

Impactos das mudanças de uso e cobertura da terra em fitofisionomias da Mata Atlântica

Patrícia Marques Santos ^I
Claudio Belmonte de Athayde Bohrer ^{II}
Marcelo Trindade Nascimento ^{III}

Resumo: Avaliamos a paisagem das regiões Norte e Noroeste fluminense determinando as mudanças na cobertura florestal por fitofisionomia, utilizando a coleção 6 do MapBiomias (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 mascaram 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.

^I Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.

^{II} Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, Brasil.

^{III} Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.

São Paulo. Vol. 27, 2024

Artigo Original

DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc20220060r1vu2023L1AO>



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 e perturbação por vento; modificações na composição da comunidade, na dinâmica da biomassa, no estoque de carbono e maior susceptibilidade a incêndios. Esses efeitos 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), o que resultaria em perdas 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 hotspot 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 composta por atividades agropecuárias (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 agricultura extensiva cafeeira e da cana 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 inóspita 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? Qual tipo florestal foi mais afetado com a fragmentação? As áreas de conservação (UCs e APP) são bem representadas nos diferentes tipos fisionômicos?

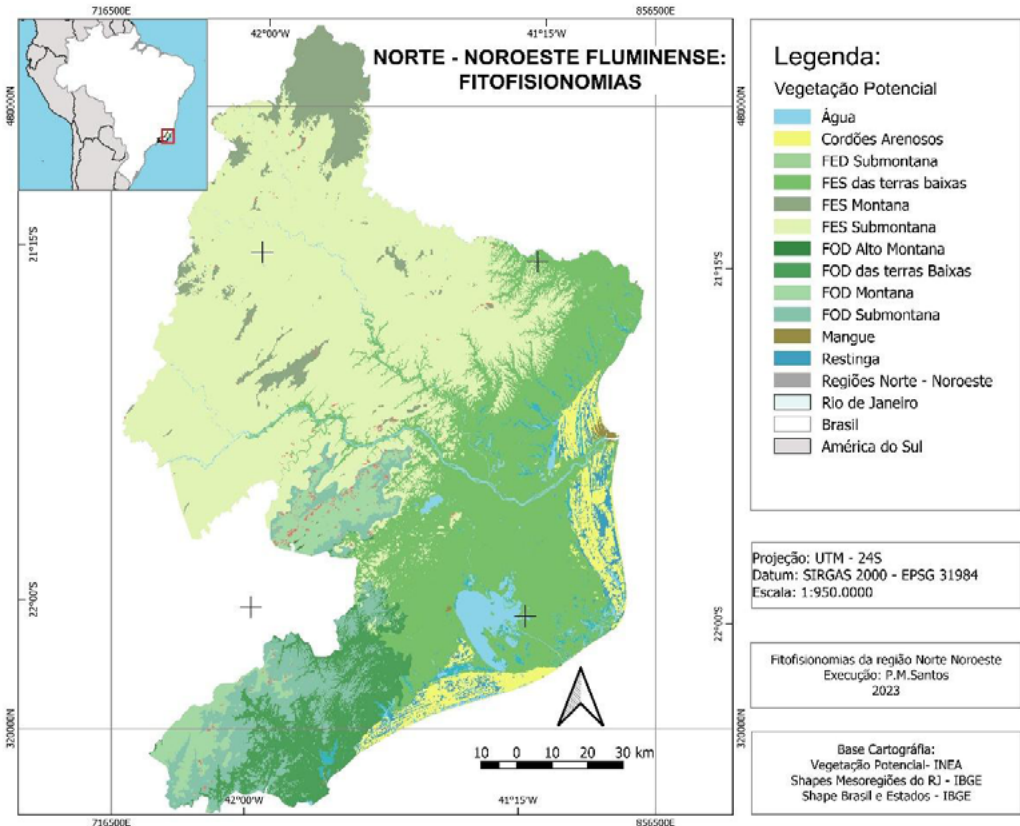
A hipótese central do trabalho é que apesar da fragmentação ser um fator de degradação para todo o bioma, fatores como a intensidade do uso da terra e o tipo de cobertura afetaram de forma distinta as fisionomias florestais da região Norte e Noroeste fluminense.

Material e Métodos

Área de estudo

A área avaliada compreende o Norte e o Noroeste fluminense (1.513.231,64 ha), região na qual predominam as fitofisionomias de Floresta Estacional e Floresta Ombrófila (Figura 1). A região possui duas estações bem definidas, verão como o período mais chuvoso e o inverno, período mais seco do ano. O tipo climático característico é o AW – tropical quente e úmido, com alguns refúgios climáticos associados ao relevo (ALVARES et al., 2013). A precipitação anual média foi de 1082,5 mm referente à série temporal de 1967 a 2013 (BRITO et al., 2017). Os solos predominantes são os argissolos (amarelo, vermelho e vermelho-amarelo), caracterizados por apresentarem o horizonte B textural (EMBRAPA, 2018).

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



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

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

No estudo da dinâmica do uso e cobertura da terra em escala temporal (35 anos) foi utilizada a coleção completa do projeto MapBiomas versão 6 - 1985 a 2020. Maiores detalhes sobre a metodologia podem ser encontrados no site do projeto (PROJETO MAPBIOMAS, 2022).

Para elaboração do mapa de transição, as imagens do MapBiomas (raster), originalmente com 25 classes, foram reclassificadas em 8 classes (Formação Natural, Silvicultura, Formação Natural Não Florestal, Pastagem, Agricultura, Área Urbana, Outras Áreas Não Vegetadas e Água), a fim de facilitar a contagem das mudanças de uso e evitar a influência de possíveis erros de classificação, tendo em vista a extensão do mapeamento original.

A reclassificação foi realizada utilizando a ferramenta do programa QGIS versão 3.22.4 'reclassificação por tabela' (TEAM, 2022). A análise da transição foi realizada em

intervalos de cinco em cinco anos, utilizando o complemento ‘SCP’ que compara dois períodos e determina as mudanças na cobertura do solo pixel a pixel (CONGEDO, 2021). Esta análise foi realizada por fitofisionomia, tipo de Área de Preservação Permanente (APP) e categoria de Unidade de Conservação - UC (proteção integral e uso sustentável). 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).

A área de ocorrência de cada fisionomia foi determinada de acordo com o mapa de vegetação potencial do estado do Rio de Janeiro, elaborado pelo Instituto Estadual do Ambiente - INEA, que propõe a distribuição de cada fisionomia de acordo com a interpolação de variáveis bioclimáticas. Consideramos a distribuição da vegetação apresentada nesse mapa, como a distribuição original do bioma. Os tipos florestais presentes na região são: Floresta Ombrófila Densa Alto Montana; Floresta Ombrófila Densa Submontana; Restinga; Floresta Estacional Semidecidual Montana; Floresta Ombrófila Densa Montana; Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas; Floresta Estacional Decidual Submontana; Floresta Estacional Semidecidual Submontana; Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas (INEA, 2022).

Os tipos de APP consideradas foram: curso d’água, lagos e lagoas naturais, nascentes, topos de morro e encostas, determinadas na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012). Os arquivos shapefiles (vetoriais) das fitofisionomias, tipo de APP e categoria de UC foram obtidos na base de dados do INEA (2022) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas - IBGE, com exceção da APP de curso d’água, produzido especificamente para o leito principal das 5 bacias mais importantes da região (Itabapoana, Macabu, Muriaé, Pomba e Paraíba do Sul) (IBGE, 2021).

Estrutura da paisagem - Métricas da paisagem

Para avaliação da fragmentação florestal, as imagens Mapbiomas foram reclassificadas em áreas de floresta e não floresta. Evitando a redundância, utilizamos o seguinte conjunto de métricas de composição e configuração: área, borda, forma, grau de isolamento, Índice de Área Central (IAC); índice de Forma (IF) e Distância ao vizinho mais próximo (DVP) (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Utilizamos cada fitofisionomia como unidade de recorte da paisagem e medimos os elementos estruturais para cada fitofisionomia na paisagem. Neste trabalho adotamos uma borda de 30 metros, considerando o reduzido tamanho dos fragmentos existentes e que as principais interações ecológicas avaliadas estão neste intervalo (LAURANCE et al., 2018).

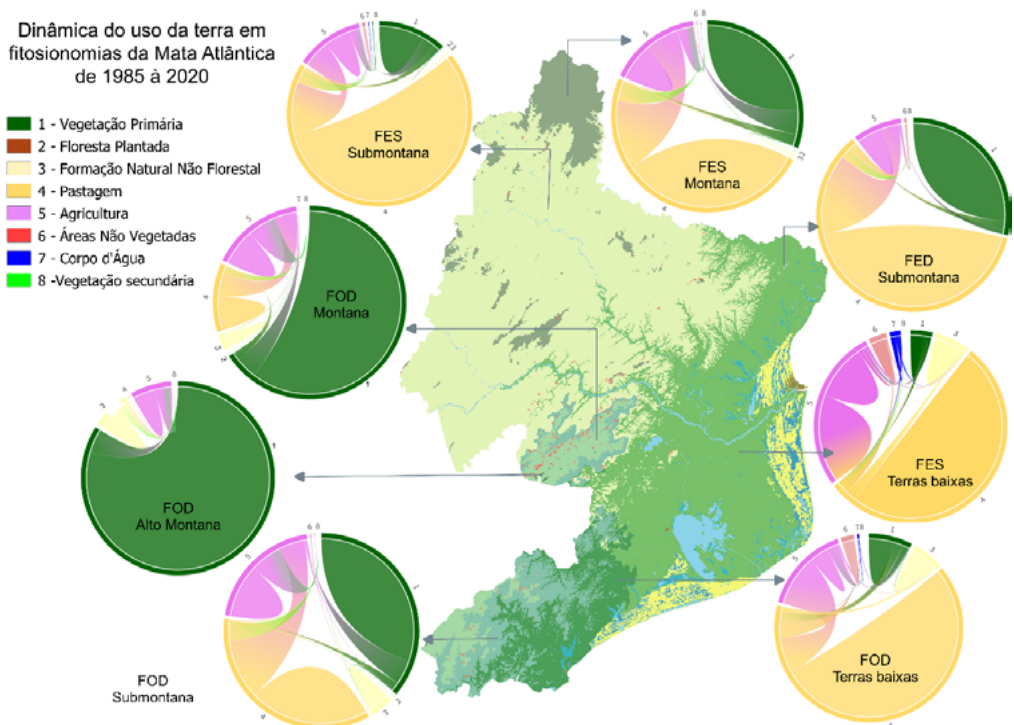
As análises das métricas foram realizadas em ambiente R versão 4.1.1 (TEAM, 2021) utilizando o script elaborado por Vancine, (2020) e os pacotes ‘LandscapeMetrics’; ‘sf’; ‘raster’; ‘rgdal’; ‘fasterize’; ‘landscapetools’; ‘tmap’; ‘patchwork’; ‘broom’; ‘bbmle’ e ‘tidyverse’.

Resultados

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 (INEA 2022). 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 mantendo 88% de sua cobertura original. (Figura 2).

Figura 2 Dinâmica da cobertura da terra em fitofisionomias da Mata Atlântica nas regiões Norte e Noroeste fluminense no período de 1985 a 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



Fonte: Dados MAPBiomias e INEA (2022). Figura elaborada pela autora (2023).

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 2). 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 (Tabela 1).

Tabela 1 Evolução das áreas dos diversos usos encontrados nas fitofisionomias da Mata Atlântica nas regiões Norte e Noroeste fluminense no período de 1985 à 2020. As cores fazem referência à dinâmica apresentada na figura 2. A área é dada em hectares por período de cinco anos

| Classe | 1985 | 1990 | 1995 | 2000 | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 |
|----------------------------------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1 Formação Natural | 185.46 | 173.39 | 169.663 | 171.85 | 181.48 | 178.16 | 189.96 | 196.62 |
| 2 Silvicultura | 57 | 39 | 38 | 41 | 44 | 24.2 | 43.9 | 47.3 |
| 3 Formação Natural Não Florestal | 60.84 | 65.50 | 53.67 | 74.03 | 67.38 | 63.25 | 74.30 | 80.37 |
| 4 Pastagem | 964.63 | 953.67 | 957.88 | 944.65 | 899.89 | 926.37 | 918.92 | 901.99 |
| 5 Agricultura | 215.25 | 234.67 | 238.39 | 235.61 | 276.58 | 252.10 | 241.65 | 242.83 |
| 6 Outras áreas Não Vegetadas | 27.96 | 26.54 | 28.85 | 24.75 | 19.44 | 21.67 | 19.99 | 18.26 |
| Área urbana | 12.92 | 16.96 | 19.44 | 22.62 | 24.81 | 26.21 | 28.29 | 29.16 |
| 7 Água | 43.73 | 40.08 | 42.92 | 37.20 | 41.20 | 42.84 | 37.29 | 41.12 |
| 8 Vegetação secundária | | 8.09 | 13.97 | 19.32 | 27.10 | 31.67 | 36.33 | |

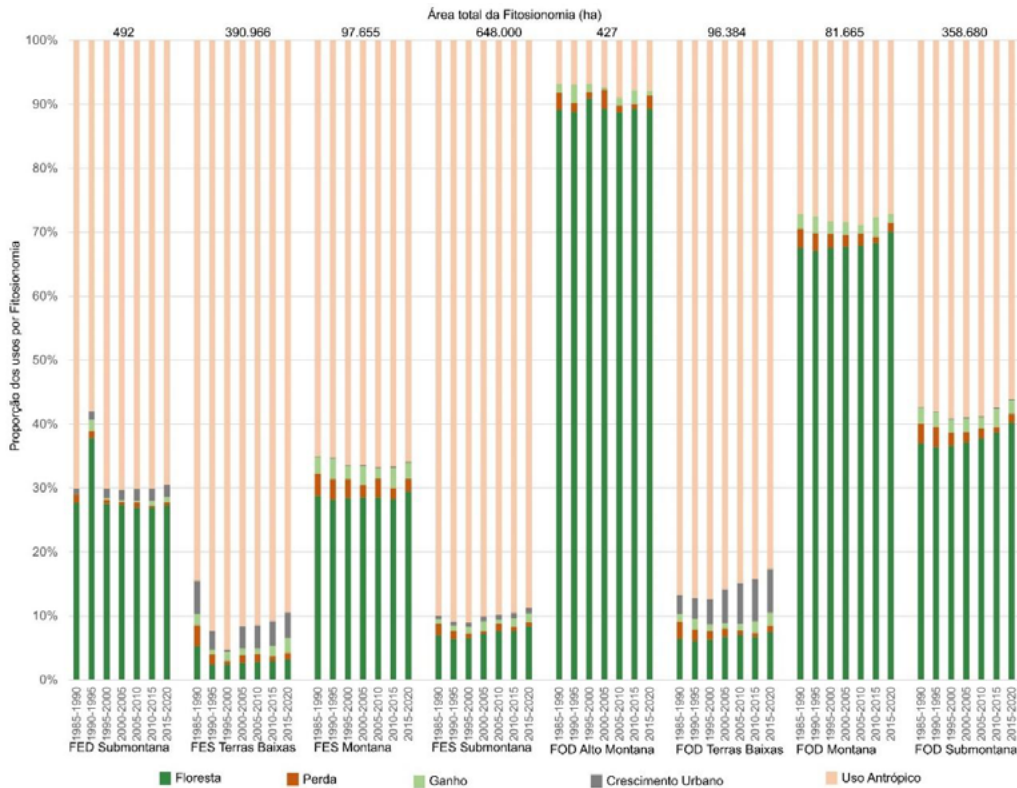
Fonte: Elaborada pela autora (2023).

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 florestal (Figura 2). Contudo, a formação que apresentou maior perda de área absoluta foi a FES Submontana, com 585 mil hectares até 1985, considerando o mapa do INEA (2022) como a vegetação original do bioma, e mais 46.300 hectares até 2020 (Figura 3).

Um equilíbrio aparente entre as perdas e os ganhos de floresta de 1985 a 2020 foi observado (Figura 3), 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 3). 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 3). 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 3 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). A área é dada em hectares



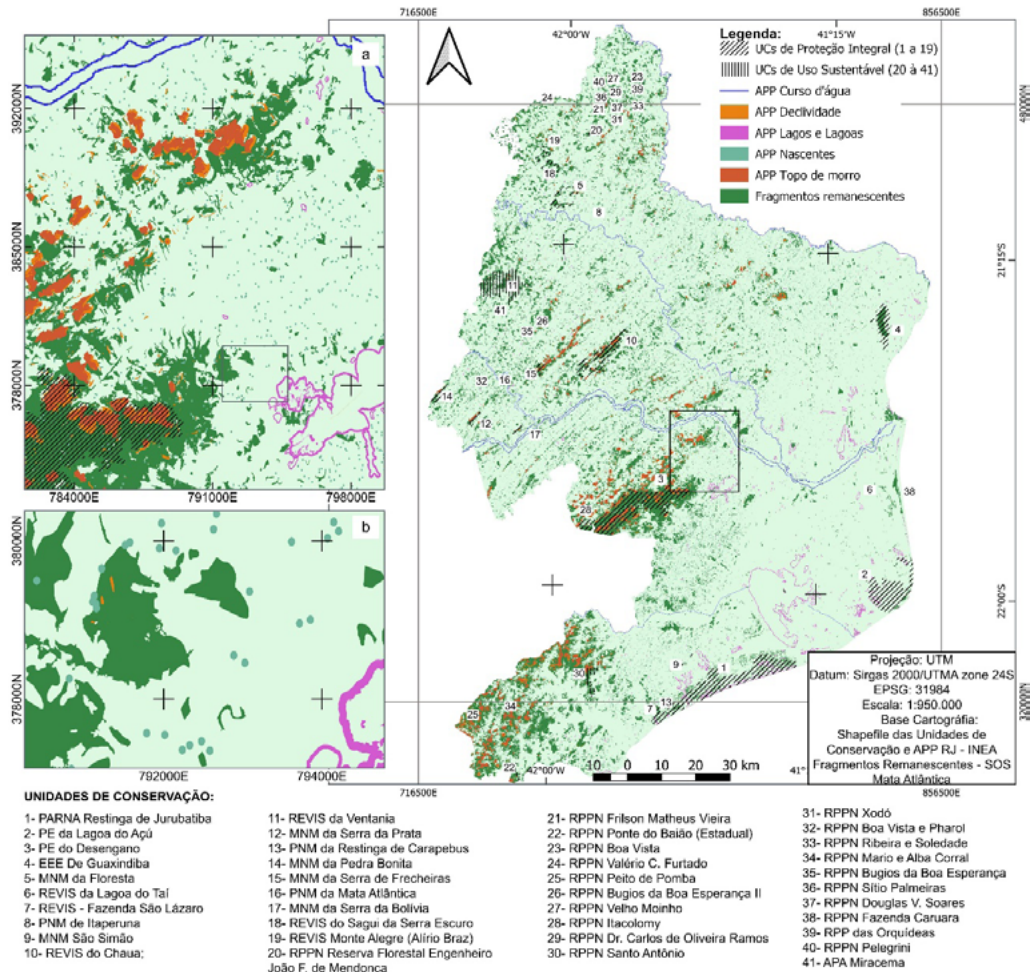
Fonte: Elaborada pela autora (2023).

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 (Suplemento 1). 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 consequentemente, 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 4). Entretanto, nas

UCs apenas 73% da área corresponde a floresta, e para piorar o cenário os resultados indicaram a ocorrência de perda florestal em UCs de Proteção Integral (1,7%, 915 ha) e de Uso Sustentável (2,6%, 315 ha), considerando as APP até 1985 as perdas 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 4 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).

Estrutura da paisagem

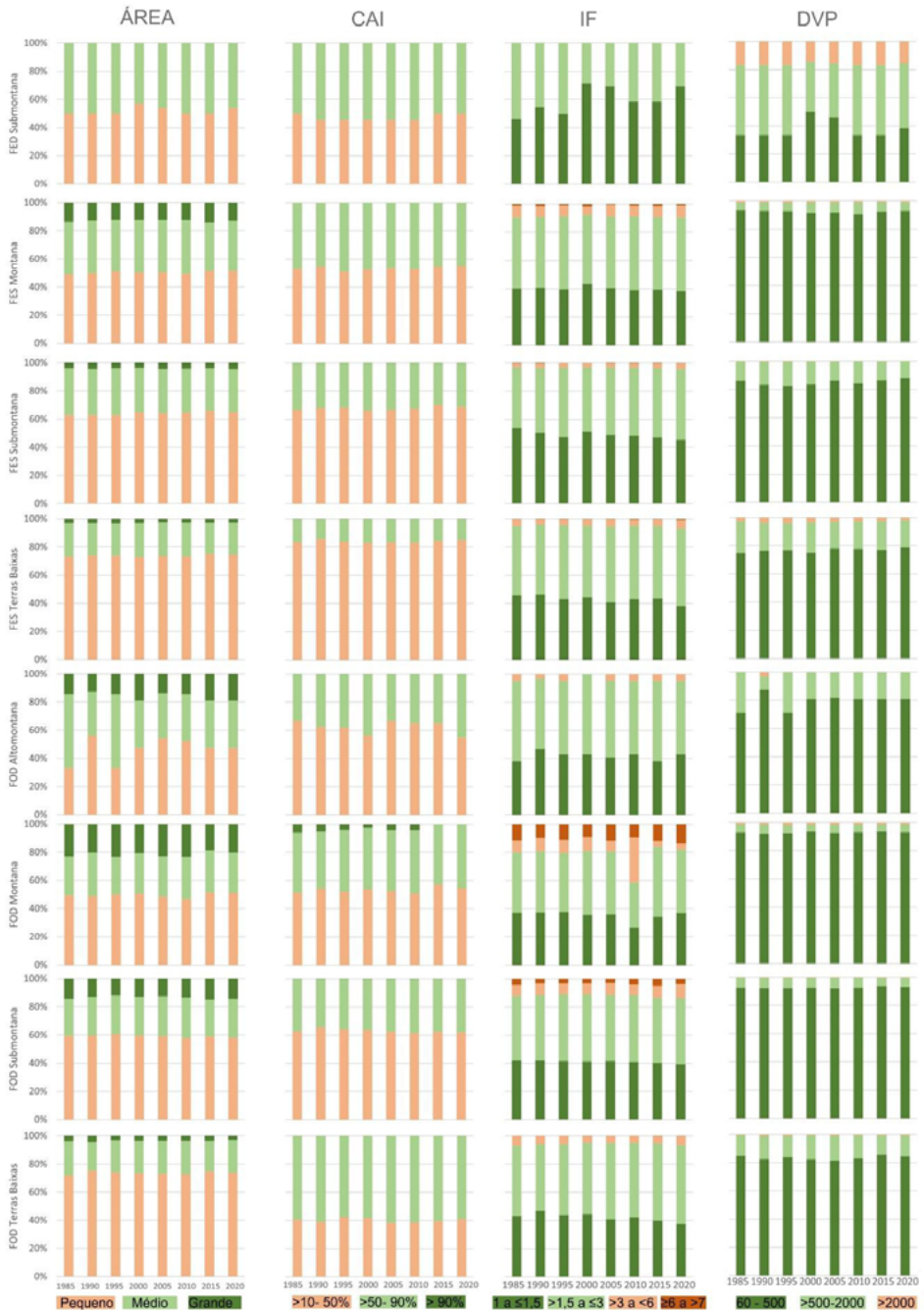
Considerando as métricas de paisagem, como área do fragmento, em conjunto com os índices IAC, IF e DVP, constatamos que as fitofisionomias do Norte e Noroeste fluminense encontram-se extremamente fragmentadas e que a maioria de seus fragmentos,

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) (Suplemento 2), sendo observado, entre 1985 e 2020, o 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 (Suplemento 3). 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) (Suplemento 4). 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 5).

Figura 5 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; **CAI**- Índice de área central; **IF**- Índice de forma; **DVP**- Distância ao vizinho mais próximo



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

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 perda de áreas de pastagem, que no período apresentou uma redução de 6,5 %, com perda de 62.644 ha, ora à perda de áreas florestais.

Técnicas de criação de gado estabelecidas mais recentemente possibilitam o aumento do rebanho sem necessariamente aumentar a área destinada a pastagens. Dias-Filho (2016) avaliou o histórico da criação de gado no Brasil e aponta essa tendência como resultado de ajustes na lotação (cabeças de bovinos/hectare de pastagem); crescente substituição das pastagens naturais por pastagens plantadas; e da 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 ociosa. Estima-se que a produtividade atual gira em torno de 32 a 34% do que seria o potencial total a ser alcançado. Assim, utilizando técnicas atuais de plantio e produção, seria possível destinar para restauração mais de 18 milhões de hectares, apenas no Bioma Mata Atlântica, sendo esse um exemplo de estratégia facilmente aplicável à região analisada neste estudo.

Enquanto nos anos anteriores a 1985 a pastagem foi a principal causa de modificação da paisagem (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, bem como em áreas inalcançáveis para a agricultura, como a FOD Montana e Altomontana (LOPES et al., 2018; PETRONI; SIQUEIRA-GAY; GALLARDO, 2022). Na região avaliada neste estudo observamos maior crescimento urbano em Campos dos Goytacazes, cuja população dobrou de 1980 a 2010 e alcançou densidade demográfica atual de 115 hab/km², segundo censo de 2010 (IBGE, 2022a) (ROCHA; PONTES; SIQUEIRA, 2018).

Em um estudo feito em 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, em termos mundiais, foi a agricultura para commodities (plantação de soja, cana) e a pecuária de corte (criação de gado). Nossos resultados corroboram estas considerações ao demonstrar que criação de gado e agricultura ocuparam 85% da paisagem, dados também corroborados por Lopes et al. (2018). Contudo destacamos que o crescimento urbano é uma ameaça para os remanescentes da Mata Atlântica na região (ROSA et al. 2021).

Dentre as fitofisionomias avaliadas, as regiões cobertas por FOD Submontana e Montana mantiveram parte significativa da cobertura natural do solo, provavelmente devido à dificuldade e custo econômico da conversão dessas áreas para agricultura (LOPES et al., 2018; RIBEIRO et al., 2009). O relevo da Mata Atlântica é um importante condicionante tanto do desmatamento quanto da regeneração florestal. Rezende et al. (2015) demonstraram que áreas mais inclinadas são mais favoráveis à regeneração, enquanto áreas mais planas são mais suscetíveis ao desmatamento, tendo em vista que 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, com 1.400 fragmentos florestais cobrindo menos de 3% da área. A maioria dos fragmentos têm menos que 5 ha, e apenas 30 fragmentos apresentam mais de 50 ha. Como consequências da degradação ocorre o esgotamento de serviços ecossistêmicos, fortemente afetados pela mudança de uso da terra, como o provimento de água e regulação da temperatura local e regional. Estima-se que a cada 25% de área convertida em uso antrópico ocorre o aumento de 1 grau Celsius na temperatura local (METZGER et al., 2009; PETRONI; SIQUEIRA-GAY; GALLARDO, 2022; WANDERLEY et al., 2019). Na região de estudo, alguns pesquisadores têm 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, promovidas principalmente por atividades humanas (ANDRÉ et al., 2008;

BOHN et al., 2013).

A configuração espacial atual da FES das Terras Baixas é extremamente preocupante. Ações para recuperação desta área exigem atitudes governamentais efetivas, tanto na aplicação da legislação já existente quanto na ampliação do número de projetos de restauração ecológica em execução. A restauração das áreas de APP e RL, obrigação prevista em Lei (BRASIL, 2012), já 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 florestal da região. Strassburg et al. (2016) chamam a atenção para a importância da regeneração natural como uma ferramenta de baixo custo e alto impacto, com benefícios ecológicos e sociais significativos (REZENDE et al., 2015). É importante destacar que a região é dominada por áreas de regeneração efêmera, onde o processo de regeneração natural é iniciado, contudo é interrompido por um novo ciclo de corte (PIFFER et al., 2022).

Áreas restauradas ou regeneradas são importantes sumidouros de carbono. 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 com a total restauração desse passivo ambiental ainda assim a paisagem do Norte e Noroeste fluminense não chegaria a 30% de cobertura florestal, o mínimo 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 avaliam 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 nas fitofisionomias estudadas é também consequência da falta de UCs ou áreas destinadas à proteção de remanescentes na região. A FES Submontana, paisagem que mais perdeu área absoluta, embora apresente maior número de fragmentos grandes, é uma das fitofisionomias do Norte e Noroeste fluminense mais carente de UCs e cuja proteção ainda é precária (INEA, 2014), apesar da alta prioridade para conservação (SCARANO et al., 2009).

Grandes fragmentos associados 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. De Lima et al. (2020) ressaltam a importância das UCs de proteção integral para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, segundo os quais quanto maior a área e seu nível de proteção, menores são as perdas induzidas pela ação humana. Esta correlação é corroborada 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) demonstraram que o entorno das UCs também são elementos importantes para a manutenção da conectividade dessas áreas na paisagem e conservação dos serviços ecossistêmicos (PETRONI; SIQUEIRA-GAY; GALLARDO, 2022) imprescindíveis 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 bem estruturado para reduzir o desmatamento e regulamentar a restauração de áreas degradadas (BRANCA-LION 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 fragmentos, hoje presentes na paisagem (ATHAYDE et al., 2022; BARBOSA; ALVES; GRELLE, 2021; SILVA; FEARNESIDE, 2022; VALE et al., 2021)

A aparente estabilidade nas perdas de vegetação na Mata Atlântica foi recentemente descrita por Rosa et al. (2021). Estes autores esclarecem que os ganhos de vegetação secundária podem compensar as perdas de vegetação mais antiga em termos quantitativos, mas não em termos qualitativos, 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, alertamos para urgência na implementação de novas UCs e para o estabelecimento de novos projetos de restauração das APPs e áreas de RL, nas regiões Norte e Noroeste fluminense, tendo em vista as graves ameaças ao Bioma Mata Atlântica, um dos mais importantes hotspots do mundo, abordadas no presente trabalho. A demora na implementação de medidas como as sugeridas anteriormente já apresenta consequências negativas para a conservação destas fitofisionomias e seus serviços ambientais.

Conclusões

Embora a Mata Atlântica possua um histórico de fragmentação em toda sua extensão, foi evidenciado pela análise temporal (1985 a 2020) que nas regiões Norte e Noroeste fluminense existem fitofisionomias mais intensamente afetadas que outras, sendo a FES das Terras Baixas a mais afetada. Do ponto de vista estrutural, esta fisionomia possui maior número de fragmentos pequenos; áreas sob efeito de borda, e maior distância entre fragmentos. Este resultado confirma nossa hipótese central de que as fisionomias da região seriam impactadas de forma diferente, a depender da intensidade de uso e formas de ocupação do solo.

As regiões Norte e Noroeste fluminense compreendem grandes extensões de

áreas prioritárias 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, principalmente para a FES Submontana, fitofisionomia predominante na região.

É importante considerar que a região possui um enorme passivo ambiental que pode ser convertido em melhorias nas condições dos fragmentos remanescentes e promoção da conectividade da paisagem. Conforme foi mencionado anteriormente, 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, os processos de regeneração em vegetação secundária não se completam, 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 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 o que prevê a Lei da Mata Atlântica.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ). Marcelo Trindade Nascimento conta com o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Brasil (CNPq: 305617/2018-4) e da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ E-26/202.855/2018). Agradecemos à Cristiane Marques Santos e revisores anônimos, pelas críticas e sugestões ao manuscrito.

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. **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/12651.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** 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 Efetivo pecuária – Bovinos 1974 a 2017**. Disponível em: http://arquivos.proderj.rj.gov.br/sefaz_ceperj_imagens/Arquivos_Ceperj/ceep/dados-estatisticos/series-historicas/excel/cope/1.2.0%20Prod%20Agro%20-%20Pecu%C3%A1ria/Tab%201.2.0.22.html. Acesso em: 6 jun. 2022b

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 Cam-**

pestres. **Técnicas e Manejo de Coleções Botânicas. Procedimentos para Mapeamentos.** [s.l.: s.n.].

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

IBGE. **Downloads | IBGE Bacias Hidrográficas 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_DHN250/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. Consequências 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*, 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. . *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; FEARNSSIDE, 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, Vienna, Austria 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.

Links suplementos:

Suplemento 1

https://docs.google.com/document/d/10ARnJFOq-I9dzNqcn5t2-Eiyc_z2Ro7z/edit?usp=sharing&oid=107837079258265063119&rtpof=true&sd=true

Suplemento 2

https://docs.google.com/document/d/12Y-K5Ps6MgruCN4-5YSr7taAuXZ-5JyI/edit?usp=share_link&oid=107837079258265063119&rtpof=true&sd=true

Suplemento 3

https://docs.google.com/document/d/12UgUR9MqgFu6UKG3_puRNMxWAB1pKFRi/edit?usp=share_link&oid=107837079258265063119&rtpof=true&sd=true

Suplemento 4

https://docs.google.com/document/d/12Wob3PQcXvsAbQpiq4XdWfa_tYdYoJ2_/edit?usp=share_link&oid=107837079258265063119&rtpof=true&sd=true

Patrícia Marques Santos

✉ pat.marques.s@hotmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9700-796X>

Submetido em: 17/11/2022

Aceito em: 22/11/2023

2024;27:e01701

Claudio Belmonte de Athayde Bohrer

✉ cbohrer@id.uff.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1217-5006>

Marcelo Trindade Nascimento

✉ mtn@uenf.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4492-3344>

Impactos de los cambios en el uso y la cobertura del suelo en las fitofisionomía del Bosque Atlántico

Patrícia Marques Santos
Claudio Belmonte de Athayde Bohrer
Marcelo Trindade Nascimento

Resumen: Evaluamos el paisaje de la región Norte y Noroeste de Río de Janeiro, determinando los cambios en la cobertura forestal por fitofisionomía, utilizando la colección MapBiomias 6. Trabajamos en ambiente R y en QGIS. Entre las fitofisionomías, los Bosques de Tierras Bajas presentaron mayores pérdidas de área hasta 1985 (93%), volviéndose altamente fragmentados y aislados en el paisaje. Entre 1985 y 2020, hubo poca pérdida de cobertura forestal. Sin embargo, este resultado es el resultado del balance de ganancias de vegetación secundaria que cubre las pérdidas de vegetación madura, con pérdidas para la biodiversidad. El principal impulsor de la pérdida de vegetación fue la agricultura y la ganadería y actualmente menos del 8% de la vegetación está protegida. El retraso en la creación de las UC y la restauración de las APP tendrá graves y negativas consecuencias para la conservación de la vegetación de la región.

Palabras-clave: Fragmentación; Bosques tropicales; Fisionomías; métricas del paisaje; Conservación.

São Paulo. Vol. 27, 2024

Artículo original

Impacts of land use and land cover changes in phytophysiognomies in the atlantic forest

Patrícia Marques Santos
Claudio Belmonte de Athayde Bohrer
Marcelo Trindade Nascimento

Abstract: We evaluated the landscape of the North and Northwest of Rio de Janeiro, determining changes in forest cover by phytophysiognomy using collection 6 of MapBiomas (1985-2020). We worked in the R environment and QGIS. Among the phytophysiognomies, 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.

São Paulo. Vol. 27, 2024

Original Article

Keywords: Fragmentation; Tropical forests; Physiognomies; Landscape metrics; Conservation.