiro state, Brazil. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 129, n. 5, p. 469–478, 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00703-016-0481-x>>.

BROGGIO, I. S. **Dinâmica da biomassa arbórea em fragmentos de floresta estacional do norte fluminense, rj igor santiago broggio universidade estadual do norte fluminense - uenf**. 2018. Universidade Estadual do Norte Fluminense Dacy Ribeiro, 2018. Disponível em: <<http://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp->

content/uploads/sites/7/2019/02/DISSERTAÇÃO_IGOR_SANTIAGO_BROGGIO_2018.pdf>.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. [s.l.] Wm. C. Brown Publishers, 1984. 226 p.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic Forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research** 2015 **27:3**, v. 27, n. 3, p. 605–609, 16 out. 2015. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-015-0165-2>>. Acesso em: 12 abr. 2022.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, JOÃO MARCELO ALVARENGA, J. M. L. G.; SOUZA, J. S.; NASCIMENTO, M. T. Tree Community of an Alluvial Lowland Forest in the Municipality of Campos Dos Goytacazes, Rj, Brazil. **Cerne**, v. 12, n. 2, p. 157–166, 2006. Disponível em: <<http://uenf.br/cbb/herbario/files/2014/11/Comunidade-arborea-de-uma-floresta-de-baixada-aluvial-no-município-de-Campos-dos-Goytacazes-RJ-.pdf>>.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; OLIVEIRA, P. P.; RAMBALDI, D. M.; FERNANDES, R. V. A importância dos remanescentes florestais da Mata Atlântica da baixada costeira fluminense para a conservação da biodiversidade na APA da bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado/IBAMA - RJ. *Em: Livro de resumos IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. 1. ed. Curitiba: Livro de resumos IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 2004. p. 106–113.

CHARLES S. ELTON. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. 1. ed. Chicago: Methuen & Co. Ltd. 1958, 1958. v. 1

CLINEBELL, R. R.; GENTRY, O. L.; H., P. A.; STARK, N.; ZUURING, H. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. **Biodiversity and Conservation**, v. 90, n. August 1993, p. 56–90, 1995. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF00115314>>.

COLLINS, C. D.; BANKS-LEITE, C.; BRUDVIG, L. A.; FOSTER, B. L.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; ANDRADE, A.; AUSTIN, M.; CAMARGO, J. L.; DRISCOLL, D. A.; HOLT, R. D.; LAURANCE, W. F.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L. Fragmentation affects plant community composition over time. **ECOGRAPHY**, v. 40, n. 1, p. 119–130, jan. 2017.

CONGEDO, L. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 64, p. 3172, 27 ago. 2021. Disponível em: <<https://fromgistors.blogspot.com/p/semi-automatic-classification-plugin.html>>. Acesso em: 3 abr. 2022.

CORNELISSEN, J. H. C.; LAVOREL, S.; GARNIER, E.; DÍAZ, S.; BUCHMANN, N.; GURVICH, D. E.; REICH, P. B.; TER STEEGE, H.; MORGAN, H. D.; VAN DER

HEIJDEN, M. G. A.; PAUSAS, J. G.; POORTER, H. **A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide.** [s.l.: s.n.]v. 51335–380 p.

COUCH, D. R. and A. H. and S. **broom: Convert Statistical Objects into Tidy Tibbles version 0.7.5 from CRAN.** Disponível em: <<https://rdrr.io/cran/broom/>>. Acesso em: 9 mar. 2021.

DE ABREU, K. M.; DA SILVA, G. F.; DA SILVA, A. G. Phytosociological analysis of Pacotuba National Forest, Cachoeiro de Itapemirim, Es - Brasil. **CERNE**, v. 19, n. 1, p. 157–168, 2013.

DE LA RIVA, E. G.; VIOLLE, C.; PÉREZ-RAMOS, I. M.; MARAÑÓN, T.; NAVARRO-FERNÁNDEZ, C. M.; OLMO, M.; VILLAR, R. A Multidimensional Functional Trait Approach Reveals the Imprint of Environmental Stress in Mediterranean Woody Communities. **Ecosystems**, v. 21, n. 2, p. 248–262, 1 mar. 2018. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-017-0147-7>>. Acesso em: 25 jun. 2023.

DORMANN, C. F.; ELITH, J.; BACHER, S.; BUCHMANN, C.; CARL, G.; CARRÉ, G.; MARQUÉZ, J. R. G.; GRUBER, B.; LAFOURCADE, B.; LEITÃO, P. J.; MÜNKEMÜLLER, T.; MCCLEAN, C.; OSBORNE, P. E.; REINEKING, B.; SCHRÖDER, B.; SKIDMORE, A. K.; ZURELL, D.; LAUTENBACH, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, 1 jan. 2013. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>>. Acesso em: 30 jun. 2023.

ECHEVERRÍA-LONDOÑO, S.; ENQUIST, B. J.; NEVES, D. M.; VIOLLE, C.; BOYLE, B.; KRAFT, N. J. B.; MAITNER, B. S.; MCGILL, B.; PEET, R. K.; SANDEL, B.; SMITH, S. A.; SVENNING, J. C.; WISER, S. K.; KERKHOFF, A. J. Plant functional diversity and the biogeography of biomes in North and South America. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, n. DEC, 18 dez. 2018.

EDZER PEBESMA, by. GeoSPARQL (Perry and Herring, 2012), and open source libraries that empower the open source geospatial software landscape including GDAL (Warmerdam, 2008), GEOS (GEOS Development Team, 2017), and liblwgeom (a PostGIS component). **The R Journal**, v. 10, n. 1, 2016. . Acesso em: 9 mar. 2021.

ELTON, C. S. (Charles S. **The ecology of invasions by animals and plants.** 2. ed. Chicago: University of Chicago Press, 2000. 181 p.

ESCOBAR, F.; MELO, F. P. L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MATTHIAS, R.; SANTOS, A.; TABARELLI, M.; CHAZDON, R. Plant b-diversity in fragmented rain forests : testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Jornal of Ecology**, v. 101, p. 1449–1458, 2013. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12153>>.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>>.

FAITANIN, M. A. **Riqueza e abundância de espécies arbóreas ameaçadas de extinção em florestas estacionais semidecíduais do norte/noroeste fluminense mariana alves faitanin**. 2018. Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2018. Disponível em: <<http://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/corpo-discente/dissertacoes-defendidas/>>.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. de F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 51 (4), n. NOVEMBRO, p. 753–767, 1995. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Sergius_Gandolfi/publication/259471542_SERGIUS_GANDOLFI_HERMOGENES_DE_FREITAS_LEITAO_FILHO_e_CARLOS_LINEU_F_BEZERRA_LEVANTAMENTO_FLORISTICO_E_CARATER_SUCESSIONAL_DAS_ESPECIES_ARBUSTIVO-ARBOREAS_DE_UMA_FLORESTA_MESOFILA>.

GARCÍA-NAVAS, V.; SATTLER, T.; SCHMID, H.; OZGUL, A. Temporal homogenization of functional and beta diversity in bird communities of the Swiss Alps. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 8, p. 900–911, 1 ago. 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary-wiley.ez366.periodicos.capes.gov.br/doi/full/10.1111/ddi.13076>>. Acesso em: 18 jul. 2022.

GERISCH, M.; AGOSTINELLI, V.; HENLE, K.; DZIOCK, F. More species, but all do the same: Contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. **Oikos**, v. 121, n. 4, p. 508–515, 2012. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1600-0706.2011.19749.x/full>>.

GRIME, J. P. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, n. 2, p. 255–260, 1 abr. 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02444.x>>.

GROUP), B. (The B. F. Coleção Flora do Brasil 2020. **Coleção Flora do Brasil 2020**, 14 dez. 2021. Disponível em: <<https://dspace.jbrj.gov.br/jspui/handle/doc/126>>. Acesso em: 26 jun. 2023.

HESSELBARTH, M. H. K.; SCIAINI, M.; WITH, K. A.; WIEGAND, K.; NOWOSAD, J. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1648–1657, 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ecog.04617>>.

HIJMANS, R. J. **raster: Geographic Data Analysis and Modeling**R package, 2020. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=raster>>.

HIROTA, M. M.; PONZONI, F. J. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2016-2017 Relatório Técnico**. Disponível em: <<http://mapas.sosma.org.br>>.

HOBBS, R. J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J. S.; CRAMER, V. A.; EPSTEIN, P. R.; EWEL, J. J.; KLINK, C. A.; LUGO, A. E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D. M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 1–7, 2006. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>>.

HOOPER, D. U.; VITOUSEK, P. M. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. **Science**, v. 277, n. August, p. 1302–1305, 1997. Disponível em: <www.sciencemag.org>.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Inventário das Formações Florestais e Campestres. Técnicas e Manejo de Coleções Botânicas. Procedimentos para Mapeamentos**. [s.l.: s.n.]1–271 p.

INEA, I. E. do M. A. **Biodiversidade e áreas protegidas**. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/BIODIVERSIDADEEAREASPROTEGIDAS/UnidadesdeConservacao/INEA_008607>. Acesso em: 6 jun. 2018.

JAKOVAC, C. C.; PEÑA-CLAROS, M.; KUYPER, T. W.; BONGERS, F. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 1, p. 67–77, 1 jan. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12298>>.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. **Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives** *New Phytologist* Blackwell Publishing Ltd, 1 nov. 2014. Disponível em: <<https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.12989>>. Acesso em: 18 jun. 2020.

JOST, L. Predicting gas well performance under altered conditions. **SPE Eastern Regional Meeting**, v. 113, n. 2, p. 363–375, 2006. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>>.

JOST, L.; DEVRIES, P.; WALLA, T.; GREENEY, H.; CHAO, A.; RICOTTA, C. Partitioning diversity for conservation analyses. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 1, p. 65–76, 2010a. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1472-4642.2009.00626.x>>.

JOST, L.; DEVRIES, P.; WALLA, T.; GREENEY, H.; CHAO, A.; RICOTTA, C. Partitioning diversity for conservation analyses. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 1, p. 65–76, jan. 2010b.

JUNG, M. LecoS — A python plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecological Informatics**, v. 31, p. 18–21, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574954115001879>>.

JURGIEL, B. **Sample poin tools**9 nov. 2022. Disponível em: <<http://github.com/borysiasty/pointsamplingtool>>. Acesso em: 26 jun. 2023.

KATTGE, J.; DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; PRENTICE, I. C.; LEADLEY, P.; BÖNISCH, G.; GARNIER, E.; WESTOBY, M.; REICH, P. B.; WRIGHT, I. J.; CORNELISSEN, J. H. C.; VIOLLE, C.; HARRISON, S. P.; VAN BODEGOM, P. M.; REICHSTEIN, M.; ENQUIST, B. J.; SOUDZILOVSKAIA, N. A.; ACKERLY, D. D.; ANAND, M.; ATKIN, O.; BAHN, M.; BAKER, T. R.; BALDOCCHI, D.; BEKKER, R.; BLANCO, C. C.; BLONDER, B.; BOND, W. J.; BRADSTOCK, R.; BUNKER, D. E.; CASANOVES, F.; CAVENDER-BARES, J.; CHAMBERS, J. Q.; CHAPIN III, F. S.; CHAVE, J.; COOMES, D.; CORNWELL, W. K.; CRAINE, J. M.; DOBRIN, B. H.; DUARTE, L.; DURKA, W.; ELSER, J.; ESSER, G.; ESTIARTE, M.; FAGAN, W. F.; FANG, J.; FERNÁNDEZ-MÉNDEZ, F.; FIDELIS, A.; FINEGAN, B.; FLORES, O.; FORD, H.; FRANK, D.; FRESCHET, G. T.; FYLLAS, N. M.; GALLAGHER, R. V.; GREEN, W. A.; GUTIERREZ, A. G.; HICKLER, T.; HIGGINS, S. I.; HODGSON, J. G.; JALILI, A.; JANSEN, S.; JOLY, C. A.; KERKHOFF, A. J.; KIRKUP, D.; KITAJIMA, K.; KLEYER, M.; KLOTZ, S.; KNOPS, J. M. H.; KRAMER, K.; KÜHN, I.; KUROKAWA, H.; LAUGHLIN, D.; LEE, T. D.; LEISHMAN, M.; LENS, F.; LENZ, T.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; LLUSIÀ, J.; LOUAULT, F.; MA, S.; MAHECHA, M. D.; MANNING, P.; MASSAD, T.; MEDLYN, B. E.; MESSIER, J.; MOLES, A. T.; MÜLLER, S. C.; NADROWSKI, K.; NAEEM, S.; NIINEMETS, Ü.; NÖLLERT, S.; NÜSKE, A.; OGAYA, R.; OLEKSYN, J.; ONIPCHENKO, V. G.; ONODA, Y.; ORDOÑEZ, J.; OVERBECK, G.; OZINGA, W. A.; PATIÑO, S.; PAULA, S.; PAUSAS, J. G.; PEÑUELAS, J.; PHILLIPS, O. L.; PILLAR, V.; POORTER, H.; POORTER, L.; POSCHLOD, P.; PRINZING, A.; PROULX, R.; RAMMIG, A.; REINSCH, S.; REU, B.; SACK, L.; SALGADO-NEGRET, B.; SARDANS, J.; SHIODERA, S.; SHIPLEY, B.; SIEFERT, A.; SOSINSKI, E.; SOUSSANA, J.-F.; SWAINE, E.; SWENSON, N.; THOMPSON, K.; THORNTON, P.; WALDRAM, M.; WEIHER, E.; WHITE, M.; WHITE, S.; WRIGHT, S. J.; YGUEL, B.; ZAEHLE, S.; ZANNE, A. E.; WIRTH, C. TRY – a global database of plant traits. **Global Change Biology**, v. 17, n. 9, p. 2905–2935, 1 set. 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02451.x>>.

LAMANNA, C.; BLONDER, B.; VIOLLE, C.; KRAFT, N. J. B.; SANDEL, B.; ŠÍMOVÁ, I.; DONOGHUE, J. C.; SVENNING, J. C.; MCGILL, B. J.; BOYLE, B.; BUZZARD, V.; DOLINS, S.; JØRGENSEN, P. M.; MARCUSE-KUBITZA, A.; MORUETA-HOLME, N.; PEET, R. K.; PIEL, W. H.; REGETZ, J.; SCHILDHAUER, M.; SPENCER, N.; THIERS, B.; WISER, S. K.; ENQUIST, B. J. Functional trait space and the latitudinal diversity gradient. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 38, p. 13745–13750, 23 set. 2014.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNSIDE, P. M.; RIBEIRO, J. E. L.; CAPRETZ, R. L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology Letters**, v. 16, n. 8, p. 951–963, 2013. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23809147/>>.

LI, D.; WALLER, D. Drivers of observed biotic homogenization in pine barrens of central Wisconsin. **ECOLOGY**, v. 96, n. 4, p. 1030–1041, 2015.

LI, W.; KNOPS, J. M. H.; BRASSIL, C. E.; LU, J.; QI, W.; LI, J.; LIU, M.; CHANG, S.; LI, W. Functional group dominance and not productivity drives species richness. **PLANT ECOLOGY & DIVERSITY**, v. 9, n. 2, p. 141–150, 2016.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 1 jun. 2008. Acesso em: 24 jun. 2023.

LOBO, D.; LEAO, T.; MELO, F. P. L.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic Forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 287–296, 2011. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x>>.

LOREAU, M. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 804–808, 2001. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1064088>>.

LOURENÇO, J.; NEWMAN, E. A.; VENTURA, J. A.; MILANEZ, C. R. D.; THOMAZ, L. D.; WANDEKOKEN, D. T.; ENQUIST, B. J. Soil-associated drivers of plant traits and functional composition in Atlantic Forest coastal tree communities. **Ecosphere**, v. 12, n. 7, 1 jul. 2021. . Acesso em: 25 jun. 2023.

LUMBRERAS, J. F.; CARVALHO FILHO, A. de; MOTTA, P. E. F. da; PALMIER, F.; CALDERANO, S. B.; BARUQUI, A. M.; PEREIRA, N. R.; NAIME, U. J.; LEMOS, A. L. (in memorian). **Macropedoambientes da Região Noroeste Fluminense - uma contribuição ao planejamento ambiental** Documentos 64 Rio de Janeiro. EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Embrapa Solos), 2004. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/89271/1/doc64-2004-macropedoambientes.pdf>>.

MAITNER, B. S.; BOYLE, B.; CASLER, N.; CONDIT, R.; DONOGHUE II, J.; DURÁN, S. M.; GUADERRAMA, D.; HINCHLIFF, C. E.; JØRGENSEN, P. M.; KRAFT, N. J. B.; MCGILL, B.; MEROW, C.; MORUETA-HOLME, N.; PEET, R. K.; SANDEL, B.; SCHILDHAUER, M.; SMITH, S. A.; SVENNING, J.-C.; THIERS, B.; VIOLLE, C.; WISER, S.; ENQUIST, B. J. The bien r package: A tool to access the Botanical Information and Ecology Network (BIEN) database. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 2, p. 373–379, 1 fev. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12861>>.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta Mesófila**. 1. ed. Campinas-SP: Universidade Estadual de Campinas UNICAMP, 1991. 241 p.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization : a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **TREE**, v. 5347, n. Table 1, p. 450–453, 1999. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10511724/>>.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic Homogenization: A Sequential and Selective Process. **Biotic Homogenization**, p. 1–17, 2001. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-1261-5_1>. Acesso em: 23 maio. 2022.

MENINI NETO, L.; FURTADO, S. G.; ZAPPI, D. C.; DE OLIVEIRA FILHO, A. T.; FORZZA, R. C. Biogeography of epiphytic Angiosperms in the Brazilian Atlantic forest, a world biodiversity hotspot. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 39, n. 1, p. 261–273, 1 mar. 2016.

MICHELS, J. P. **Levantamento florístico de um remanescente florestal de Mata Atlântica no maciço do Itaoca, Campos dos Goytacazes, RJ**. 2010. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2010. Disponível em: <<http://uenf.br/cbb/herbario/files/2014/09/Levantamento-florístico-de-um-remanescente-florestal-de-Mata-Atlântica-no-maciço-do-Itaoca-Campos-dos-Goytacazes-RJ.pdf>>.

MITTERMEIER, R. A.; W.R., T.; F.W., L.; BROOKS T.M., G. C. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. *Em*: ZACHOS F., H. J. **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. p. 3–22.

MMA, M. do M. A. **Biodiversidade - Mata Atlântica**. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento>. Acesso em: 26 jun. 2023.

MONGE-GONZÁLEZ, M. L.; GUERRERO-RAMÍREZ, N.; KRÖMER, T.; KREFT, H.; CRAVEN, D. Functional diversity and redundancy of tropical forests shift with elevation and forest-use intensity. **Journal of Applied Ecology**, n. July 2020, p. 1–11, 2021. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1365-2664.13955>>.

MOUILLOT, D.; VILLÉGER, S.; PARRAVICINI, V.; KULBICKI, M.; ARIAS-GONZÁLEZ, J. E.; BENDER, M.; CHABANET, P.; FLOETER, S. R.; FRIEDLANDER, A.; VIGLIOLA, L.; BELLWOOD, D. R. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 38, p. 13757–13762, 23 set. 2014. Disponível em: <<https://www.pnas.org/doi/epdf/10.1073/pnas.1317625111>>. Acesso em: 23 jun. 2023.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Caldwell: The Blackburn Press, 2002.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. February, p. 853–858, 2000. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/35002501>>.

NERY, E. K.; CADDAH, M. K.; SANTOS, M. F.; NOGUEIRA, A. The evolution of ecological specialization underlies plant endemism in the Atlantic Forest. **Annals of Botany**, p. mcad029, 9 fev. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/aob/mcad029>>.

OKSANEN, J.; SIMPSON, G. L.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SOLYMOS, P. M.; STEVENS, H. H. **Title Community Ecology Package Vegan**vegan, 2022. Disponível em: <<https://github.com/vegandevs/vegan>>. Acesso em: 29 jun. 2023.

PEDERSEN, T. L. **O Compositor de Parcelas • patchwork R package version 1.0.1**. Disponível em: <<https://patchwork.data-imaginist.com/>>. Acesso em: 9 mar. 2021.

PEH, K. S. H.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 4, p. 891–898, 2011. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2745.2011.01827.x>>.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; LAVOREL, S.; POORTER, H.; JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M. S.; CORNWELL, W. K.; CRAINE, J. M.; GURVICH, D. E.; URCELAY, C.; VENEKLAAS, E. J.; REICH, P. B.; POORTER, L.; WRIGHT, I. J.; RAY, P.; ENRICO, L.; PAUSAS, J. G.; DE VOS, A. C.; BUCHMANN, N.; FUNES, G.; QUÉTIER, F.; HODGSON, J. G.; THOMPSON, K.; MORGAN, H. D.; TER STEEGE, H.; SACK, L.; BLONDER, B.; POSCHLOD, P.; VAIERETTI, M. V.; CONTI, G.; STAYER, A. C.; AQUINO, S.; CORNELISSEN, J. H. C. Corrigendum to: New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 64, n. 8, p. 715, 2016. Disponível em: <<http://www.publish.csiro.au/bt/pdf/BT12225>>.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 402–411, 2002.

PETERS, M. K.; HEMP, A.; APPELHANS, T.; BECKER, J. N.; BEHLER, C.; CLASSEN, A.; DETSCH, F.; ENSSLIN, A.; FERGER, S. W.; FREDERIKSEN, S. B.; GEBERT, F.; GERSCHLAUER, F.; GÜTLEIN, A.; HELBIG-BONITZ, M.; HEMP, C.; KINDEKETA, W. J.; KÜHNEL, A.; MAYR, A. V.; MWANGOMO, E.; NGEREZA, C.; NJOVU, H. K.; OTTE, I.; PABST, H.; RENNER, M.; RÖDER, J.; RUTTEN, G.; SCHELLENBERGER COSTA, D.; SIERRA-CORNEJO, N.; VOLLSTÄDT, M. G. R.; DULLE, H. I.; EARDLEY, C. D.; HOWELL, K. M.; KELLER, A.; PETERS, R. S.; SSYMANK, A.; KAKENGI, V.; ZHANG, J.; BOGNER, C.; BÖHNING-GAESE, K.;

BRANDL, R.; HERTEL, D.; HUWE, B.; KIESE, R.; KLEYER, M.; KUZYAKOV, Y.; NAUSS, T.; SCHLEUNING, M.; TSCHAPKA, M.; FISCHER, M.; STEFFAN-DEWENTER, I. Climate–land-use interactions shape tropical mountain biodiversity and ecosystem functions. **Nature**, v. 568, n. 7750, p. 88–92, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41586-019-1048-z>>.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 1 jun. 2009. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320709000974>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

ROCHA-SANTOS, L.; MAYFIELD, M. M.; LOPES, A. V.; PESSOA, M. S.; TALORA, D. C.; FARIA, D.; CAZETTA, E. The loss of functional diversity: A detrimental influence of landscape-scale deforestation on tree reproductive traits. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 1, p. 212–223, 1 jan. 2020. Acesso em: 25 jun. 2023.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>>.

ROSS, N. **fasterize: Fast Polygon to Raster Conversion R package version 1.0.3**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=fasterize>>.

SANTOS, M. de L. M.; SANTOS, H. G. dos; DART, R. de O.; PARES, J. G. **Mapeamento Digital de Classes de solos no Estado do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/79308/1/BPD-bpd119-2007-mapeamento-digital-rj.pdf>>. Acesso em: 2 ago. 2020.

SANTOS, P. M.; BOHRER, C.; NASCIMENTO, M. T. Impactos das mudanças de uso e cobertura da terra em fitofisionomias da Mata Atlântica. **Ambiente & Sociedade**, 2023.

SCARANO, F. R.; COSTA, D. P.; FREITAS, L.; LIMA, H. C.; MARTINELLE, G.; NASCIMENTO, M. T.; SÁ, C. F. C.; SALGUEIRO, F.; ARAUJO, D. S. D.; RAÍCES, D. S. L. Conservação da flora do Estado do Rio de Janeiro: até onde a ciência pode ajudar. *Em*: BERGALLO, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; ROCHA, C. F. D.; UZÊDA, M. C.; COSTA, M. B.; ALVES, M. A. S.; VAN SLUYS, M.; SANTOS, M. A.; COSTA, T. C. C.; COZZOLINO, A. C. R. **Estratégias e ações para conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto Biomas & Secretaria do Estado de Ambiente/INEA, 2009. p. 221–233.

SCIAINI, M.; FRITSCH, M.; SCHERER, C. NLMR and landscapetools : An integrated environment for simulating and modifying neutral landscape models in R. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 2018, n. August, p. 2240–2248, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/2041-210X.13076>>.

SFB, S. F. B. **Banco de Dados de Madeiras Brasileiras**. Disponível em: <<http://sistemas.florestal.gov.br/madeirasdobrasil/introducao.htm>>. Acesso em: 12 jun. 2018.

SILVA, J. M. C. da; PINTO, L. P. P.; HIROTA, M.; BEDÊ, L.; TABARELLI, M. **Conservação da Mata Atlântica brasileira: um balanço dos últimos dez anos**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/artigo/conservacao-da-mata-atlantica-brasileira-um-balanco-dos-ultimos-dez-anos/>>. Acesso em: 22 ago. 2019.

SILVA, J. L. A.; SOUZA, A. F.; VITÓRIA, A. P. Mapping functional tree regions of the Atlantic Forest: how much is left and opportunities for conservation. **Environmental Conservation**, v. 49, n. 3, p. 164–171, 27 set. 2022.

SOFFIATI NETTO, A. A. Breve estudo de eco-história sobre a utilização humana das florestas estacionais do norte-noroeste entre os períodos colonial e republicano. **Revista Vértices**, v. 13, n. 2, p. 7–30, 2011. Disponível em: <<https://essentiaeditora.iff.edu.br/index.php/vertices/article/view/1809-2667.20110011/700>>.

SONG, Y.; WANG, P.; LI, G.; ZHOU, D. Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. **Acta Ecologica Sinica**, v. 34, n. 2, p. 85–91, 2014. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1872203214000055>>.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório Anual**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbnmnibpcjpcglclefindmkaj/https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2023/05/SOSMARelatorio-Anual-22_dig-pt.pdf>. Acesso em: 13 maio. 2023.

SWENSON, N. G.; ENQUIST, B. J.; PITHER, J.; KERKHOFF, A. J.; BOYLE, B.; WEISER, M. D.; ELSER, J. J.; FAGAN, W. F.; FORERO-MONTAÑA, J.; FYLLAS, N.; KRAFT, N. J. B.; LAKE, J. K.; MOLES, A. T.; PATIÑO, S.; PHILLIPS, O. L.; PRICE, C. A.; REICH, P. B.; QUESADA, C. A.; STEGEN, J. C.; VALENCIA, R.; WRIGHT, I. J.; WRIGHT, S. J.; ANDELMAN, S.; JØRGENSEN, P. M.; LACHER, T. E.; MONTEAGUDO, A.; NÚÑEZ-VARGAS, M. P.; VASQUEZ-MARTÍNEZ, R.; NOLTING, K. M. The biogeography and filtering of woody plant functional diversity in North and South America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 8, p. 798–808, 1 ago. 2012. Disponível em: <<https://onlinelibrary-wiley.ez366.periodicos.capes.gov.br/doi/full/10.1111/j.1466-8238.2011.00727.x>>. Acesso em: 25 jun. 2023.

SWENSON, N. G.; WEISER, M. D. On the packing and filling of functional space in eastern North American tree assemblages. **Ecography**, v. 37, n. 11, p. 1056–1062, 1 nov. 2014.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, v. 40, n. 6, p. 657–661, 2008. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1744-7429.2008.00454.x>>.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136–140, 2012.

TEAM, B. B. and {R D. C. **Tools for General Maximum Likelihood Estimation [R package bbmle version 1.0.23.1]**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=bbmle>>. Acesso em: 9 mar. 2021.

TEAM, D. **QGIS Geographic Information System** QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>. Open Source Geospatial Foundation Project., 2023. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>.

TEAM, R. C. **R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing., 2021. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>.

TENNEKES, M. tmap : Thematic Maps in R. **Journal of Statistical Software**, v. 84, n. 6, 2018. Disponível em: <<https://www.jstatsoft.org/article/view/v084i06>>.

TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; SABATIER, D.; BARALOTO, C.; SALOMAO, R. P.; GUEVARA, J. E.; PHILLIPS, O. L.; CASTILHO, C. V.; MAGNUSSON, W. E.; MOLINO, J.-F.; MONTEAGUDO, A.; NUNEZ VARGAS, P.; MONTERO, J. C.; FELDPAUSCH, T. R.; CORONADO, E. N. H.; KILLEEN, T. J.; MOSTACEDO, B.; VASQUEZ, R.; ASSIS, R. L.; TERBORGH, J.; WITTMANN, F.; ANDRADE, A.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G. W.; MARIMON, B. S.; MARIMON, B.-H.; GUIMARAES VIEIRA, I. C.; AMARAL, I. L.; BRIENEN, R.; CASTELLANOS, H.; CARDENAS LOPEZ, D.; DUIVENVOORDEN, J. F.; MOGOLLON, H. F.; MATOS, F. D. d. A.; DAVILA, N.; GARCIA-VILLACORTA, R.; STEVENSON DIAZ, P. R.; COSTA, F.; EMILIO, T.; LEVIS, C.; SCHIETTI, J.; SOUZA, P.; ALONSO, A.; DALLMEIER, F.; MONTOYA, A. J. D.; FERNANDEZ PIEDADE, M. T.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; ARROYO, L.; GRIBEL, R.; FINE, P. V. A.; PERES, C. A.; TOLEDO, M.; AYMARD C., G. A.; BAKER, T. R.; CERON, C.; ENGEL, J.; HENKEL, T. W.; MAAS, P.; PETRONELLI, P.; STROPP, J.; ZARTMAN, C. E.; DALY, D.; NEILL, D.; SILVEIRA, M.; PAREDES, M. R.; CHAVE, J.; LIMA FILHO, D. d. A.; JORGENSEN, P. M.; FUENTES, A.; SCHONGART, J.; CORNEJO VALVERDE, F.; DI FIORE, A.; JIMENEZ, E. M.; PENUELA MORA, M. C.; PHILLIPS, J. F.; RIVAS, G.; VAN ANDEL, T. R.; VON HILDEBRAND, P.; HOFFMAN, B.; ZENT, E. L.; MALHI, Y.; PRIETO, A.; RUDAS, A.; RUSCHELL, A. R.; SILVA, N.; VOS, V.; ZENT, S.; OLIVEIRA, A. A.; SCHUTZ, A. C.; GONZALES, T.; TRINDADE NASCIMENTO, M.; RAMIREZ-ANGULO, H.; SIERRA, R.; TIRADO, M.; UMANA MEDINA, M. N.; VAN DER HEIJDEN, G.; VELA, C. I. A.; VILANOVA TORRE, E.; VRIESENDORP, C.; WANG, O.; YOUNG, K. R.; BAIDER, C.; BALSLEV, H.; FERREIRA, C.; MESONES, I.; TORRES-LEZAMA, A.; URREGO GIRALDO, L. E.; ZAGT, R.; ALEXIADES, M. N.; HERNANDEZ, L.; HUAMANTUPA-CHUQUIMACO, I.; MILLIKEN, W.; PALACIOS CUENCA, W.; PAULETTO, D.; VALDERRAMA SANDOVAL, E.; VALENZUELA GAMARRA, L.; DEXTER, K. G.; FEELEY, K.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; SILMAN, M. R. Hyperdominance in the

Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342, n. 6156, 2013. Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/content/342/6156/1243092>>.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997a.

TILMAN, D.; TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 94, n. 5, p. 1857–61, 1997b. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11038606>>.

VANCINE, M. **Script / script_landscapemetrics.R · master · GeoCastBrasil / LandscapeMetrics · GitLab**. Disponível em: <https://gitlab.com/geocastbrasil/landscapemetrics/-/blob/master/01_script/script_landscapemetrics.R>. Acesso em: 22 mar. 2021.

VILLELA, D. M.; NASCIMENTO, M. T.; DE ARAGÃO, L. E. O. C.; DA GAMA, D. M. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 506–516, 1 mar. 2006. Disponível em: <<https://onlinelibrary-wiley.ez366.periodicos.capes.gov.br/doi/full/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>>. Acesso em: 12 abr. 2022.

VITÓRIA, A. P.; ALVES, L. F.; SANTIAGO, L. S. Atlantic forest and leaf traits: an overview. **Trees - Structure and Function**, n. 0123456789, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00468-019-01864-z>>.

VITOUSEK, P. M.; WALKER, L. R.; WHITEAKER, L. D.; MUELLER-DOMBOIS, D.; MATSON, P. A. Biological Invasion by *Myrica faya* Alters Ecosystem Development in Hawaii. **Science**, v. 238, n. 4828, p. 802–804, 1987. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.238.4828.802>>.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, n. 3, p. 279–338, 1 fev. 1960. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.2307/1943563>>. Acesso em: 27 ago. 2019.

WICKHAM, H.; AVERICK, M.; BRYAN, J.; CHANG, W.; MCGOWAN, L. D. A.; FRANÇOIS, R.; GROLEMUND, G.; HAYES, A.; HENRY, L.; HESTER, J.; KUHN, M.; LIN, T.; MILLER, E.; BACHE, S. M.; MÜLLER, K.; OOMS, J.; ROBINSON, D.; SEIDEL, D. P.; SPINU, V.; TAKAHASHI, K.; VAUGHAN, D.; WILKE, C.; WOO, K. Welcome to the Tidyverse Tidyverse package. v. 4, p. 1–6, 2019.

WOLDA, H. Similarity Indices, Sample Size and Diversity. **Oecology**, p. 296–302, out. 1981. Disponível em: <<chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://ecoevol.ufg.br/adrimelo/div/Wolda1981.pdf>>. Acesso em: 30 jun. 2023.

WRIGHT, I. J.; REICH, P. B.; WESTOBY, M.; ACKERLY, D. D.; BARUCH, Z.; BONGERS, F.; CAVENDER-BARES, J.; CHAPIN, T.; CORNELISSEN, J. H. C.; DIEMER, M.; FLEXAS, J.; GARNIER, E.; GROOM, P. K.; GULIAS, J.; HIKOSAKA, K.; LAMONT, B. B.; LEE, T.; LEE, W.; LUSK, C.; MIDGLEY, J. J.; NAVAS, M.-L.; NIINEMETS, Ü.; OLEKSYN, J.; OSADA, N.; POORTER, H.; POOT, P.; PRIOR, L.; PYANKOV, V. I.; ROUMET, C.; THOMAS, S. C.; TJOELKER, M. G.; VENEKLAAS, E. J.; VILLAR, R. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, v. 428, n. 6985, p. 821–827, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/nature02403>>.

ZANNE, A. E. **Dryad Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum** (Dryad). 2009. Disponível em: <<http://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad.234>>.

ZELENÝ, D. Which results of the standard test for community-weighted mean approach are too optimistic? **Journal of Vegetation Science**, v. 29, n. 6, p. 953–966, 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/jvs.12688>>.

ANEXOS

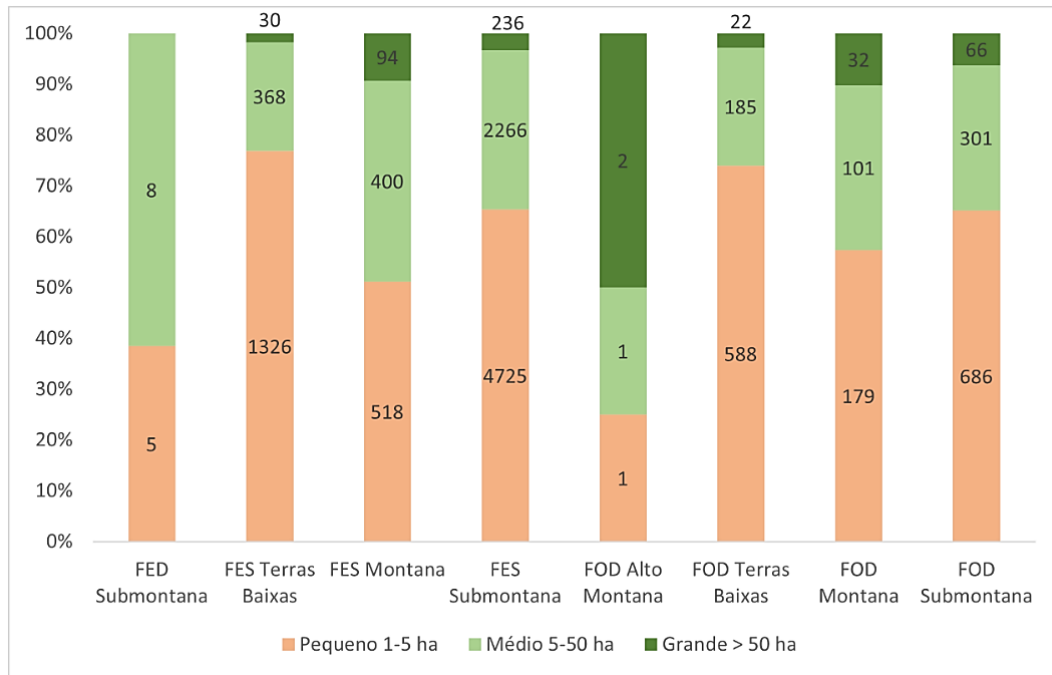


Figura 1 Número de fragmentos florestais em cada fitofisionomias por categoria de tamanho nas regiões Norte e Noroeste fluminense, no ano de 2020. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

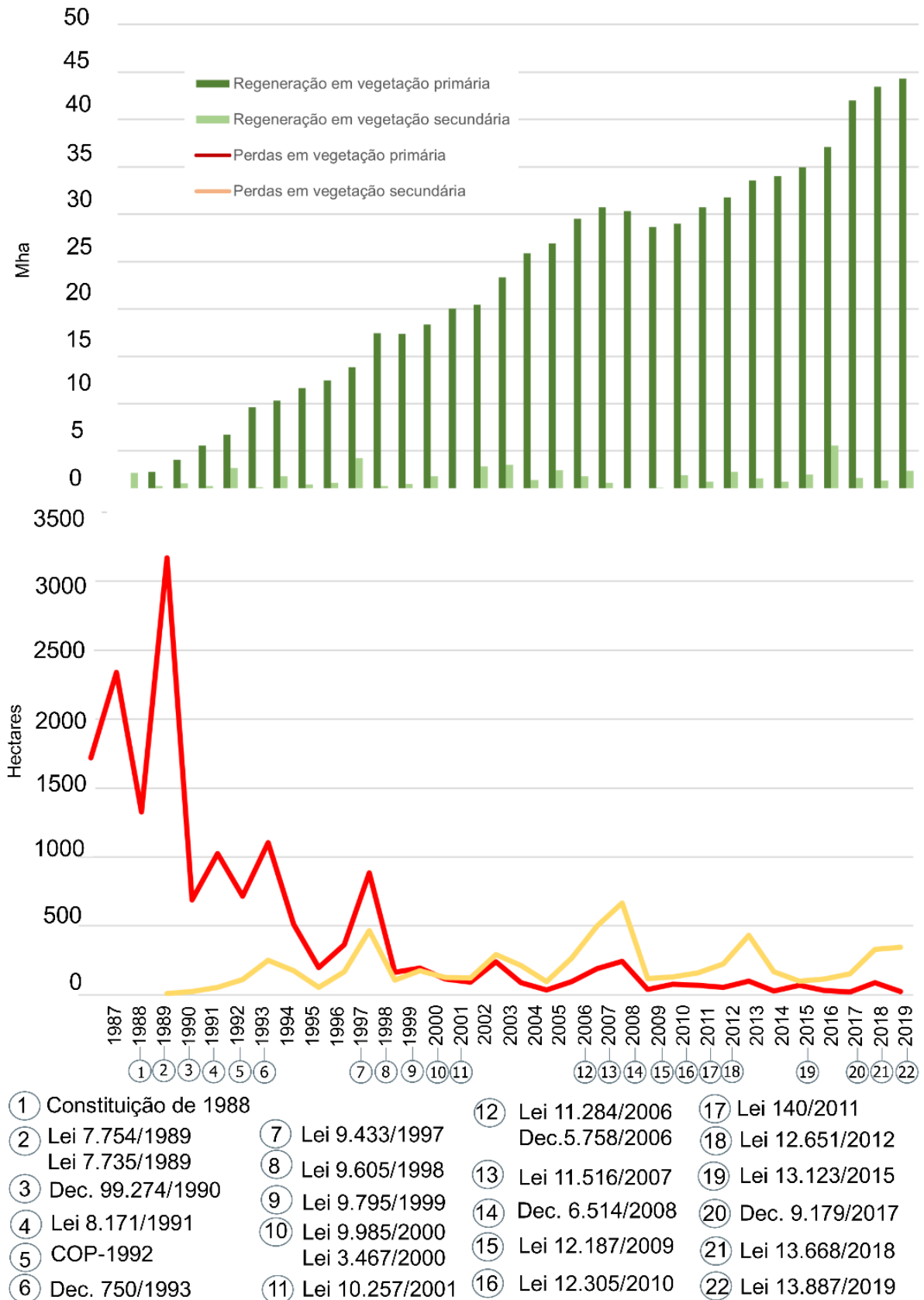


Figura 2 Dinâmica das perdas e ganhos da vegetação primária e secundária para as regiões Norte e Noroeste fluminense ao longo de 32 anos (1987 a 2019), destaque para os marcos ambientais legais do período. Para maiores detalhes das leis e decretos destacados aqui, observar tabela 1 do anexo. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

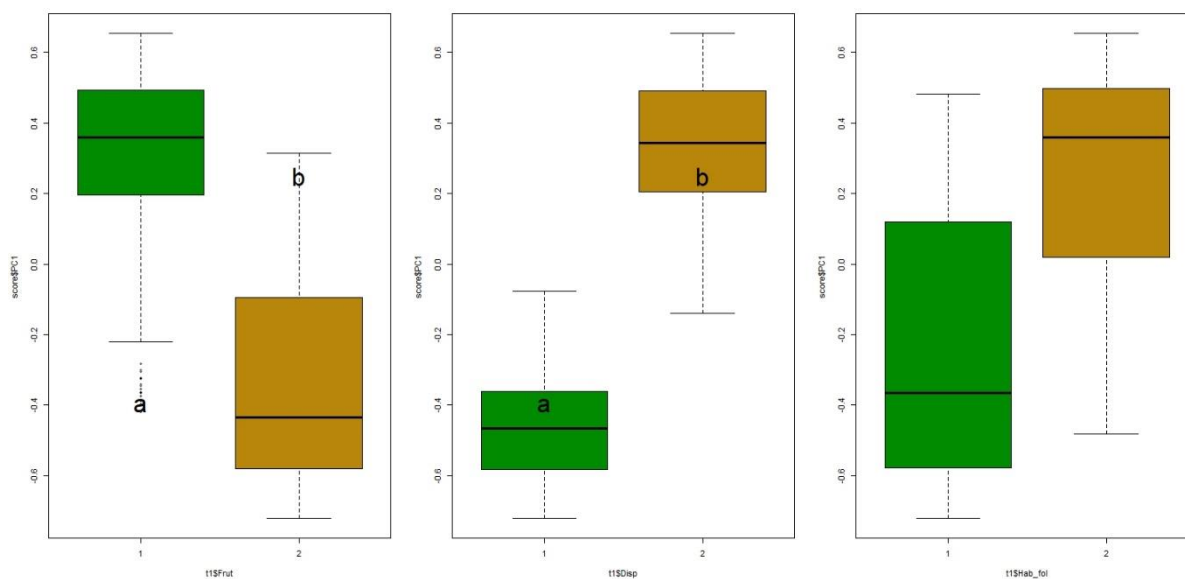


Figura 3 Teste de Tukey para validar a formação dos grupos apresentados na PCA na Figura 6 capítulo III. Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 1 Descrição dos principais marcos ambientais registrados para o período de avaliação (1985-2020). Fonte: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/>

Registro	Marco Ambiental	Descrição
1	Constituição de 1988	Destinado a assegurar o exercício dos direitos sociais e individuais, a liberdade, a segurança, o bem-estar, o desenvolvimento, a igualdade e a justiça como valores supremos de uma sociedade fraterna, pluralista e sem preconceitos, fundada na harmonia social e comprometida, na ordem interna e internacional, com a solução pacífica das controvérsias, promulgamos, sob a proteção de Deus, a seguinte Constituição da República Federativa do Brasil.
2	Lei 7.754/1989	Estabelece medidas para proteção das florestas existentes nas nascentes dos rios e dá outras providências
	Lei 7.735/1989	Dispõe sobre a extinção de órgão e de entidade autárquica, cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e dá outras providências.
3	Decreto 99.274/1990	Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências.
4	Lei 8.171/1991	Esta lei fixa os fundamentos, define os objetivos e as competências institucionais, prevê os recursos e estabelece as ações e instrumentos da política agrícola, relativamente às atividades agropecuárias, agroindustriais e de planejamento das atividades pesqueira e florestal.

- A Conferência das Partes (COP – Conference of the Parties) é o órgão supremo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, adotada em 1992. É uma associação de todos os países membros (ou “Partes”) signatários da Convenção, que, após sua ratificação em 1994, passaram a se reunir anualmente a partir de 1995, por um período de duas semanas, para avaliar a situação das mudanças climáticas no planeta e propor mecanismos a fim de garantir a efetividade da Convenção
- 5 COP-1992
- 6 Decreto 750/1993 Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências.
- 7 Lei 9.433/1997 Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.
- 8 Lei 9.605/1998 Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências
- 9 Lei 9.795/1999 Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências.
- 10 Lei 3467/2000 Considera-se infração administrativa ambiental toda ação ou omissão dolosa ou culposa que viole as regras jurídicas de uso, gozo, promoção, proteção e recuperação do meio ambiente
- Lei 9.985/2000 Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.
- 11 Lei 10.257/2001 Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências.
- 12 Lei 11.284/2006 Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; altera as Leis nºs 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências.
- 13 Lei 11.516/2007 Dispõe sobre a criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - Instituto Chico Mendes; altera as Leis nos 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, 11.284, de 2 de março de 2006, 9.985, de 18 de julho de 2000, 10.410, de 11 de janeiro de 2002, 11.156, de 29 de julho de 2005, 11.357, de 19 de outubro de 2006, e 7.957, de 20 de dezembro de 1989; revoga dispositivos da Lei no 8.028, de 12 de abril de 1990, e da Medida Provisória no 2.216-37, de 31 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- 14 Decreto 6.514/2008 Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências.
- 15 Lei 12.187/2009 Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências
- 16 Lei 12.305/2010 Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.
- 17 Lei 140/2011 Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna

e da flora; e altera a Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981

18	Lei 12.651/2012	Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
19	Lei 13.123/2015	Regulamenta o inciso II do § 1º e o § 4º do art. 225 da Constituição Federal, o Artigo 1, a alínea j do Artigo 8, a alínea c do Artigo 10, o Artigo 15 e os §§ 3º e 4º do Artigo 16 da Convenção sobre Diversidade Biológica, promulgada pelo Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998; dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade; revoga a Medida Provisória nº 2.186-16, de 23 de agosto de 2001; e dá outras providências.
20	Decreto 9.179/2017	Altera o Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008, que dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente e estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, para dispor sobre conversão de multas.
21	Lei 13.668/2018	Altera as Leis nº 11.516, de 28 de agosto de 2007, 7.957, de 20 de dezembro de 1989, e 9.985, de 18 de julho de 2000, para dispor sobre a destinação e a aplicação dos recursos de compensação ambiental e sobre a contratação de pessoal por tempo determinado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Instituto Chico Mendes).
22	Lei 13.887/2019	Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 2 Transição de usos e cobertura do solo nas Unidades de Conservação (UCs) no período de 1985 a 2020. UCs de proteção Integral e Usos Sustentável das regiões Norte e Noroeste Fluminense.

Uso Integral	Área (ha)	Área (%)
	19.981,9	
Formação Florestal	5	36,89
Ganho de floresta	1.751,30	3,23
Perda de floresta	915,53	1,69
	10.061,5	
Uso antrópico	2	18,57
Outros ecossistemas associados	19.050,4	
	0	35,17

Uso Sustentável	Área (ha)	Área (%)
Formação Florestal	3.166,02	26,07
Ganho de floresta	669,92	5,52
Perda de floresta	315,16	2,60
Uso antrópico	4.286,00	35,29
Outros ecossistemas associados	2.647,64	21,80

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 3 Proporção da área de preservação da UC em relação a área total das regiões Norte e Noroeste fluminense e em relação aos fragmentos remanescentes da região.

	Uso Integral	Uso Sustentável
Proporção da área total da região em UC (ha)	3,58	0,80
Proporção de remanescentes florestais em UC	26,14	5,86

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 4 Dados das Unidades de Conservação, de Uso Integral e Sustentável presentes nas regiões Norte e Noroeste fluminense. Fonte: (MMA, 2022). As unidades destacadas em cinza possuem sobreposição de áreas.

	Nome da Unidade de Conservação	Esfera	Ano de Criação	Ato Legal	Órgão responsável pela criação
USO INTEGRAL	Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba	estadual	2002	Decreto nº 32.576 de 31/12/2002	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
	Parque Estadual do Desengano	estadual	1970	Decreto nº 250 de 13/04/1970	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
	Parque Estadual da Lagoa do Açú	estadual	2012	Decreto nº 43522 de 21/03/2012	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
	Parque Nacional Restinga de Jurubatiba	federal	1998	Decreto nº 29/04/07 de 29/04/1998	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
	Monumento Natural Municipal da Floresta	municipal	2017	Decreto nº 5671 de 04/04/2017	Secretaria Municipal do Ambiente de Itaperuna - RJ
	Refúgio de Vida Silvestre da Lagoa Do Taí	municipal	2021	Decreto nº 106 de 06/08/2021	Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Serviços Públicos de São João da Barra - RJ
	Refúgio de Vida Silvestre - Fazenda São Lázaro	municipal	2018	Decreto nº 2.230/2017 de 15/01/2018	Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Carapebus - RJ
	Parque Natural Municipal de Itaperuna	municipal	2014	Decreto nº 3403 de 27/03/2014	Secretaria Municipal do Ambiente de Itaperuna - RJ

	Monumento Natural Municipal São Simão	municipal	2018	Decreto nº 2.228/2017 de 15/01/2018	Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Carapebus - RJ
	Refúgio de Vida Silvestre do Chaua	municipal	2013	Decreto nº 1100 de 05/07/2013	Prefeitura Municipal de Cambuci - RJ
	Refúgio de Vida Silvestre da Ventania	municipal	2010	Decreto nº 0261 de 15/12/2010	Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Miracema - RJ
	Monumento Natural Municipal da Serra da Prata	municipal	2018	Decreto nº 091 de 24/08/2018	Prefeitura Municipal de Santo Antônio de Pádua - RJ
	Parque Natural Municipal da Restinga de Carapebus	municipal	2018	Decreto nº 2.229/2017 de 15/01/2018	Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Carapebus - RJ
	Monumento Natural Municipal da Pedra Bonita	municipal	2018	Decreto nº 090 de 24/08/2018	Prefeitura Municipal de Santo Antônio de Pádua - RJ
	Monumento Natural Municipal da Serra de Frecheiras	municipal	2013	Decreto nº 119 de 11/10/2013	Prefeitura Municipal de Santo Antônio de Pádua - RJ
	Parque Natural Municipal da Mata Atlântica	municipal	2010	Lei complementar nº 3.355 de 27/03/2010	Prefeitura Municipal de Santo Antônio de Pádua - RJ
	Monumento Natural Municipal da Serra da Bolívia	municipal	2012	Decreto nº 468 de 29/03/2012	Secretaria Municipal do Ambiente de Aperibé - RJ
	Refúgio da Vida Silvestre do Saguí da Serra Escuro	municipal	2014	Decreto nº 3361 de 10/02/2014	Secretaria Municipal do Ambiente de Itaperuna - RJ
	Refúgio de Vida Silvestre Monte Alegre (Alírio Braz)	municipal	2017	Decreto nº 5740/2017 de 05/08/2017	Secretaria Municipal do Ambiente de Itaperuna - RJ
USO CIENTÍFICO	Reserva Particular do Patrimônio Natural Frilson Matheus Vieira	estadual	2010	Portaria nº 159 de 08/09/2010	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
	Reserva Particular do Patrimônio Natural Ponte do Baião	estadual	2011	Portaria nº 256 de 26/07/2011	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro

Reserva Particular do Patrimônio Natural Boa Vista	estadual	2011	Portaria nº 189 de 10/01/2011	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Valério Cardoso Furtado	estadual	2015	Portaria nº 575 de 16/01/2015	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Peito de Pomba	estadual	2016	Portaria nº 649 de 29/02/2016	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Bugios da Boa Esperança II	estadual	2019	Portaria nº 878 de 17/10/2019	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Velho Moinho	estadual	2021	Portaria nº 1023 de 12/04/2021	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Itacolomy	estadual	2010	Portaria nº 116 de 21/05/2010	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Dr. Carlos de Oliveira Ramos	estadual	2011	Portaria nº 243 de 29/06/2011	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Santo Antônio	estadual	2017	Portaria nº 718 de 10/07/2017	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Xodó	estadual	2010	Portaria nº 154 de 03/09/2010	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Boa Vista e Pharol	estadual	2009	Portaria nº 54 de 08/07/2009	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Ribeira e Soledade	estadual	2010	Portaria nº 162 de 08/09/2010	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Mario e Alba Corral	estadual	2013	Portaria nº 416 de 06/03/2013	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Bugios da Boa Esperança	estadual	2018	Portaria nº 771 de 25/04/2018	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Sítio Palmeiras	estadual	2011	Portaria nº 277 de 21/10/2011	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Douglas Vieira Soares	estadual	2010	Portaria nº 158 de 08/09/2010	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Caruara	estadual	2012	Portaria nº 306 de 15/02/2012	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural das Orquídeas	estadual	2010	Portaria nº 155 de 03/09/2010	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro

Reserva Particular do Patrimônio Natural Pelegrini	estadual	2021	Portaria nº 1024 de 12/04/2021	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
Reserva Particular do Patrimônio Natural Reserva Florestal Engenheiro João Furtado de Mendonça	federal	2008	Portaria nº 9 de 06/02/2008	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Miracema - RJ
Area de Proteção Ambiental Miracema	municipal	2010	Decreto nº 0261 de 15/12/2010	

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 5. Área dos fragmentos por fitofisionomia da Mata Atlântica presente nas regiões Norte e Noroeste Fluminense no período de 1985 a 2020.

	Número total de fragmentos	Tamanhos (ha)		Classes de tamanho (ha)			
		Min.	Max.	Peque no 1-5	Médio >5-50	Grand e >50	
FED Submontana	1985	12	1	39	6	6	0
	1990	12	1	38	6	6	0
	1995	12	1	39	6	6	0
	2000	14	1	38	8	6	0
	2005	13	1	38	7	6	0
	2010	12	1	37	6	6	0
	2015	12	1	37	6	6	0
	2020	13	1	38	7	6	0
FES Montana	1985	1311	1	1652	641	493	177
	1990	1309	1	1536	651	491	167
	1995	1316	1	1265	674	480	162
	2000	1268	1	1302	638	472	158
	2005	1227	1	1462	621	453	153
	2010	1249	1	1447	617	475	157
	2015	1314	1	1294	679	452	183
	2020	1296	1	1485	672	454	170
FES Submontana	1985	6207	1	523	3904	2054	248
	1990	5473	1	529	3442	1788	243
	1995	5319	1	528	3346	1766	207
	2000	5605	1	531	3630	1766	209
	2005	6238	1	660	4011	1951	276
	2010	5981	1	585	3864	1868	249
	2015	6766	1	648	4462	2032	272
	2020	7139	1	705	4634	2186	319
FES Terras Baixas	1985	1503	1	1360	1097	358	48
	1990	1355	1	1170	1002	310	43
	1995	1334	1	1172	984	308	43
	2000	1383	1	1172	1006	334	43
	2005	1540	1	1172	1132	369	39
	2010	1600	1	1174	1172	384	44
	2015	1882	1	1174	1413	413	56

	2020	2015	1	1179	1499	462	54
FOD Altomontana	1985	21	1	83	7	11	3
	1990	32	1	80	18	10	4
	1995	21	1	84	7	11	3
	2000	21	1	85	10	7	4
	2005	22	1	82	12	7	3
	2010	21	1	83	11	7	3
	2015	21	1	82	10	7	4
	2020	21	1	79	10	7	4
FOD Montana	1985	439	1	12995	217	121	101
	1990	402	1	12805	196	124	82
	1995	449	1	12922	225	120	104
	2000	460	1	12709	233	132	95
	2005	414	1	12662	201	119	94
	2010	436	1	12722	204	131	101
	2015	448	1	13449	230	134	84
	2020	441	1	13602	226	125	90
FOD Submontana	1985	1619	1	3866	963	426	230
	1990	1575	1	3674	937	438	199
	1995	1526	1	3633	925	418	183
	2000	1545	1	3701	921	427	197
	2005	1524	1	3675	902	431	191
	2010	1505	1	3874	869	436	200
	2015	1577	1	3875	932	413	232
	2020	1548	1	3869	901	427	220
FOD Terras Baixas	1985	1080	1	422	776	264	40
	1990	992	1	372	747	203	42
	1995	1021	1	369	756	232	33
	2000	996	1	372	732	231	33
	2005	1005	1	342	735	236	34
	2010	1035	1	368	752	248	35
	2015	1232	1	402	921	266	45
	2020	1259	1	370	929	294	36

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 6 Índice de área Central - CAI para as fisionomias da Mata Atlântica, presentes nas regiões Norte e Noroeste Fluminense no período de 1985 a 2020.

	Número total de fragmentos	CAI (%)		Categorias - CAI (%)				
		Min.	Max.	0-10	>10-50	>50-90	>90	
FED Submontana	1985	12	12	74	1	6	6	0
	1990	12	7	74	1	5	6	0
	1995	12	7	74	1	5	6	0
	2000	14	0	75	3	5	6	0
	2005	13	0	75	2	5	6	0

	2010	12	7	75	1	5	6	0
	2015	12	12	75	1	6	6	0
	2020	13	0	75	13	6	6	0
	1985	1311	0	88	143	623	545	0
	1990	1309	0	88	113	656	540	0
	1995	1316	0	88	145	598	573	0
FES	2000	1268	0	88	114	611	543	0
Montana	2005	1227	0	88	128	590	509	0
	2010	1249	0	88	123	598	528	0
	2015	1314	0	88	150	638	526	0
	2020	1226	0	88	163	625	508	0
	1985	6207	0	89	749	3634	1824	0
	1990	5473	0	90	679	3264	1530	0
	1995	5319	0	90	610	3212	1497	0
FES	2000	5605	0	90	639	3287	1679	0
Submontana	2005	6238	0	90	721	3678	1839	0
	2010	5981	0	90	741	3541	1699	0
	2015	6766	0	90	867	4135	1764	0
	2020	7139	0	90	1010	4221	1908	0
	1985	1503	0	94	331	980	191	1
	1990	1355	0	94	296	908	150	1
	1995	1334	0	94	269	894	170	1
FES Terras	2000	1383	0	94	288	909	185	1
Baixas	2005	1540	0	94	368	979	192	1
	2010	1600	0	94	344	1046	209	1
	2015	1882	0	94	413	1241	227	1
	2020	2015	0	94	483	1306	225	1
	1985	21	11	73	0	14	7	0
	1990	32	0	71	8	15	9	0
	1995	21	13	72	0	13	8	0
FOD	2000	21	4	76	1	13	10	0
Altomontana	2005	22	7	76	1	14	7	0
	2010	21	6	76	1	13	7	0
	2015	21	6	76	1	13	7	0
	2020	21	5	76	1	11	9	0
	1985	439	1	91	69	190	158	22
	1990	402	1	91	39	197	147	19
	1995	449	1	91	57	204	172	16
FOD	2000	460	1	91	53	219	178	10
Montana	2005	414	1	91	39	197	162	16
	2010	436	1	91	45	199	175	17
	2015	448	1	90	58	223	167	0
	2020	441	1	90	47	212	176	0

	1985	1619	1	91	271	846	498	4
	1990	1575	1	92	232	881	460	2
	1995	1526	1	92	223	831	461	1
FOD	2000	1545	1	91	228	841	470	6
Submontana	2005	1524	1	92	237	805	477	5
	2010	1505	1	91	212	795	492	6
	2015	1577	1	91	257	824	493	3
	2020	1548	1	91	257	801	486	4
<hr/>								
	1985	1080	1	82	266	693	121	0
	1990	992	1	81	258	622	112	0
	1995	1021	1	82	230	677	114	0
FOD Terras	2000	996	1	80	229	767	131	0
Baixas	2005	1005	1	80	230	655	120	0
	2010	1035	1	81	242	671	122	0
	2015	1232	1	83	306	786	140	0
	2020	1259	1	80	309	810	140	0

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 7 Métrica da paisagem, distância ao fragmento mais próximo- ENN para as fisionomias da Mata Atlântica, presentes nas regiões Norte e Noroeste Fluminense no período de 1985 à 2020.

	Número total de fragmentos	Distância (m)		Categorias - ENN			
		Min	Max	60 - 500	>500- 2000	>2000	
	1985	12	90	2605	4	6	2
	1990	12	90	2605	4	6	2
	1995	12	90	2634	4	6	2
FED	2000	14	60	2634	7	5	2
Submontana	2005	13	120	2634	6	5	2
	2010	12	120	2634	4	6	2
	2015	12	90	2634	4	6	2
	2020	13	60	2634	5	6	2
<hr/>							
	1985	6207	60	5520	5352	842	13
	1990	5473	60	5520	4568	890	15
	1995	5319	60	4956	4400	904	15
FES	2000	5605	60	5298	4690	902	13
Submontana	2005	6238	60	5298	5384	840	14
	2010	5951	60	4119	5047	926	8
	2015	6766	60	4144	5858	895	13
	2020	7139	60	6127	6298	830	11
<hr/>							
	1985	1311	60	16019	1214	73	14
	1990	1.309	60	16019	1217	81	11
	1995	1.316	60	15925	1221	81	14
FES Montana	2000	1.268	60	15925	1162	92	14

	2005	1227	60	15925	1127	87	13
	2010	1249	60	15925	1134	103	12
	2015	1314	60	15925	1217	88	9
	2020	1.296	60	15925	1204	80	12
	1985	1503	60	14351	1125	337	41
	1990	1355	60	10080	1038	265	52
	1995	1334	60	7388	1027	255	52
FES Terras Baixas	2000	1383	60	13233	1039	297	47
	2005	1540	60	6941	1202	291	47
	2010	1600	60	11384	1244	311	45
	2015	1882	60	7091	1452	378	52
	2020	2015	60	11620	1588	388	39
	1985	21	85	1549	15	6	0
	1990	32	67	9293	28	3	1
	1995	21	60	1549	15	6	0
FOD Alto Montana	2000	21	67	1549	17	4	0
	2005	22	60	1549	18	4	0
	2010	21	60	1549	17	4	0
	2015	21	60	1549	17	4	0
	2020	21	67	1549	17	4	0
	1985	439	60	4200	408	26	5
	1990	402	60	4200	371	26	5
	1995	449	60	4200	416	26	7
FOD Montana	2000	460	60	4179	430	24	6
	2005	414	60	4179	385	24	6
	2010	436	60	4179	407	25	5
	2015	448	60	4179	421	24	5
	2020	441	60	4179	411	25	5
	1985	1619	60	4453	1500	116	3
	1990	1575	60	2309	1456	116	3
	1995	1526	60	4453	1411	110	5
FOD Submontana	2000	1545	60	4453	1430	111	4
	2005	1524	60	4440	1405	113	5
	2010	1505	60	2370	1392	110	3
	2015	1577	60	3522	1480	93	4
	2020	1548	60	3522	1441	103	4
	1985	1080	60	9751	917	159	4
	1990	992	60	9625	818	166	8
	1995	1021	60	9625	857	155	9
FOD Terras Baixas	2000	991	60	6275	820	171	5
	2005	1005	60	8938	821	176	8
	2010	1035	60	3894	859	171	5
	2015	1232	60	8613	1055	170	7

	<u>2020</u>	1259	60	2818	1065	187	7
--	-------------	------	----	------	------	-----	---

Fonte: Elaborada pela autora (2023).