

**FABIANE CAROLYNE SANTOS**

**PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS NA MATA ATLÂNTICA PERIURBANA:  
IMPACTOS NO ECOSSISTEMA E NA ASSEMBLEIA DE PLANTAS**

**RECIFE  
Pernambuco – Brasil  
Junho – 2018**

FABIANE CAROLYNE SANTOS

PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS NA MATA ATLÂNTICA PERIURBANA: IMPACTOS NO  
ECOSSISTEMA E NA ASSEMBLEIA DE PLANTAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais, Área de Concentração: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Florestais.

Orientadora:

Prof.<sup>a</sup> Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva

Coorientadoras:

Prof.<sup>a</sup> Dra. Helena de Godoy Bergallo

Prof.<sup>a</sup> Dra. Isabelle Maria Jacqueline Meunier

**RECIFE**  
**Pernambuco – Brasil**  
**Junho – 2018**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE  
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

S237p Santos, Fabiane Carolyne  
Perturbações antrópicas na Mata Atlântica periurbana:  
efeitos no ecossistema e na assembleia de plantas / Fabiane  
Carolyne Santos. – 2018.  
71 f.: il.

Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.

Coorientadores: Helena de Godoy Bergallo; Isabelle  
Maria Jacqueline Meunier.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de  
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação Nacional de Mestrado  
Profissional em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2018.

Inclui referências e apêndice(s).

1. Ecologia urbana 2. Mata Atlântica 3. Biomassa  
4. Biodiversidade 5. Florestas tropicais I. Silva, Ana Carolina  
Borges Lins e, orient. II. Bergallo, Helena de Godoy, coorient.  
III. Meunier, Isabelle Maria Jacqueline, coorient. IV. Título

CDD 634.9

**FABIANE CAROLYNE SANTOS**

**PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS NA MATA ATLÂNTICA PERIURBANA:  
IMPACTOS NO ECOSISTEMA E NA ASSEMBLEIA DE PLANTAS**

**APROVADA em 08/06/2018**

**Banca examinadora:**

---

Dra. Ladvânia Medeiros do Nascimento  
Jardim Botânico do Recife  
Membro Titular

---

Dra. Mayara Maria de Lima Pessoa  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Membro Titular

**Orientadora:**

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

**RECIFE  
Pernambuco – Brasil  
Junho – 2018**

**DEDICO**

*A todos que anseiam e lutam por um presente e um futuro melhor na nossa grande casa – a Terra.*

## AGRADECIMENTOS

Escrever esta seção é um exercício de voltar no tempo e lembrar com carinho de todos que colaboraram para que eu pudesse atingir esse objetivo... e como há beleza nesse processo! Muitas pessoas foram extremamente relevantes para o nascimento dessa dissertação, e agradeço profundamente a cada uma delas. Gostaria de listar algumas pessoas a quem quero agradecer:

Aos meus pais, Luciane Belo e Fábio Lima, por todo o carinho, amor, compreensão e palavras de motivação. Sei que sair de casa com o objetivo de amadurecer e poder me dedicar mais ao mestrado não foi fácil para nós. Mas vocês são verdadeiras fortalezas, dispostos a me ajudar sempre que preciso. Meu amor por vocês é imensurável, obrigada por tudo. Ao meu irmão, Heitor Santos, que é um amuleto de sorte na minha vida. Eu sei que jamais estarei sozinha, pois tenho você caminhando comigo. Às minhas famílias, materna e paterna, por todo o suporte e torcida pelo meu sucesso.

À minha “mãe acadêmica”, orientadora e tutora, Prof.<sup>a</sup> Ana Carolina Lins e Silva. Minhas palavras são sempre muito limitadas para definir toda a sua importância na minha vida, amadurecimento e desejo de ir além. Obrigada por todos os momentos divididos, pela atenção, gentileza e comprometimento. Você sempre será o modelo de profissional que desejo alcançar: uma mulher extremamente competente, honesta e inteligente. Muito, muito obrigada por não desistir de mim quando andei pra baixo, desmotivada. A sua sabedoria e energia positiva sempre me guiam nas decisões mais importantes.

Aos meus amigos queridos, peças essenciais nessa caminhada. Pedro Sena, Monara Fonseca, Isabela Souto Maior, Luana Pessoa, Luiz Eduardo Alves, Paulo Paixão, Flávio Moraes, Marcionillo Pedrosa, Gustavo Patriota, Mayra Couto, Paula Mendes, Túlio Wanderley, Theo Wanderley, Demétrius Malafaia, Renan Victor, Clarissa Leal, Juliane Hora, Elton Nunes, Diego Ferrão e tantos outros: saibam que, sem vocês, o caminho teria sido muito mais pedregoso. Agradeço por todos os momentos de troca de conhecimento, discussão, risada, aprendizado e desabafo. Também agradeço a Rogério Wanderley por todo o carinho e amor que você despendeu durante todo esse processo. Sua sensibilidade e cuidado sempre ficarão em minha memória e coração. Não preciso tentar explicar o quanto amo vocês, pois acredito que ações mostram muito mais!

Aos integrantes e ex-integrantes do Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE), por terem acompanhado todo esse processo e me ajudado sempre que precisei: Nathan Fonsêca, Lúcia Rodrigues, Isabela Souto Maior, Pedro França, Ingrid Fontes, Marcos Araújo, Manuela Bandeira, Leonardo Siqueira e Rita Airam. Jamais esquecerei os dias de campo, de análise e de estudos em grupo, em que vocês trouxeram leveza e positividade na jornada!

Aos amigos da turma 2016.1 da Pós-Graduação em Ciências Florestais: Anderson Silva, João Tanajura, Ane Fortes, Gabriela Salami, Paulo Fernando, Jéssica Oliveira, Nélio Domingos e Suellen Gomes, pelo companheirismo, trocas e ensinamentos. Tenho uma imensa admiração por cada um de vocês, saibam que vocês me motivaram em muitos momentos! Obrigada por me

darem um empurrãozinho – aprendi com vocês a nunca duvidar da nossa capacidade de aprender e progredir sempre, principalmente quando contamos uns com os outros.

A Marcos Chagas (Marquinhos), pela imensa sabedoria e presteza para a colaboração no campo. A sua energia positiva tornou cada dia de campo, meu e de Isabela, muito mais fáceis de lidar. Agradeço por sempre nos receber com um sorriso aberto e gentileza Você foi essencial!

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UFRPE, por todo o conhecimento compartilhado ao longo do caminho. Foi muito prazeroso mergulhar neste universo das Ciências Florestais e aprender tanto com cada um de vocês. Me senti muito acolhida! Também agradeço ao Prof.º Thiago Gonçalves, por toda a colaboração no processo de análise e delineamento das perguntas, hipóteses e previsões desse trabalho. Você é um exemplo de profissional competente e apaixonado pelo que faz, é uma verdadeira inspiração para mim.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, minha segunda casa, por todo o apoio desde a graduação até o fechamento deste ciclo. Aos integrantes do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) – Rede Mata Atlântica pela colaboração com os dados utilizados para análise, além de todo o apoio técnico. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Coordenação Nacional de Desenvolvimento Científico, pela concessão da bolsa que permitiu a realização dessa pesquisa.

À todos aqueles que contribuíram para que eu chegasse até aqui, satisfeita com o produto de dois anos de estudos e trabalho. Cada pessoa que me deu palavras de incentivo, curiosidade e positividade será sempre lembrada, pois guardarei na memória e no coração (e minha memória é boa, hein?!).

Cada palavra que escrevo aqui tem muito amor em cada letra. Recebam estes agradecimentos como forma de retribuição por tudo o que recebi de vocês!

Obrigada, de todo o meu coração.

SANTOS, FABIANE CAROLYNE. **Perturbações antrópicas na Mata Atlântica periurbana: impactos no ecossistema e na assembleia de plantas**. 2018. Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva. Coorientadoras: Helena de Godoy Bergallo e Isabelle Maria Jacqueline Meunier.

## RESUMO

As perturbações de origem antrópica, tanto de natureza aguda quanto crônica, têm causado intensas modificações na biodiversidade, funções e serviços ecossistêmicos em florestas tropicais. Embora o impacto de perturbações agudas nos ecossistemas tropicais urbanos e periurbanos esteja bem documentado, pouco se tem estudado a respeito das perturbações crônicas em fragmentos florestais presentes nesse tipo de paisagem. Avaliamos quais e de que formas as perturbações antrópicas crônicas causam impacto sobre a riqueza e diversidade da assembleia de sub-bosque e sobre a biomassa arbórea em uma floresta tropical inserida em uma paisagem fragmentada e periurbana; e de que forma as perturbações estão estruturadas nessa paisagem. A pesquisa foi conduzida em uma remanescente protegido de Mata Atlântica com área total de 1.157 ha, cuja vegetação apresenta três idades de sucessão (madura, regenerante inicial e tardia). Avaliamos 17 indicadores de perturbação antrópica, além da facilidade de acesso ao fragmento, idade na cronossequência e fertilidade do solo. Como resultado, encontramos alta frequência de perturbações em todas as idades: 353,5 pontos.ha<sup>-1</sup> em parcelas de floresta madura, 222,7 nas parcelas em regeneração tardia e 150,7 em parcelas em regeneração inicial. Cerca de 68% dos registros corresponderam ao corte seletivo de madeira e 23% à presença de espécies exóticas/nativas com comportamento potencialmente invasor. Como esperado, as perturbações crônicas causaram impacto significativo sobre a riqueza e composição de espécies do sub-bosque, reduzindo a diversidade local de áreas em regeneração, assim como o estoque de biomassa acima do solo nessas áreas. Os indicadores que apresentaram maior contribuição para os modelos criados foram: i) espécies exóticas/nativas invasoras e ii) trilhas informais para recreação e caminhamento. Também encontramos uma estruturação dos indicadores de perturbações nas idades da cronossequência, indicando a formação de conjuntos distintos de perturbações em função da estrutura florestal e da paisagem, considerando diferentes usos e destinações dos recursos florestais para a população. Tais resultados dimensionam os impactos negativos decorrentes das perturbações crônicas sobre a assembleia de plantas e funções associadas em uma floresta tropical úmida periurbana, em que há alta dependência de populações humanas de baixa renda sobre os recursos naturais. Estas modificações podem levar à secundarização da vegetação madura e homogeneização biótica das áreas em regeneração, devido à intensa presença de espécies com potencial invasor e de processos de reorganização da flora nativa e dominância de espécies pioneiras na sucessão, causando impacto na biomassa arbórea acima do solo. Assim, reforçamos que perturbações crônicas não devem ser negligenciadas e vistas como menos impactantes, sendo necessário que as ações governamentais de proteção aos ecossistemas florestais as integrem como fontes de modificações severas nesses habitats, e que considerem, também, as necessidades da população vivendo no entorno dos fragmentos. Estratégias de uso e gestão sustentável dos recursos florestais devem ser priorizadas para a manutenção da biodiversidade arbórea e funcionamento ecossistêmico dos remanescentes periurbanos da Mata Atlântica, seguindo os preceitos da ecologia urbana.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica, paisagens periurbanas, sub-bosque, biodiversidade, biomassa acima do solo, perturbações antrópicas.



SANTOS, FABIANE CAROLYNE. **Anthropogenic disturbances in the peri-urban Atlantic forest: impacts on ecosystem and plant assemblage**. 2018. Adviser: Ana Carolina Borges Lins e Silva. Committee: Helena de Godoy Bergallo and Isabelle Maria Jacqueline Meunier.

### ABSTRACT

Anthropogenic disturbances, both acute and chronic, have been causing intense changes in ecosystem biodiversity, functions and services in tropical forests. Although the impact of acute disturbances on urban and peri-urban tropical ecosystems is well documented, little has been studied regarding small-scale, chronic disturbances in forest fragments immersed in urban/ peri-urban landscapes. We assessed which and to what extent anthropogenic disturbances causes impact to understory species richness and diversity and tree aboveground biomass in a rainforest belonging to a fragmented and peri-urban landscape; and how disturbances are structured in this landscape. The research was conducted in a 1167-ha protected Atlantic Forest fragment, which has areas in three successional stages (old-growth, early and late regenerating forests). We evaluated 17 indicators of anthropogenic disturbance, besides ease of access to the fragment, forest age and soil fertility. As a result, we found high frequency of disturbances at all ages: 353.5 points.ha<sup>-1</sup> in old-growth forest plots, 222.7 in late regeneration plots, and 150.7 in initial regeneration plots. About 68% of the records corresponded to selective wood harvesting and 23% to the presence of alien or native species with potential invasive behavior. As expected, chronic disturbances had a significant impact on understory species richness and composition, reducing the local diversity of regenerating areas as well as aboveground biomass stock in initial and late regeneration plots. The indicators that presented the greatest contribution to models created were i) alien or native species with potential invasive behavior and ii) informal tracks for recreation and walking. We also found that there is a structuring of disturbance indicators along forest ages, which indicates that distinct sets of disturbances occur as a function of the forest structure and the landscape, considering different uses and destinations of forest to the population. Such results point out the extent of chronic disturbances' negative impacts on the assembly of plants and associated functions in a tropical periurban rainforest, where low-income populations rely heavily on natural resources in an unsustainable way. Such modifications may lead to secundarization of old-growth vegetation and biotic homogenization of regenerating areas, due to either intense occupation by invasive species and proliferation of pioneer species, which promotes impacts on tree aboveground biomass stock. Thus, we emphasize that chronic anthropogenic disturbances should not be neglected and viewed as less impacting, and it is necessary that governmental actions directed to forest ecosystems protection integrate chronic disturbances as sources of severe changes in these habitats. Also, the public government must consider the needs of the population living in the environment of fragments so plans and actions can be effective. Strategies for sustainable management and use of forest resources should be prioritized for the maintenance of tree biodiversity and ecosystem functioning of periurban remnants of the Atlantic Forest, following the precepts of urban ecology.

**Keywords:** Atlantic Forest, peri-urban landscape, understory, biodiversity, above-ground biomass, anthropogenic disturbances.

## SUMÁRIO

	Página
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	12
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	14
2.1. ECOLOGIA E PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS EM PAISAGENS URBANAS E PERIURBANAS .....	14
2.2. FLORESTAS TROPICAIS E PAISAGENS ANTROPIZADAS: CONSEQUÊNCIAS PARA A BIODIVERSIDADE.....	16
2.3. SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS AFETADOS PELA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA: O ESTOQUE DE BIOMASSA ACIMA DO SOLO .....	20
2.4. A MATA ATLÂNTICA.....	22
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	24
3.1. ÁREA DE ESTUDO .....	24
3.2. COLETA DE DADOS .....	26
<b>3.2.1. Módulo RAPELD</b> .....	26
<b>3.2.2. Variáveis explicativas</b> .....	28
3.2.2.1. Fatores antrópicos.....	28
3.2.2.2. Facilidade de acesso .....	30
3.2.2.3. Idade de regeneração .....	31
<b>3.2.3. Variáveis de resposta</b> .....	33
3.2.3.1. Assembleia de plantas .....	33
3.2.3.2. Biomassa arbórea.....	34
3.3. ANÁLISE DE DADOS .....	34
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	37
4.1. AS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS NO PEDI .....	37
4.2. FACILIDADE DE ACESSO E FERTILIDADE DO SOLO .....	44
4.3. RIQUEZA DA ASSEMBLEIA DE SUB-BOSQUE E IMPACTOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA .....	46
4.4. BIOMASSA ACIMA DO SOLO (BAS) NO DOSSEL.....	49
<b>5. CONCLUSÕES</b> .....	53
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	55
<b>APÊNDICES</b> .....	68

## LISTA DE FIGURAS

	<b>Página</b>
<b>Figura 1.</b> Localização do Parque Estadual de Dois Irmãos – Pernambuco – Brasil. ....	25
<b>Figura 2.</b> Módulo RAPELD do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), localizado no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE. Em destaque, a representação de uma das parcelas, sua estrutura e a área de amostragem, de acordo com os estratos. ....	27
<b>Figura 3.</b> Representação do método de obtenção das métricas de distância até a trilha e até a borda mais próxima nas parcelas PPBio no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE. ....	30
<b>Figura 4.</b> Localização das parcelas e classificação da cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco. M: floresta madura; RT: floresta regenerante tardia; RI: floresta regenerante inicial.....	32
<b>Figura 5.</b> Registro de corte seletivo de indivíduo arbóreo em parcela de floresta madura no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE, Brasil. ....	38
<b>Figura 6.</b> Presença de espécies invasoras ( <i>Parodiolyra micrantha</i> (Kunth) Davidse & Zuloaga) e <i>Cyperus rotundus</i> L.) em parcela de regeneração inicial no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco – Brasil. ....	40
<b>Figura 7.</b> Registros de resíduos sólidos (a), queimada associada a corte seletivo (b) e trilhas informais utilizadas para prática de motocross (c, d), encontrados no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE, Brasil. ....	41
<b>Figura 8.</b> Análise de componentes principais (PCA) da variância das perturbações antrópicas em uma cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE, Brasil.....	42
<b>Figura 9.</b> Matriz de correlação entre as variáveis explicativas (perturbações, CTC e facilidade de acesso) selecionadas para o estudo.....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<b>Figura 10.</b> Regressão linear múltipla da riqueza de espécies de sub-bosque em função das variáveis espécies exóticas e nativas com potencial de invasão (a) e trilhas informais (b) no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE.....	47
<b>Figura 11.</b> Regressão linear múltipla da biomassa acima do solo (BAS) da assembleia do dossel em função das variáveis: espécies exóticas e nativas com potencial invasor (a), trilhas informais (b) e capacidade de troca de cátions (c) em uma cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE.....	51

## LISTA DE TABELAS

### Página

<b>Tabela 1.</b> Lista de indicadores de perturbação antrópica selecionados para compor a coleta de dados em campo no Parque Estadual de Dois Irmãos – Pernambuco – Brasil. ....	29
<b>Tabela 2.</b> Registro das perturbações antrópicas encontradas em 10 ha de parcelas em cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE, Brasil.....	37
<b>Tabela 3.</b> Lista de famílias, gêneros e espécies nativas e exóticas com comportamento potencialmente invasor registradas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE, Brasil. ....	39
<b>Tabela 4.</b> Estimativa de biomassa acima do solo (BAS) nas parcelas do módulo RAPELD/PPBio, sítio PEDI, utilizando equação pantropical elaborada por Pearson, Walker e Brown (2013).....	50

## 1. INTRODUÇÃO

Desde a Revolução Industrial, as atividades humanas vêm provocando intensas conversões de cobertura e uso do solo em nível global, reduzindo de forma acentuada a distribuição das paisagens naturais e as transformando em ambientes urbanos ou periurbanos. Tais modificações são consideradas a principal causa da atual crise da biodiversidade, a qual levou ao surgimento da proposta de um novo termo para descrever os últimos séculos: o Antropoceno (CRUTZEN, 2002; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014).

O conceito de “perturbação” pode ser definido como um fenômeno que altera a estabilidade de uma comunidade ou ecossistema. Dentro deste arcabouço, as perturbações antrópicas são aquelas decorrentes de ações humanas (ALBUQUERQUE et al., 2018a). É importante destacar que as perturbações antrópicas variam fortemente com relação à sua natureza, frequência e intensidade (GERSTNER et al., 2014), provocando diferentes efeitos sobre a biodiversidade e serviços associados.

As perturbações antrópicas podem ser agrupadas em dois tipos: agudas e crônicas, sendo a primeira caracterizada como perturbações em que as mudanças de uso da terra são mais drásticas e menos frequentes, com grande perda de biomassa (ex.: desflorestamento e queimadas). Enquanto isso, as perturbações crônicas são descritas como atividades de menor intensidade, que não resultam em mudanças drásticas ou repentinas no habitat, provocando menor perda de biomassa e sendo comumente realizadas em pequena escala, mas com maior frequência (ex.: pecuária, trilhas e retirada de madeira para combustível) (ALBUQUERQUE et al., 2018b; MARTORELL; PETERS, 2005; SINGH, 1998).

Perturbações crônicas são de difícil detecção, porque não modificam a estrutura dos ecossistemas bruscamente e dificilmente podem ser evidenciadas por técnicas de detecção à distância, como uso de sensoriamento remoto. Assim, os impactos causados por estas pressões sobre os ecossistemas ocorrem de forma silenciosa ao longo do tempo, ocasionando modificações críticas para a biodiversidade e o funcionamento ecossistêmico em ecossistemas florestais tropicais (PEREIRA MARINHO et al., 2016; RIBEIRO-NETO et al., 2016; RIBEIRO et al., 2015a).

A intensa degradação dos ecossistemas florestais em decorrência de perturbações antrópicas é registrada de forma recorrente nos biomas distribuídos em países tropicais em desenvolvimento. Tal fato pode ser observado ao verificar a distribuição dos *hotspots* globais de

biodiversidade – ecossistemas em que há alto endemismo de espécies vegetais e, em contrapartida, apresentam menos de 30% de sua cobertura original ainda presente (MITTERMEIER et al., 2011).

Dentre estes biomas tropicais extremamente ameaçados, está a Mata Atlântica, bioma que apresenta, atualmente, cerca de 1.500 espécies vegetais e 380 espécies animais ameaçadas (MARQUES et al., 2016). Devido às constantes perdas e modificações de habitat, a Mata Atlântica se tornou um dos biomas mais frágeis do mundo, num cenário de alta fragmentação e degradação dos ecossistemas, além de diversas perturbações crônicas associadas (DALLABRIDA et al., 2018; TABARELLI et al., 2010).

Este processo é ainda mais intenso no Nordeste do país: na sub-região biogeográfica de Pernambuco, não há nenhum fragmento com tamanho superior a 10.000 ha e apenas 1% da área original de ocorrência do está sob proteção legal (RIBEIRO et al., 2009). Embora a fragmentação e a perda de habitat tenham sido tema de diversas pesquisas no bioma, faz-se urgente o desenvolvimento de pesquisas que focadas nos efeitos e impactos das perturbações antrópicas crônicas, de forma a colaborar para a compreensão do efeito de tais atividades sobre remanescentes florestais inseridos em matrizes urbanas e periurbanas.

Assim, o presente estudo objetivou avaliar quais e de que forma as perturbações antrópicas crônicas têm causado impactos sobre a riqueza e diversidade da assembleia de sub-bosque e sobre a biomassa arbórea em uma floresta tropical inserida em uma paisagem fragmentada e periurbana. Mais especificamente, buscou-se analisar quais fatores (perturbações antrópicas, fertilidade do solo, facilidade de acesso e idade da floresta) podem atuar como potenciais condutores de mudanças nestes componentes; e de que forma as perturbações estão estruturadas na paisagem.

Como predição, esperava-se que o aumento das pressões antrópicas resultaria uma assembleia de sub-bosque com menor riqueza e diversidade de espécies; assim como o potencial de estoque de biomassa arbórea seria progressivamente reduzido. Por fim, este trabalho foi concebido como um diagnóstico que visa ao subsídio de propostas estratégicas de uso e exploração sustentável dos recursos e territórios naturais, de forma a promover o desenvolvimento socioeconômico sem prejuízo à conservação dos ecossistemas pertencentes ao bioma Mata Atlântica.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Ecologia e perturbações antrópicas em paisagens urbanas e periurbanas

A ecologia urbana é uma área nova, porém em acelerado crescimento (NIEMELÄ, 2014; WU, 2014) que pode ser definida como uma ciência interdisciplinar que integra pesquisas de ciências naturais e sociais, tanto fundamentais quanto orientadas para problemas, para explorar e elucidar as múltiplas dimensões dos ecossistemas urbanos (MCDONNELL, 2011).

A ecologia de paisagens está na interface de muitos dos problemas abordados na ecologia urbana e desempenha um papel fundamental na compreensão das respostas da biodiversidade em face às mudanças de uso e cobertura do solo na paisagem (WU, 2012) e, assim, contribui o planejamento de paisagens urbanas e periurbanas, altamente heterogêneas em sua composição (NORTON; EVANS; WARREN, 2016), em um cenário de constantes alterações em nível global decorrentes do processo de urbanização, que afetam não apenas as cidades, mas os ecossistemas próximos e distantes delas (ELMQVIST et al., 2013; PICKETT, 2018).

Em escala fina, a heterogeneidade de uma paisagem pode ser responsável por explicar processos como sucessão ecológica (TURNER, 1989), montagem de comunidades (BUREL, 1992), dispersão de espécies (BAGUETTE et al., 2012; GIBBS et al., 2009) e formação de microhabitats (BOGONI et al., 2013; CHEN et al., 1999). Por outro lado, ao ampliar a escala de estudo, a heterogeneidade pode se relacionar a processos em escala regional e global, tais como dinâmicas de urbanização (WU et al., 2013) e mudanças climáticas (MEYER; RANNO, 2013).

Atualmente, cerca de 55% da população mundial vive em áreas urbanas, e espera-se que este percentual chegue a 68% até 2050 (UNITED NATIONS, 2018), indicando uma tendência global à expansão urbana nas próximas décadas. Consoante a esta tendência, o crescimento populacional também deverá seguir em aceleração nos próximos anos – estima-se o incremento de pouco mais de um bilhão de habitantes até 2030, atingindo a marca de 8,6 bilhões de pessoas (UNITED NATIONS, 2017). Considerando o histórico de modificações da paisagem de origem antrópica, o atual cenário global e as projeções futuras, Seto, Parnell e Elmqvist (2013) argumentam que não é mais possível produzir ciência robusta sem considerar a urbanização – e, por conseguinte, a ecologia urbana –, como uma das principais forças modificadoras dos processos e padrões ecológicos em nível global.

As atuais tendências de urbanização apresentam implicações diretas sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Dentre essas, Seto, Parnell e Elmqvist (2013) destacam

as cinco principais tendências globais: 1) áreas urbanas estão expandindo mais rapidamente que populações urbanas; 2) áreas urbanas modificam o clima local e regional; 3) a urbanização aumenta a demanda por recursos naturais; 4) a expansão urbana tem sido maior próximo a *hotspots* de biodiversidade; e 5) a urbanização influencia a economia verde.

Essas tendências são importantes indicadores dos principais desafios para o planejamento de políticas de desenvolvimento sustentável das cidades que incluam a melhoria de vida de populações urbanas e rurais, e que também contemplem a interface periurbana, especialmente em países em desenvolvimento, pois estas áreas apresentam potencial positivo para lidar com os desafios da expansão urbana de forma sustentável (MUKHERJEE, 2015; UNITED NATIONS, 2018; WANDL; MAGONI, 2016).

Embora não haja ainda um consenso sobre a definição dessa interface, as áreas periurbanas podem ser definidas como espaços híbridos e multifuncionais derivados de um processo caótico de urbanização, quando localizadas em países em desenvolvimento – em especial, no hemisfério Sul (ALLEN, 2014; RAVETZ; FERTNER; NIELSEN, 2013). As áreas periurbanas são normalmente caracterizadas como espaços de transição na interface da paisagem urbana-rural, apresentando um entrelaçamento das características de ambos os sistemas (WANDL; MAGONI, 2016).

Devido à sua natureza transitória, as áreas periurbanas em países em desenvolvimento apresentam uma combinação desordenada e fragmentada de funções urbanas e rurais, sendo objetos de conflito entre as partes interessadas e são erroneamente vistas como áreas dedicadas exclusivamente à expansão urbana (WANDL; MAGONI, 2016). No Brasil, o crescimento da interface periurbana é decorrente da expansão de áreas já existentes de populações de baixa renda. Em cidades inseridas no domínio Mata Atlântica, esses mosaicos heterogêneos de ecossistemas naturais, agrícolas e urbanos (ALLEN, 2014) apresentam indicadores socioeconômicos negativos, caracterizados pelo alto nível de pobreza, analfabetismo e desemprego, com impactos ambientais decorrentes da poluição, desflorestamento e degradação de fragmentos (TORRES; ALVES; DE OLIVEIRA, 2007).

Apesar da importância que apresentam para a manutenção de serviços ecossistêmicos (BARBEDO et al., 2014; LIVESLEY; ESCOBEDO; MORGENROTH, 2016; LOCKE; MCPHEARSON, 2018), as paisagens urbanas e periurbanas expõem urgente necessidade do desenvolvimento de políticas públicas adequadas para este novo sistema, pois, hoje, a forma de



apropriação privada do espaço reforça as desigualdades de qualidade ambiental para as populações (ALLEN, 2014).

Paisagens antrópicas em florestas tropicais, a exemplo da Mata Atlântica, são frequentemente compostas por agro-mosaicos com poucos ou nenhum fragmento com área maior que 500 ha e diversos fragmentos pequenos (<100 ha), configurados de maneira não planejada em matrizes urbanas, rurais (TABARELLI et al., 2012) ou em um *continuum* entre estas matrizes (paisagens periurbanas). Essa estrutura promove a homogeneização biótica (JENERETTE; POTERE, 2010) e a secundarização da comunidade florestal, conduzindo os fragmentos primários e secundários de uma paisagem a um processo de convergência de estrutura na comunidade e funções ecossistêmicas ao longo do tempo (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

Além disso, o processo de urbanização apresenta outros efeitos sobre a biodiversidade da flora e fauna (WU, 2014), podendo aumentar ou reduzir a riqueza de espécies – incluindo espécies exóticas (MCKINNEY, 2008) e reduzir a diversidade de fungos e bactérias no solo e alterações nas redes tróficas (SHOCHAT et al., 2006). Embora estudos que relacionem a provisão de serviços em áreas urbanas e periurbanas estejam em ascensão no mundo (LOCKE; MCPHEARSON, 2018), poucos estão sendo desenvolvidos na América Latina, em especial, no Brasil (HAASE et al., 2014).

Dada a relevância da ecologia urbana para a compreensão dos padrões e processos ecológicos em paisagens antrópicas, é necessário que os planos de conservação contemplem a gestão dos espaços urbanos e periurbanos (ALTAF et al., 2018), baseando-se em princípios (FORMAN, 2016; PICKETT et al., 2017) e propostas de estruturas (*frameworks*) integrativas de ecologia urbana e seus componentes biológicos, sociais e econômicos em diferentes escalas (KATTEL; ELKADI; MEIKLE, 2013; PICKETT et al., 2008, 2017; WU, 2014).

## 2.2. Florestas tropicais e paisagens antropizadas: consequências para a biodiversidade

As florestas tropicais compõem grande parte dos habitats mais diversos no mundo (WHITMORE, 1998). Embora correspondam a uma área de apenas 7 a 10% da superfície terrestre (POORTER et al., 2015), estima-se que cerca de metade da diversidade terrestre global esteja concentrada nestes ecossistemas (MALHI, 2012). Há diversas tentativas de explicar este padrão de alta diversidade, que pode derivar da alta produtividade e energia disponíveis nos

trópicos – a qual corresponde a um terço de toda a superfície terrestre (BEER et al., 2010; MALHI, 2012), da heterogeneidade ambiental e variedade de habitats, do isolamento geográfico causado por variações no nível do mar e glaciações, ou da idade das florestas tropicais úmidas, entre outros fatores (RAINFOREST CONSERVATION FUND, 2018).

Apesar de toda a relevância que apresentam para a manutenção da biodiversidade, funções e serviços ecossistêmicos, as florestais tropicais vêm sofrendo intensas modificações e perdas devido às pressões antrópicas (LEWIS et al., 2009). Estima-se que metade da área ocupada por florestas tropicais no início do século XX já desapareceu em decorrência do desflorestamento, atividade que apresentou taxas mais altas nas décadas de 1980 e 1990 (MALHI et al., 2014; WRIGHT, 2005). Mudanças nos componentes da diversidade biológica foram mais aceleradas no período de 1950 – 2000 do que em qualquer outro momento da história humana (STEFFEN et al., 2015; ZALASIEWICZ; CRUTZEN; STEFFEN, 2012) e as modelagens de cenários futuros indicam que a tendência de aumento pressão antrópica sobre os ecossistemas permanece para grande parte dos indicadores avaliados (STEFFEN et al., 2015).

Diversas perturbações antrópicas representam sérias ameaças para a biodiversidade em todo o planeta (MACE et al., 2005) e, dentre as mais relevantes para florestas tropicais, estão: conversão de florestas, fragmentação, introdução de espécies exóticas invasoras, sobre-exploração de recursos madeireiros, incêndios, defaunação e mudanças climáticas (MALHI et al., 2014). O impacto causado por estas perturbações varia entre as regiões de florestas tropicais (CORLETT; PRIMACK, 2008). Embora as perturbações agudas sejam frequentemente relatadas e estudadas nas florestas tropicais, é importante ressaltar o papel das degradações e perturbações antrópicas crônicas, em menor escala e em longo prazo, pois estas também resultam em impactos de grande magnitude nestas florestas (LEWIS et al., 2009). Ainda, a combinação das perturbações antrópicas dentro da floresta e na paisagem potencializa as perdas em biodiversidade e funções ecossistêmicas (BARLOW et al., 2016), além de uma série de efeitos cascata nas dinâmicas de redes ecológicas (MORRIS, 2010).

As mudanças na cobertura do solo em larga escala e consequente perda de habitat estão fortemente relacionadas à conversão da cobertura natural para agricultura, pecuária e urbanização (LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014). Estima-se a perda de 11 a 36% das florestas tropicais no período de 2000 a 2050 (WRIGHT, 2010), enquanto metade das florestas ainda existentes já sofreram modificações de origem antrópica (LAURANCE; SAYER; CASSMAN,

2014). No período de 2000 a 2012, estima-se que mais de 1 milhão de km<sup>2</sup> de florestas tropicais foram removidos (HANSEN et al., 2013). A remoção de florestas também causa impactos no valor que estes biomas apresentam, em termos de conservação da biodiversidade: a redução de 20% de floresta primária resultou em uma perda de 39 a 54% de valor de conservação em fragmentos na Amazônia (BARLOW et al., 2016).

A urbanização vem criando mosaicos altamente heterogêneos que podem conter, além dos equipamentos urbanos, terras utilizadas para agricultura e pecuária, fragmentos de floresta original, secundária ou sob exploração (LAURANCE et al., 2007). Esses agro-mosaicos podem ser considerados, portanto, paisagens antrópicas (TABARELLI et al., 2012). A persistência de fragmentos florestais (incluindo secundários ou perturbados) nessas paisagens é de grande relevância, visto que estes atuam como corredores ou trampolins (*stepping stones*) para a dispersão biótica e migração de espécies (LETCHER; CHAZDON, 2009; PEREIRA; DAILY, 2006), além de apresentarem importância para a manutenção da diversidade local e regional de espécies (ENEDINO; LOURES-RIBEIRO; SANTOS, 2018).

A riqueza de espécies de um fragmento é afetada positivamente pela proximidade a áreas de vegetação nativa, sofrendo declínio com o crescimento da urbanização (LUCK et al., 2013). Para explicar adequadamente os padrões de riqueza e diversidade encontrados em determinados grupos biológicos nessas novas paisagens antrópicas, deve-se considerar a qualidade da matriz e a quantidade de habitat natural, sendo possível que fragmentos pequenos apresentem riqueza de espécies semelhante a fragmentos maiores, caso apresentem uma quantidade de habitat suficiente na paisagem (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2012). Assim, destaca-se a relevância dos remanescentes florestais na paisagem, permitindo que as meta-comunidades apresentem algum nível de interação entre si.

Ainda, outras pressões antrópicas, tais como a sobre-exploração de recursos, a introdução de espécies exóticas e queimadas têm afetado intensamente os ecossistemas tropicais (MORRIS, 2010), embora muitas dessas perturbações sejam de difícil detecção em estudos em larga-escala, por não removerem a cobertura florestal de forma aguda (PERES; BARLOW; LAURANCE, 2006). A sobre-exploração de recursos madeireiros pode levar à aceleração de efeitos de cascata decorrentes da remoção de árvores emergentes e dominantes, consideradas espécies-chave no ecossistema florestal (MALHI et al., 2014).

Embora a extração de madeira derivada de árvores de grande porte seja frequente em grande parte das florestas tropicais no mundo, diversos países na África subsaariana, sudeste e sul da Ásia têm relatado a intensa remoção de madeira para combustível, correspondendo, em alguns casos, a 90% dos cortes seletivos (UNITED NATIONS, 2005). Isso tem, como consequência, a alteração da composição de espécies do sub-bosque (FURUKAWA et al., 2011), visto que é o principal estrato utilizado para esta finalidade.

A presença de espécies invasoras pode levar a extinções locais e modificações no meio abiótico (BRADSHAW; SODHI; BROOK, 2009). Além disso, tais espécies podem dificultar a regeneração de florestas tropicais degradadas devido à intensa dominação nesses ecossistemas (GHAZOUL; SHEIL, 2010). As queimadas frequentes, por outro lado, podem levar à secundarização das florestas tropicais, em decorrência de cascatas de alterações funcionais, estruturais e de composição no ecossistema (BRANDO et al., 2012; XAUD; MARTINS; SANTOS, 2013).

Mesmo em ambientes altamente antropizados e com alta perda de habitat na paisagem, deve-se considerar a possibilidade de uma resposta atrasada ao desflorestamento, considerando que o ciclo de vida de grande parte de espécies florestais é longo e que as modificações na estrutura local e da paisagem realizadas atualmente podem apresentar efeito gradual, gerando um débito de extinção na comunidade (DIAMOND, 1972; TILMAN et al., 1994). Este fenômeno pode ser definido como o número esperado de espécies extintas (ou populações de uma espécie) após a comunidade atingir um novo equilíbrio após um evento de perturbação. Assim, as espécies gradualmente serão extintas ao longo do tempo de relaxamento (*extinction lag*) estimado para que a comunidade esteja novamente estabilizada (KUUSSAARI et al., 2009).

Em florestas tropicais, o débito decorrente do desflorestamento corresponde à extinção de 144 espécies de aves, mamíferos e anfíbios específicos de ambientes florestais na Amazônia, Sudeste da Ásia e Bacia do Congo; no entanto, este número é ainda maior se considerados outros grupos da fauna e flora (ROSA et al., 2016). Wearn, Reuman e Ewers (2012) afirmam que, caso não haja restauração florestal em áreas chave da Amazônia, o débito de extinção calculado para este bioma durará por mais de três décadas após o desflorestamento cessar, mesmo sob diferentes cenários. Ainda, os autores estimam que haverá a perda local média de nove mamíferos e mais 16 espécies estão comprometidas até 2050.

Além das características gerais de qualquer ecossistema, como clima, substrato, relevo e o tempo sobre o quais esses fatores têm agido, os humanos e suas manifestações socioeconômicas devem ser considerados em estudos conduzidos em ecossistemas inseridos em paisagens urbanas ou periurbanas (PICKETT et al., 2011), como é o caso de grande parte das florestas tropicais. Considerando a intensificação da urbanização e previsão de crescimento contínuo da população global nas próximas décadas (MILLENNIAL ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014), é necessário estudar de que forma as paisagens urbanas e periurbanas modelam a diversidade de espécies nos remanescentes de floresta tropical.

Ao incorporar contextos sociais e econômicos nos estudos em florestas tropicais antrópicas, torna-se possível analisar e elucidar de que forma as ações em conservação podem ser elaboradas dentro deste cenário de alterações definitivas de uso da terra, visto que a conversão de habitats naturais em áreas urbanas é um processo considerado irreversível (SETO et al., 2011).

### 2.3. Serviços ecossistêmicos afetados pela perturbação antrópica: o estoque de biomassa acima do solo

Serviços ecossistêmicos são os múltiplos benefícios que a natureza proporciona à sociedade (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2013). Tais serviços apresentam uma relação complexa, sendo resultados de uma ou múltiplas funções ecossistêmicas (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). Dentre os diversos serviços ecossistêmicos realizados pelas florestas, destaca-se o sequestro de carbono, devido à importância fundamental dos ecossistemas florestais para a manutenção do ciclo de carbono global, removendo as emissões antrópicas de CO<sub>2</sub> da atmosfera, estocando na forma de biomassa nos tecidos lenhosos e decompondo lentamente na serapilheira e solo (EDENHOFER et al., 2011; ZHOU et al., 2006).

O desmatamento, junto a atividades antrópicas crônicas (BENTSEN, 2017), provoca a liberação do carbono estocado nos compartimentos acima (folhas, tronco e galhos) e abaixo do solo (raízes) de volta para a atmosfera, sendo considerado uma das principais fontes de emissão de CO<sub>2</sub> (BACCINI et al., 2012). Tais intervenções humanas também alteram outras funções ecossistêmicas, como a ciclagem de nutrientes e a polinização (LAURANCE et al., 2007; NELSON et al., 2006; ROSENZWEIG et al., 2008). Além disto, o funcionamento ecossistêmico é diretamente afetado pela perda de biodiversidade – componente altamente sensível às perturbações antrópicas – sendo noticiada a redução da eficiência de funções realizadas pelas

comunidades como a produção de biomassa, decomposição e ciclagem de nutrientes (CARDINALE et al., 2012).

As florestas tropicais são responsáveis por 25% de todo o estoque de carbono abaixo e acima do solo (BONAN, 2008), um valor expressivo que ressalta a importância da conservação desta função ecossistêmica para a manutenção da provisão deste serviço. Estimativas apontam que florestas tropicais estocam entre 193 e 229 Pg de carbono acima do solo, na forma de biomassa (BACCINI et al., 2012; SAATCHI et al., 2011). Em florestas secundárias neotropicais, a estimativa média de recuperação de biomassa acima do solo é de 122 Mg.ha<sup>-1</sup> em 20 anos (POORTER et al., 2016).

No entanto, as estimativas em cada local variam de acordo com diversos fatores, como o clima, os tipos de perturbação realizados na área estudada em escala local e regional e disponibilidade de água (BAKER et al., 2004; LETCHER; CHAZDON, 2009; POORTER et al., 2016). Apesar dos diversos erros associados à escala e estimativa de biomassa (CHAVE et al., 2004), resultados cada vez mais acurados têm sido alcançados devido à utilização de tecnologias como o LiDAR (BACCINI et al., 2012) e imagens de satélite de resolução espacial muito alta (PLOTON et al., 2017).

Em paisagens predominantemente antrópicas, os habitats naturais remanescentes apresentam um intenso efeito de borda, o que promove alterações na provisão de serviços ecossistêmicos como o estoque de carbono devido ao colapso na biomassa acima do solo. De Paula, Costa e Tabarelli (2011) encontraram que habitats afetados pela borda apresentam redução do potencial total de estoque de carbono em 50%, em comparação a áreas no interior de um fragmento florestal. Os pesquisadores também estimam que, na Floresta Atlântica remanescente no Nordeste do Brasil, 92% das áreas são caracterizadas como afetadas por borda, o que implica numa redução drástica do potencial de estoque de carbono na forma de biomassa em paisagens predominantemente antrópicas (DE PAULA; COSTA; TABARELLI, 2011).

Por outro lado, tropicais que sob condições de intensa perturbação antrópica não apresentam diferença no estoque de carbono entre ambientes de borda e interior ( $41.27 \pm 19.97$  Mg.ha<sup>-1</sup> e  $51.29 \pm 25.94$  Mg.ha<sup>-1</sup>, respectivamente), além de manterem semelhanças estruturais (D'ALBERTAS et al., 2018). Tais resultados indicam que a intensidade e o histórico de perturbações antrópicas (tanto agudas quanto crônicas) são capazes de diluir as diferenças entre a borda e o interior de um fragmento. O efeito de borda é potencializado em paisagens antrópicas,

sendo capaz de penetrar mais profundamente nos fragmentos, principalmente em manchas pequenas (<100 ha) (D'ALBERTAS et al., 2018).

Dentre as atividades antrópicas crônicas, o corte seletivo de madeira é responsável por reduzir as populações de plantas emergentes em ambientes fragmentados (PINARD; PUTZ, 1996). Essa redução de árvores de grande porte frequentemente causa efeitos no estoque de carbono em fragmentos de floresta tropical úmida, especialmente quando as espécies do dossel e sub-bosque não são capazes de se favorecer com o desaparecimento das espécies emergentes, ocasionando um intenso desequilíbrio na quantidade de carbono nos remanescentes (DE PAULA; COSTA; TABARELLI, 2011).

O impacto causado pela remoção total de floresta, bem como outros fatores antrópicos (BENTSEN, 2017) é responsável pelo surgimento do débito de carbono. De maneira semelhante ao débito de extinção, o débito de carbono pode ser definido como o cálculo da quantidade de carbono ainda a ser emitida nos próximos anos em decorrência de um evento de perturbação antrópica (HOUGHTON et al., 2000). Em florestas tropicais, mesmo que o desflorestamento fosse completamente interrompido em 2010, 8,6 Pg de carbono seriam liberados na atmosfera como uma resposta atrasada ao impacto, e esta emissão é correspondente a 5–10 anos de desflorestamento em nível global (ROSA et al., 2016).

Tais estimativas podem ser ainda mais altas – 2 a 21 Pg de carbono podem ser emitidos devido à destruição de habitats e consequente perda de diversidade. É importante lembrar que o funcionamento ecossistêmico está diretamente associado à biodiversidade (ISBELL et al., 2013). Desta forma, as perturbações e modificações realizadas sobre esse componente também provocam efeitos do tipo cascata nos serviços prestados pelas florestas tropicais (TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014).

A caracterização e quantificação do impacto das perturbações antrópicas em florestas tropicais são imperativos para que haja o estabelecimento de estratégias de minimização ou interrupção das pressões realizadas nos poucos remanescentes de florestas tropicais, conservando, assim, as funções e os serviços ecossistêmicos a elas associados.

#### 2.4. A Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um dos maiores e mais antigos conjuntos de formações florestais da América do Sul (MITTERMEIER et al., 2004), apresentando alto grau de biodiversidade e

endemismo de espécies, contendo cerca de 20 mil espécies vegetais – dentre as quais, aproximadamente 8 mil são endêmicas –, e 1680 espécies de vertebrados terrestres (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2015). Com relação à fauna, destacam-se os mamíferos, onde 40% das espécies descritas no país ocorrem neste domínio, além de 35% dos anfíbios e 38% das aves presentes no Brasil (MARQUES et al., 2016).

Além da sua grande importância para a manutenção da biodiversidade, a Mata Atlântica fornece uma série de serviços ecossistêmicos de fundamental importância para a população, como a provisão de água para mais de 125 milhões de habitantes (75% da população); fornecimento de 62% da energia elétrica nacional, por meio de seus reservatórios e barragens; controle climático, provisão de frutas, óleos e resinas; bem como a manutenção do patrimônio histórico e cultural das populações tradicionais (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

Apesar de toda a riqueza e importância da Mata Atlântica, trata-se de um bioma extremamente ameaçado, classificado como um dos 35 *hotspots* globais para a conservação (MITTERMEIER et al., 2011). O critério definido por Myers et al. (2000) para que um bioma seja assim classificado é que a região deve apresentar pelo menos 1,5 mil espécies de plantas vasculares endêmicas e ter perdido pelo menos 70% de sua vegetação primária. Originalmente, a Mata Atlântica apresentava distribuição aproximada de 1,3 milhões de km<sup>2</sup>, se estendendo ao longo de toda a costa do Brasil e parte da Argentina e Paraguai. Porém, devido às diversas pressões antrópicas realizadas ao longo dos séculos (ICMBio, 2015) o bioma apresenta hoje entre 11 a 16% de sua cobertura original, distribuída em cerca de 245 mil fragmentos e, destes, mais de 80% apresentam área inferior a 50 ha, o que reflete um bioma com remanescentes pequenos e com baixa conectividade (RIBEIRO et al., 2009).

A Mata Atlântica apresenta um histórico muito antigo de perturbações antrópicas, que datam de antes da colonização europeia (GALINDO LEAL; CÂMARA, 2003), sendo amplamente explorada, no passado, para a exportação de cana-de-açúcar, cacau, café, madeira, bem como para criação de gado. Hoje, além da expansão do cultivo de soja e de florestas plantadas, o bioma sofre com o desmatamento ilegal, corte seletivo, caça de espécies da fauna e flora e a introdução de espécies exóticas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003). O crescimento da população humana no bioma foi bastante intenso desde a Grande Aceleração, na década de 50, e esse processo ocasionou a conversão de extensas áreas naturais em áreas urbanas. Esta expansão de forma descontrolada levou à degradação das florestas e ecossistemas associados



(manguezais e restingas), poluição de corpos hídricos e outros efeitos secundários na Mata Atlântica (AGUIAR et al., 2003).

Considerando que a expansão ocorre mais rapidamente em áreas costeiras de baixa elevação, adjacentes a *hotspots* de biodiversidade, comparadas a outras áreas (SETO; PARNELL; ELMQVIST, 2013), grande parte das formações florestais da Mata Atlântica ainda estão vulneráveis às ameaças decorrentes da urbanização não planejada. Fragmentos de Mata Atlântica com bordas altamente urbanizadas estão mais susceptíveis ao efeito de borda que aqueles cujas bordas estão em contato com áreas destinadas à agricultura (GUERRA et al., 2017). Além disso, o aumento da urbanização na paisagem implica na redução na diversidade filogenética em comunidades de plântulas e indivíduos adultos (SILVA-JUNIOR et al., 2018) e maior dominância de espécies (KORASAKI et al., 2013) nos remanescentes florestais do bioma.

Apesar dos impactos conhecidos e estudados das perturbações antrópicas sobre a biodiversidade em escala local, a Mata Atlântica ainda pode ser considerada um bioma resiliente, com capacidade de persistência de espécies em larga escala. Essa característica é ressaltada por Joly, Metzger e Tabarelli (2014), que apontam a extinção de apenas sete espécies endêmicas do bioma, enquanto o padrão esperado, de acordo com a relação espécie-área (MACARTHUR; WILSON, 1967), seria de que metade das espécies endêmicas desapareceria com a perda de cerca de 90% da área de ocorrência.

Desta forma, o estudo das perturbações e consequentes impactos continua de grande relevância para a elaboração de propostas que alinhem a crescente urbanização e a conservação deste bioma megadiverso (SILVA-JUNIOR et al., 2018).

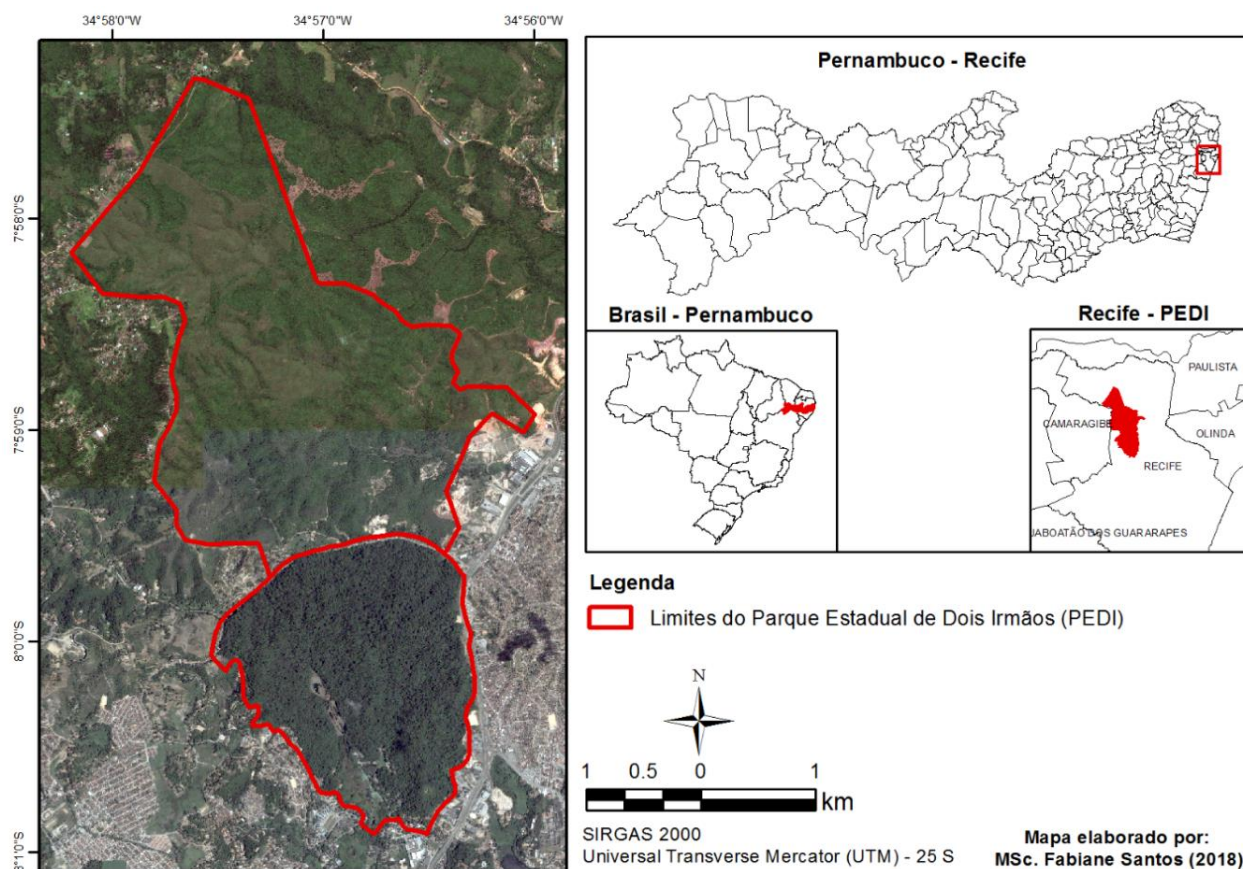
### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Área de Estudo**

O Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI) é formado por dois fragmentos periurbanos de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (IBGE, 2012), pertencentes ao bioma Mata Atlântica e localizados na Região Metropolitana do Recife, Pernambuco (8°00'54"S, 34°56'19"W; 7°57'21"S, 34°58'12"W) (Figura 1). Trata-se de uma Unidade de Conservação (UC) de Proteção Integral, previamente categorizada como Reserva Ecológica, Horto Zoobotânico e Horto Florestal (AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, 2014).

Em 1998, o Horto Florestal de Dois Irmãos foi elevado à categoria de Parque Estadual por meio da Lei nº 11.622/98. Contudo, a área já apresentava um histórico de proteção datando de 1885, devido à importância da captação de água na Bacia do Prata, situada no interior do fragmento, sendo uma característica de utilidade e interesse público. O PEDI apresenta grande importância biológica: além de ser classificada como Zona Núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em Pernambuco (LIMA, 1998), é, também, uma Zona de Especial de Proteção Ambiental - ZEPa 2 (RECIFE, 1996) que se sobrepõe a duas Unidades de Conservação da Natureza (UCN) municipais: UCN Dois Irmãos e UCN Beberibe, definidas pela Lei nº 18.014/2014.

**Figura 1.** Localização do Parque Estadual de Dois Irmãos – Pernambuco – Brasil.



Fonte: A autora (2018).

O PEDI, originalmente formado pela Mata de Dois Irmãos (384,42 ha), foi ampliado em 2014, pelo Decreto nº 40.547 do Governo de Pernambuco, que estabeleceu o acréscimo da antiga fazenda Brejo dos Macacos (773,02 ha) ao perímetro do Parque. Hoje, o PEDI abrange 1.157,44

ha em dois fragmentos com forte contraste de históricos de uso e ocupação do solo, bem como nos seus entornos (SANTOS, 2015). Uma estrada asfaltada (Estrada dos Macacos), de grande fluxo de motoristas, ciclistas e moradores, separa as duas áreas. Ademais, estas formações florestais se encontram em idades sucessionais distintas, constando áreas de floresta madura e regenerante (ver método de definição da cronossequência no item 3.2.5).

A região apresenta clima do tipo As' - tropical quente-úmido, temperatura média mensal superior a 23°C e precipitação média anual de 2.460 mm. Os solos predominantes da área são: latossolo amarelo, argissolo amarelo, argissolo vermelho-amarelo, neossolo quartzarênico e gleissolo melânico. O PEDI está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe e do Rio Beberibe contribuindo para a conservação destes mananciais (AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, 2014).

Apesar do papel fundamental desta Unidade de Conservação, o Parque apresenta vulnerabilidades associadas à presença humana no interior dos fragmentos e seus entornos, tais como o fácil acesso para caça, pesca, incêndios, desmatamentos e poluição; destacando-se, também, a configuração isolada do PEDI na paisagem, cercado por rodovias. Além disto, há entraves à gestão efetiva do Parque, como pouco envolvimento das comunidades e estabelecimentos do entorno, monitoramento inadequado dos mananciais hídricos e dos fragmentos; e a ausência de monitoramento de espécies exóticas invasoras (fauna e flora) (AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, 2014). Tais fragilidades acarretam perturbações antrópicas no PEDI, em decorrência de um padrão não sustentável de utilização desta área e seus recursos naturais.

## 3.2. Coleta de Dados

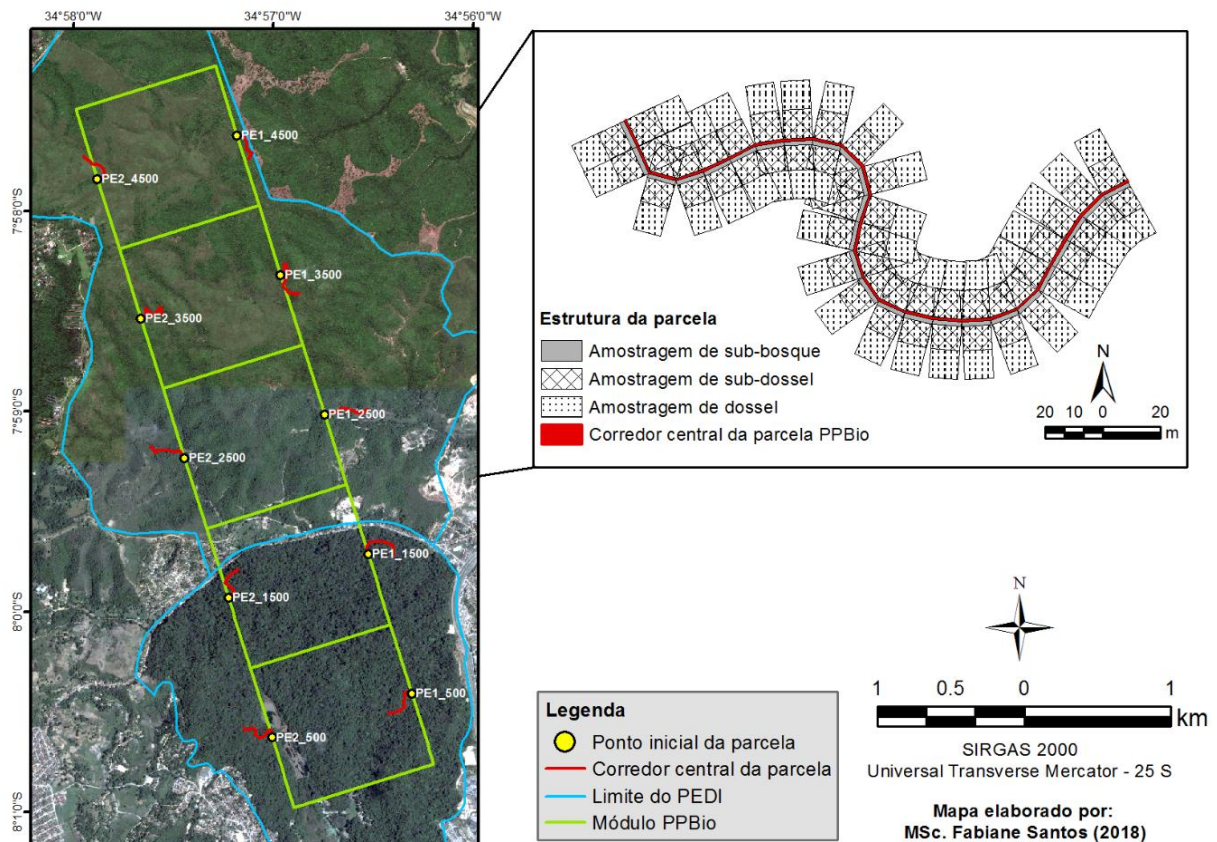
### 3.2.1. Módulo RAPELD

A pesquisa foi conduzida no módulo RAPELD do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio/ MCTIC/ CNPq) instalado no PEDI. O método RAPELD (acrônimo de *Rapid Assessment Surveys – RAP* e *Pesquisa Ecológica de Longa Duração - PELD*) foi idealizado por Magnusson et al. (2005) como uma modificação do método Gentry (1982). Este método tem como intuito obter inventários de alta qualidade sobre comunidades biológicas, enquanto busca controlar a variação ambiental (fatores abióticos) entre as parcelas devido ao modelo sistemático empregado.

O módulo RAPELD/ PPBio apresenta duas trilhas principais de 5 km, distando 1 km entre si, e parcelas instaladas em cinco pontos de cada trilha (totalizando dez parcelas), as quais seguem a curva de nível do terreno e demais especificidades do método, de acordo com o protocolo descrito por Freitas et al. (2011). As parcelas apresentam 25 segmentos, os quais possuem 10 m de extensão cada, totalizando 250 m de corredor central (Figura 2).

Embora o comprimento das parcelas seja fixo, a largura varia de acordo com o estrato a ser medido, correspondendo a 1,5 m (para sub-bosque), 20 m ( $5\text{cm} \leq \text{DAP} < 10\text{ cm}$ ) e 40 m ( $\text{DAP} > 10\text{ cm}$ ) (detalhes sobre coleta de dados da assembleia na seção 3.2.3). A instalação do módulo RAPELD/ PPBio no Sítio PEDI foi realizada em 2013, tendo quatro parcelas instaladas na área original/ madura do Parque e seis parcelas na área regenerante.

**Figura 2.** Módulo RAPELD do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), localizado no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE. Em destaque, a representação de uma das parcelas, sua estrutura e a área de amostragem, de acordo com os estratos.



Fonte: A autora (2017).

### 3.2.2. Variáveis explicativas

#### 3.2.2.1. Fatores antrópicos

Os indicadores de perturbação antrópica foram coletados em todas as parcelas do módulo RAPELD/ PPBio no Sítio PEDI, totalizando 10 ha de amostragem. Para o registro dos dados, foram utilizadas fichas de campo (Apêndice I), em que foram especificados os indicadores de perturbação e/ ou impacto antrópico encontrados no interior das parcelas. Realizou-se o caminhamento livre ao longo dos segmentos de cada parcela, à direita e esquerda do corredor central, até chegar aos marcadores de largura e comprimento máximos de cada segmento válido.

Ao todo, 17 indicadores (Tabela 1) foram selecionados como *proxies* para mensurar a quantidade de perturbação antrópica existente na área estudada. Os indicadores foram escolhidos a partir de levantamento *in loco* das perturbações presentes nas proximidades das trilhas dentro do PEDI e dos limites do Parque, e com base na literatura (MACE et al., 2005; MAGALHÃES; LOPES; QUEIROZ, 2015; RIBEIRO et al., 2015b). A ocorrência dos indicadores foi registrada individualmente, anotando-se a distância da perturbação ao corredor central (em metros), tipo de indicador e sub-indicador (se presente), grau de ocorrência (específico para registro de espécies com comportamento invasor, ver metodologia abaixo), número do segmento, parcela correspondente e observações relevantes colhidas em campo (Apêndice I).

Os dados de perturbação coletados em campo foram tabulados e padronizados utilizando o *software* Microsoft Excel (2016) e, em seguida, organizados de acordo com abundância da presença de cada indicador encontrado. Para o indicador 7 (Espécie Invasora), cada espécie representou uma perturbação distinta (i.e., se num mesmo segmento ocorrem duas espécies exóticas, cada uma foi computada como um indicador distinto, com a sua respectiva intensidade de ocupação - leve, moderado ou intenso). Além disso, a distância da linha central em que a espécie foi registrada no segmento gerou uma nova variável: “próxima” (espécie encontrada em até 10 m a partir do corredor), “distante” (encontrada exclusivamente após 10 m) e “inteira” (espécie distribuída ao longo de todo o segmento). Para contornar a dificuldade de transformar este indicador em um valor estritamente quantitativo, visto que combina um valor numérico (frequência), e duas características qualitativas (intensidade de ocupação e distribuição), foram atribuídos os seguintes pesos para cada variável:

- Intensidade de ocupação: leve (1,0), moderado (2,0), intenso (3,0); e

- Distribuição ao longo da parcela: próxima ou distante (0,5), inteira (1,0).

Com isto, as variáveis categóricas da ocorrência de cada espécie registrada receberam atributos numéricos. No caso de haver a mesma espécie ocorrendo em graus diferentes entre as áreas “próximas” e “distantes” dos fragmentos, os fatores intensidade e distribuição foram multiplicados e divididos por 2. Por fim, os valores obtidos por espécie dentro de um mesmo segmento foram somados.

As coletas de dados foram realizadas com o auxílio de um ajudante de campo experiente na área, o qual informou detalhes sobre as perturbações e seus impactos diretos e indiretos, além de relatos relacionados ao uso da terra (anotações disponíveis nos metadados das coletas).

**Tabela 1.** Lista de indicadores de perturbação antrópica selecionados para compor a coleta de dados em campo no Parque Estadual de Dois Irmãos – Pernambuco – Brasil.

<b>Código</b>	<b>Indicador</b>
1	Agricultura
2	Animais domésticos asselvajados/ ferais
3	Caça a animais nativos e/ou endêmicos
4	Degradação de corpos hídricos no interior do fragmento
5	Equipamentos de recreação informal (campo de futebol, trilha de motocross, esportes radicais, acampamento)
6	Equipamentos de turismo e recreação formal (campings, trilhas, rapel, escalada, arvorismo, visitação guiada)
7	Espécies exóticas invasoras (plantas)
8	Exploração de recursos madeireiros e não madeireiros (retirada de fruto, madeira, casca, látex, árvore cortada)
9	Mineração
10	Pecuária
11	Poluição sonora
12	Presença de canais de esgoto, aterramento ou cisternas
13	Resíduos sólidos (lixo, entulho, pneus, estacas)
14	Sinais de vandalismo (pichação, caules marcados, plantas arrancadas)
15	Sinal de incêndio, queimada ou fogueira
16	Urbanização (assentamentos urbanos ou rurais, isolados ou agrupados, rodovias)
17	Clareiras de origem antrópica

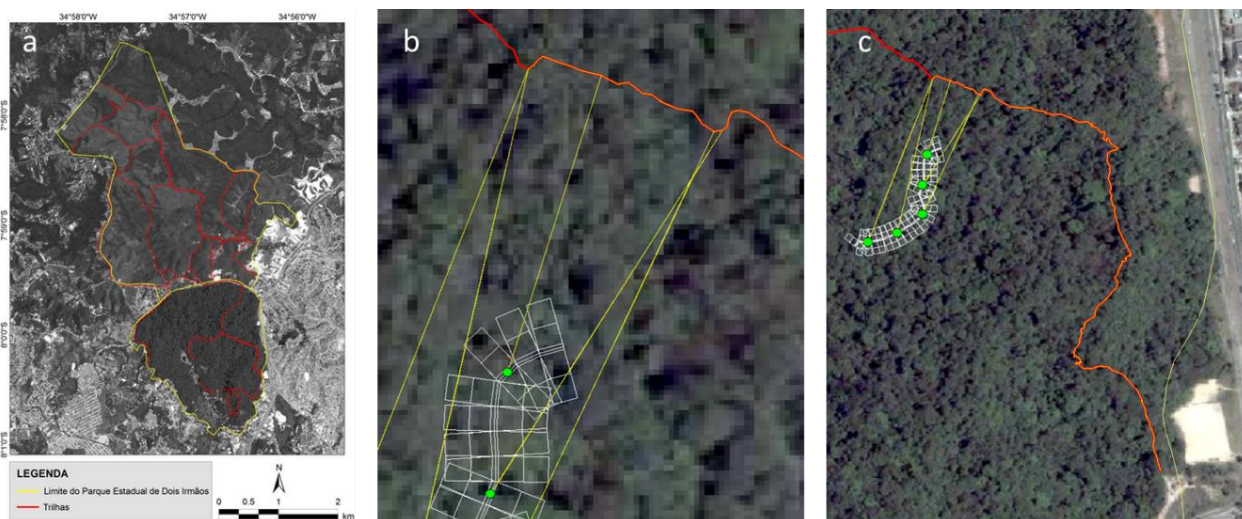
### 3.2.2.2. Facilidade de acesso

Visto que a proximidade de acesso pode ser um agente facilitador para a entrada de pessoas no fragmento, foi analisada a influência do acesso de pessoas ao Parque. Para tal, foram utilizados os seguintes arquivos integrados ao banco de dados do sistema de informações geográficas (SIG) da área de estudo: imagem de satélite da paisagem em que o PEDI está inserido, extraída do *software* Google Earth Pro no ano de 2014, *shapefiles* dos limites do PEDI e das trilhas principais e secundárias mapeadas no interior e entorno do Parque.

A imagem utilizada foi importada, registrada e retificada no *software* QGIS 2.8.2 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2015), utilizando o sistema cartográfico de coordenadas Universal Transversa de Mercator (UTM), zona 25 S e Datum horizontal SAD69, escala de cinza e resolução 1,5 m. As trilhas foram mapeadas em campo, com o auxílio de equipamento GPS Garmin, modelo GPSMAP 64SC e importadas com o auxílio do *software* GPS TrackMaker 13.9 (2014), enquanto o perímetro do PEDI foi delimitado manualmente, a partir das informações disponíveis na legislação.

As distâncias dos segmentos de cada parcela até a trilha mapeada mais próxima e até a borda mais próxima foram obtidas em metros, considerando “borda” como a interface entre os limites do Parque e a matriz urbana/ periurbana (Figura 3). Os dados foram extraídos da tabela de atributos do mapeamento no QGIS 2.8. Em seguida, utilizando o *software* R, foram criadas três classes de facilidade de acesso (fácil, moderado e difícil), de acordo com a distribuição das distâncias em três quantis (função *quantile* – pacote *stats*).

**Figura 3.** Representação do método de obtenção das métricas de distância até a trilha e até a borda mais próxima nas parcelas PPBio no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE.



### 3.2.2.3. Idade de regeneração

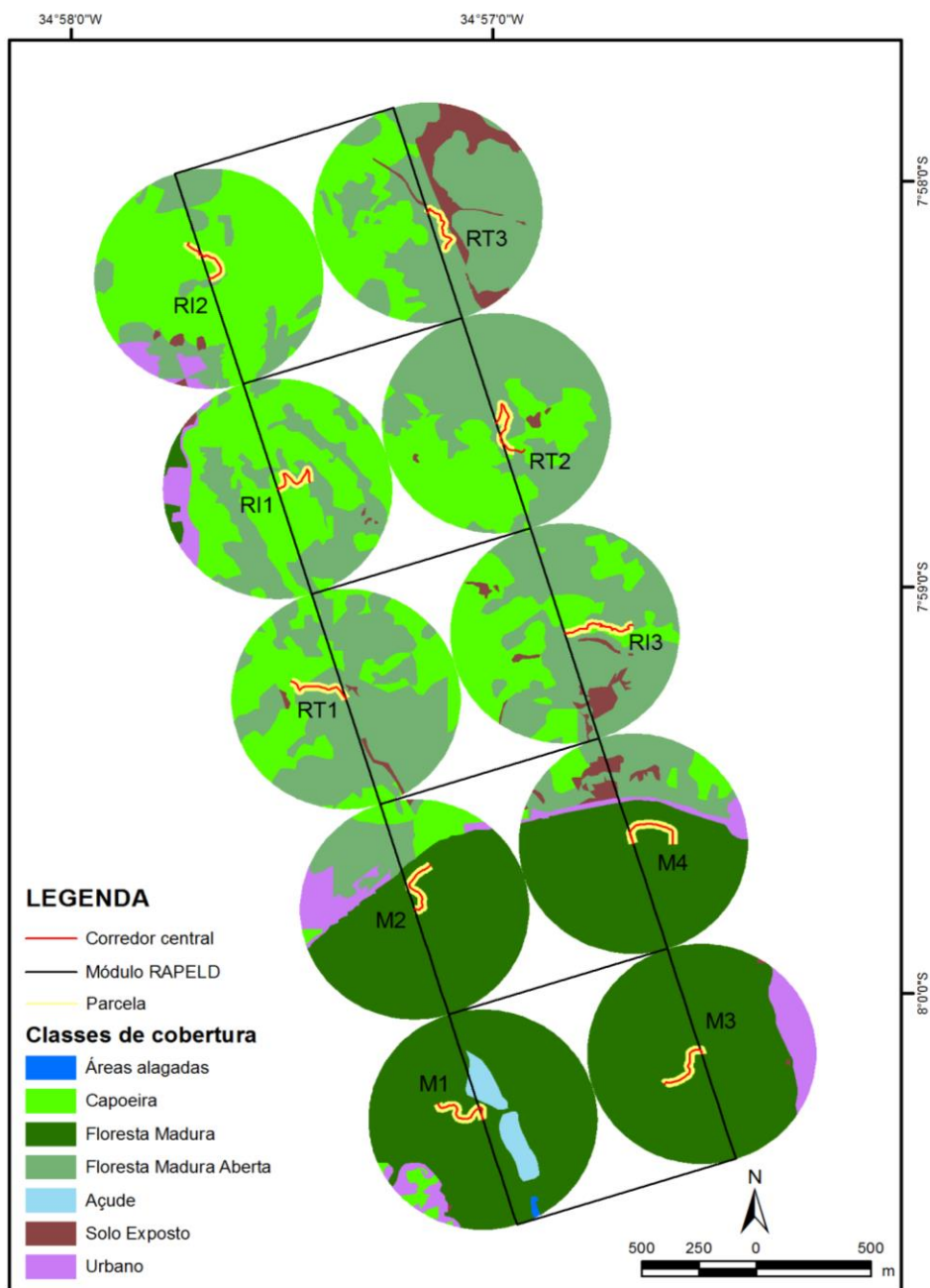
O mapeamento da paisagem que inclui o PEDI, utilizado para a delimitação da cronossequência, foi realizado por Santos (2015), em que foram determinadas sete classes de uso e cobertura do solo na paisagem: floresta madura, floresta aberta, capoeira, solo exposto, áreas urbanas, áreas alagadas e açudes. A classificação dos polígonos foi realizada manualmente, utilizando o software QGIS 2.8 (2015). A área mapeada corresponde a um polígono que recorta a paisagem imediata ao PEDI, a partir dos limites do Parque. O mapeamento foi realizado em escala fina (1:10,000) e, para os anos de 1968 e 1981, foram utilizadas fotografias aéreas retificadas na plataforma SIG, cedidas pela Companhia Pernambucana de Recursos Minerais (CPRM) e Fundação de Desenvolvimento Municipal de Recife (FIDEM), respectivamente. Para o mapeamento da área em 2014, foi utilizada imagem de satélite proveniente do software Google Earth Pro (2015).

A delimitação da cronossequência na área estudada foi realizada com o intuito de determinar as idades de regeneração em cada parcela, de acordo com a idade de abandono e início da regeneração. Para tal, Aguiar (2016) quantificou a mudança de cobertura do solo na área de abrangência imediata (*buffers* com raio de 500 m), a partir dos pontos iniciais de cada parcela. Assim, a cronossequência foi delimitada a partir do período em que houvesse perda de área florestal (madura ou aberta) e conversão para outro tipo de cobertura dentro da área de abrangência imediata, em dois períodos: 1968 – 1981 (intervalo de 13 anos) e 1981 – 2014 (intervalo de 33 anos). Cessada a modificação da cobertura do solo, considerou-se que a regeneração natural iniciou a partir do momento de abandono.

A cronossequência foi constituída por quatro áreas maduras (M1 a M4), com idade igual ou superior a 46 anos, três áreas em regeneração tardia (RT1, RT2 e RT3), com idade de regeneração entre 34 e 46 anos e três áreas em regeneração inicial, uma menos impactada (RI1) e duas mais impactadas (RI2, RI3), as três com menos de 30 anos de sucessão (Figura 4).



**Figura 4.** Localização das parcelas e classificação da cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco. M: floresta madura; RT: floresta regenerante tardia; RI: floresta regenerante inicial.



Fonte: Aguiar (2016); a autora (2017).

#### 3.2.2.4. Fertilidade do solo

A Capacidade de Troca de Cátions ( $CTC_{soma}$ ) foi calculada como um *proxy* de fertilidade do solo, visto que sintetiza as informações sobre os principais cátions livres no solo, variando forma mais sensível em pequena escala. Os dados utilizados foram extraídos do banco de dados

de Araújo e Biondi (2017, dados não publicados), integrantes do Grupo de Pesquisa Ciência do Solo do PPBio Sítio PEDI.

As coletas foram realizadas em todas as parcelas do módulo RAPELD. As amostras foram coletadas em seis pontos (0, 50, 100, 150, 200 e 250 m) em cada parcela e em quatro profundidades (0 – 5, 5 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm), totalizando 240 amostras. Após secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira, as amostras foram analisadas química e fisicamente em laboratório para os seguintes parâmetros: pH, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup> e Al<sup>+3</sup> trocáveis, P disponível, N total, matéria orgânica do solo (MOS) e granulometria. Para o cálculo do CTC<sub>soma</sub>, foram considerados os cátions trocáveis das amostras analisadas. Por se tratar de um solo ácido (pH < 7), Ross e Keterings (2011) orientam que os cátions de Al<sup>+3</sup> sejam também incluídos no cálculo.

Para este estudo, o último ponto de cada parcela (250 m) foi desconsiderado, de forma a equilibrar a quantidade de segmentos e pontos no banco de dados (um ponto sintetizando a informação de cada cinco segmentos). Além disto, a CTC<sub>soma</sub> foi calculada apenas para a primeira profundidade (0 – 5 cm), visto que os valores não variaram significativamente após teste estatístico para comparar essa e as demais profundidades.

### 3.2.3. Variáveis de resposta

#### 3.2.3.1. Assembleia de plantas

Os dados sobre a assembleia de plantas do PEDI utilizados neste trabalho fazem parte do banco de dados do Grupo de Pesquisa Ecologia de Plantas e Paisagens do PPBio Sítio PEDI, coletados pela equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE/ UFRPE), constando de dois conjuntos de informações: sub-bosque (ou estrato regenerante), e estrato arbóreo. A assembleia de sub-bosque foi utilizada neste estudo para avaliação do impacto das perturbações antrópicas sobre a riqueza e diversidade de espécies, visto que este estrato apresenta alta riqueza, abrigando tanto as espécies transitórias quanto as residentes no sub-bosque (GOMES-WESTPHALEN; LINS-E-SILVA; DE ARAÚJO, 2012), além de ser bastante sensível a possíveis variações de causa antrópica, o que torna a análise mais refinada. Por outro lado, o estrato arbóreo foi utilizado para análise do efeito da perturbação sobre o estoque de biomassa, devido ao maior porte dos indivíduos (levando a resultados mais expressivos) e à adequabilidade da equação local ajustada.

O levantamento das assembleias nas parcelas ocorreu entre janeiro/2014 e junho/2016. Para o sub-bosque, foram amostradas 10 parcelas com 25 segmentos de 10 m x 1,5 m (0,375 ha

de área amostrada), utilizando, como critério de inclusão, o diâmetro à altura do peito (DAP):  $1\text{cm} \leq \text{DAP} < 5\text{ cm}$  (sub-bosque). Para o dossel, foram amostradas cinco parcelas com 25 segmentos de 10 m x 40 m (aproximadamente 5 ha), coletando dados de indivíduos arbóreos com  $\text{DAP} \geq 10\text{ cm}$ . As espécies amostradas foram identificadas com auxílio de especialistas e por comparações com coleções depositadas no Herbário Sérgio Tavares (HST), Vasconcelos Sobrinho (PEUFR) e Dárdano de Andrade Lima (IPA). A lista de espécies foi elaborada de acordo com a família, localidade de ocorrência na área de estudo, nome e número de coletor. A classificação das famílias de angiospermas seguiu as recomendações do APG IV (2016), enquanto as atualizações taxonômicas dos nomes das espécies e respectivos autores seguiram a Lista de Espécies da Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO, 2018).

### 3.2.3.2. Biomassa arbórea

A biomassa arbórea acima do solo (BAS) foi calculada em 112 unidades amostrais (UA) circulares com raio de 9 m ( $\approx 255\text{ m}^2$  de área cada), localizadas em cinco parcelas do módulo RAPELD no Sítio PEDI. Estas unidades foram criadas no *software* QGIS 3.0.0 (2018), selecionando áreas dentro de cada parcela sem que houvesse sobreposição. Assim, a quantidade de amostras por parcela variou entre 19 e 23. Ressalta-se, também, que as parcelas selecionadas contemplaram as três idades da cronossequência.

O cálculo da estimativa de biomassa acima do solo (BAS) foi obtido a partir da equação pantropical elaborada por Pearson, Walker e Brown (2013), expressa em kg/árvore (Equação 1), sendo aplicado para as árvores pertencentes ao dossel das áreas inventariadas. Em seguida, os valores obtidos de biomassa por árvore em cada segmento foram somados e calculados em  $\text{kg.m}^2$  a partir da área das unidades.

**Equação 1.** Equação pantropical utilizada para cálculo de estimativa de biomassa acima do solo (BAS) no Parque Estadual de Dois Irmãos, em que DAP: diâmetro à altura do peito e Ln: logaritmo neperiano.

$$\text{LnBAS}_{(kg)} = -2,289 + 2,649 \times \text{Ln}(\text{DAP}) - 0,021 \times \text{Ln}(\text{DAP})^2$$

### 3.3. Análise de dados

Para padronização, em cada parcela os dados foram agrupados em cinco segmentos que englobam os dados dos 25 originais (segmentos novos: 0-50, 50-100, 100-150, 150-200 e 200-

250). Desta forma, o número de amostras foi reduzido a 50, colaborando para a posterior análise dos dados e redução de ruídos/ resultados incorretos que pudessem ocorrer devido à grande quantidade e heterogeneidade dos dados coletados. As coordenadas médias (latitude e longitude) dos novos segmentos agrupados foram obtidas a partir de um *shapefile* de pontos no QGIS 3.0.0 (2018), da área correspondente ao centro de cada novo segmento em cada parcela, expressos em Graus Decimais.

Após essa etapa, a matriz de perturbação (variáveis independentes) foi importada no programa RStudio (R CORE TEAM, 2018). Variáveis com frequência igual ou inferior a 2 foram removidas. Em seguida, foi normalizada para uma extensão de valores entre 0 (valor mínimo) e 1 (valor máximo). Esta normalização foi realizada utilizando a função *decostand* do pacote *vegan* (OKSANEN, 2017), tendo sido calculada para cada coluna da matriz usando o método *range*.

Para visualizar a amplitude de distribuição da variação do conjunto de dados explicativos, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) (pacote *FactoMineR*, HUSSON et al., 2017) utilizando a matriz de perturbações e demais variáveis independentes (idade, CTC, distância da trilha e da borda urbana/periurbana). Em seguida, visualizou-se a porcentagem de explicação dos eixos na forma de *screeplot*, função do pacote *factoextra* (KASSAMBARA, 2017). Os *biplots* foram criados utilizando a idade ou a facilidade de acesso como fator de agrupamento por cor. Para a criação das classes de acesso, foi utilizada a função *range* e a função *quantile*, separando os valores em três grupos (fácil, moderado e difícil), de acordo com a distribuição nos quantis.

Para testar se as perturbações afetam a composição de plantas, foi necessário, inicialmente, extrair os eixos da PCA que representam dimensões de impacto não relacionadas. Além disto, a função *corrplot*, no pacote de mesmo nome, foi utilizada para observar a correlação entre as variáveis. Todas as variáveis ambientais foram mantidas, visto que não houve alta correlação entre essas (todas as correlações foram  $< 0,52$ ). A matriz de composição de plantas foi importada para o RStudio e foi realizada a transformação de Hellinger na função *decostand* para padronizar os dados de abundância, visto que há um grande número de ausências e de espécies com baixa ocorrência que podem distorcer a análise. Em seguida, foi realizada a Análise de Redundância (RDA), seguida de Análise da Variância (ANOVA) com 999 permutações, sendo possível verificar quais perturbações apresentaram impacto sobre a composição de espécies.

É importante ressaltar que existe uma estrutura espacial na área de estudo, visto que as amostras com mesma idade apresentam menores distâncias entre si. Para controlar o efeito da autocorrelação espacial, foi realizada a análise de dbMEMs (*distance-based Moran's eigenvector maps*), adicionando os resultados como uma variável condicional no modelo estatístico a ser calculado. Para tal, foram utilizados os dados de coordenadas, em graus decimais, de cada segmento previamente agrupado. Os dbMEMs significativos foram selecionados a partir da função *forward.sel*, presente no pacote *adespatial*, com 9999 permutações (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). As perturbações também foram selecionadas utilizando a mesma função (*forward.sel*), sendo retidos para a construção do modelo estatístico apenas os que apresentaram p-valor < 0,05. Uma RDA parcial foi conduzida, adicionando ao modelo os dbMEMs e perturbações selecionadas, seguida de ANOVA. Para entender a extensão do efeito da estrutura espacial sobre a composição de espécies, foi realizada a partição da variância, considerando as perturbações, os dbMEMs e a interação entre eles, utilizando a função *varpart* do pacote *vegan* (OKSANEN, 2017).

Para analisar o impacto das perturbações antrópicas sobre a riqueza de espécies e sobre a biomassa, foram construídos modelos, utilizando os quadrados mínimos generalizados (GLS) da função *gls* do pacote *nlme* (PINHEIRO; BATES, 2017). A matriz de dados foi composta pela abundância de ocorrências perturbações (valores normalizados), riqueza de espécies por segmento e parcela, além das coordenadas, utilizadas para considerar o efeito espacial nos modelos. Além do modelo principal, que não considera a correlação espacial, outros cinco modelos generalizados considerando correlação espacial foram construídos: exponencial, gaussiano, esférico, linear e proporcional. Para selecionar o melhor modelo, usou-se a função *model.sel* do pacote *MuMIn* (BARTO, 2018). Em seguida, realizou-se a ANOVA para selecionar o modelo mais adequado e significativo, de acordo com o delta e o p-valor. Para gerar os gráficos das principais relações entre as variáveis independentes e a riqueza/ estoque de biomassa, foi usado o pacote *ggplot2* (WICKHAM, 2016).

Para testar se as perturbações estão estruturadas em função das idades da cronosequência delimitada no PEDI, foi realizada uma PCA das perturbações e verificada a explicação de cada eixo, bem como a contribuição de cada variável para os eixos. Em seguida, foi realizada a PERMANOVA, utilizando a função *adonis* do pacote *vegan* (OKSANEN, 2017), e teste de diferenças par a par, utilizando a função *pairwise.adonis*.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. As perturbações antrópicas no PEDI

De forma geral, 2534 perturbações foram registradas nos dez hectares analisados, havendo 353,5 pontos.ha<sup>-1</sup> em parcelas de floresta madura, 222,7 nas parcelas em regeneração tardia e 150,7 nas parcelas em regeneração inicial. A perturbação mais recorrente foi a exploração de recursos madeireiros e não madeireiros (68,72% do total), majoritariamente registrados na forma de corte e retirada de madeira. Espécies invasoras compuseram o segundo indicador mais abundante, representando 22,93% dos registros. Outras perturbações encontradas em campo, embora de forma menos expressiva, foram: animais domésticos asselvajados; degradação de corpos hídricos; equipamentos de recreação informal e formal; poluição sonora; resíduos sólidos; sinais de incêndio, queimadas e fogueiras; clareiras antrópicas e equipamentos de urbanização. Nestes casos, a contribuição relativa de cada perturbação foi igual ou inferior a 2% do total geral (Tabela 2).

**Tabela 2.** Registro das perturbações antrópicas encontradas em 10 ha de parcelas em cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE, Brasil.

Indicadores	Parcelas			Total do indicador
	Inicial	Tardia	Madura	
Exploração de recursos	191	427	1126	1744
Espécie Exótica Invasora	186	181	215	582
Equipamentos de recreação informal	27	25	4	56
Poluição sonora	1	1	52	54
Sinais de fogo	29	5	2	36
Urbanização	0	27	0	27
Resíduos sólidos	15	2	6	23
Clareira antrópica	1	0	7	8
Degradação de corpos hídricos	1	0	1	2
Animais domésticos	0	0	1	1
Equipamentos de recreação formal	1	0	0	1
<b>Total por idade</b>	452	668	1414	2534
<b>Total por hectare</b>	150,7	222,7	353,5	-

Dentre os sub-indicadores de exploração de recursos vegetais, apenas 0,5% dos registros esteve relacionado à remoção de cascas, galhos e frutos (produtos florestais não-madeireiros). Esse indicador de perturbação foi fortemente representado pelo corte seletivo total ou parcial de indivíduos do sub-bosque, sub-dossel e dossel. (Figura 5).

**Figura 5.** Registro de corte seletivo de indivíduo arbóreo em parcela de floresta madura no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE, Brasil.



Fonte: A autora (2017).

A flora exótica e nativa com potencial de invasão foi caracterizada por espécies como zebrina (*Tradescantia zebrina* (Schinz) D. R. Hunt), jiboia (*Epipremnum pinnatum* (L.) Engl.) e imbé (*Philodendron imbe* Schott ex Kunth.). A lista completa de espécies encontradas está disponível na Tabela 3 (indivíduos que não puderam ser identificados em nível de espécie foram classificados quanto ao gênero ou família). Ressalta-se, no entanto, que as espécies listadas foram consultadas nos bancos de dados nacionais e internacionais, em que constam como espécies invasoras. No entanto, pouco se conhece a respeito do comportamento de algumas das espécies no interior do PEDI. Dessa forma, sugerimos estudos adicionais sobre o potencial real de invasão de tais espécies no interior do Parque.

**Tabela 3.** Lista de famílias, gêneros e espécies nativas e exóticas com comportamento potencialmente invasor registradas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE, Brasil.

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Origem</b>
Agavaceae	Agavaceae 1	Exótica
Araceae	<i>Dieffenbachia seguine</i> (Jacq.) Schott	Exótica
Araceae	<i>Epipremnum pinnatum</i> (L.) Engl.	Exótica
Araceae	<i>Philodendron imbe</i> Schott ex Endl.	Exótica
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq	Exótica
Commelinaceae	<i>Tradescantia zebrina</i> (Schinz) D. R. Hunt	Exótica
Fabaceae	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Exótica
Poaceae	<i>Parodiolyra micrantha</i> (Kunth) Davidse & Zuloaga	Nativa
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Nativa

Fonte: Instituto Hórus (2018); Flora do Brasil 2020 em construção (2018). Obs: Quatro morfoespécies foram identificadas apenas até o nível de gênero ou família, e foram apontadas como espécies com potencial de invasão de acordo com profissional auxiliar de campo, experiente na área do Parque. No entanto, não constam na lista devido à ausência de confirmações acerca da taxonomia das espécies.

Com relação às espécies nativas com potencial invasor, a tiririca (*Cyperus rotundus* L.) e o bambuzinho (*Parodiolyra micrantha* (Kunth)) foram encontradas de forma abundante em grande parte das parcelas amostradas (Figura 6), chegando a corresponder a 100% cobertura (tiririca) em determinados trechos, principalmente nas parcelas em regeneração inicial. Embora sejam espécies nativas, a alta dominância e frequência dessas na área estudada levanta questionamentos a respeito de seu potencial invasor, levando em conta o critério de impacto realizado sobre a assembleia de plantas de um dado local.



**Figura 6.** Presença de espécies invasoras (*Parodiolyra micrantha* (Kunth) Davidse & Zuloaga) e *Cyperus rotundus* L.) em parcela de regeneração inicial no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco – Brasil.



Fonte: A autora (2017).

Equipamentos informais de recreação, como trilhas de *motocross* e de caminhada, foram observados em 56 pontos. Vestígios de queimadas foram registrados em 36 pontos, sendo frequentemente acompanhados de retirada de madeira. Sinais de urbanização foram encontrados em 27 pontos, tendo como sub-indicadores a presença de cercas e estradas dentro das parcelas. Ainda, resíduos sólidos (lixo comum e entulho) foram encontrados em 23 pontos. A poluição sonora também esteve presente em 151 pontos, sendo proveniente de estradas e bares circunvizinhos às parcelas.

Oito clareiras de origem antrópica e uma ocorrência de degradação de córrego foram registrados no interior das parcelas. A presença de animais domésticos não foi detectada durante o caminhada das parcelas; no entanto, foi possível registrar o latido de cães (*Canis familiaris* Linnaeus, 1758) em área próxima. Alguns dos registros fotográficos realizados durante o caminhada das parcelas podem ser observados na Figura 7.

**Figura 7.** Registros de resíduos sólidos (a), queimada associada a corte seletivo (b) e trilhas informais utilizadas para prática de motocross (c, d), encontrados no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE, Brasil.

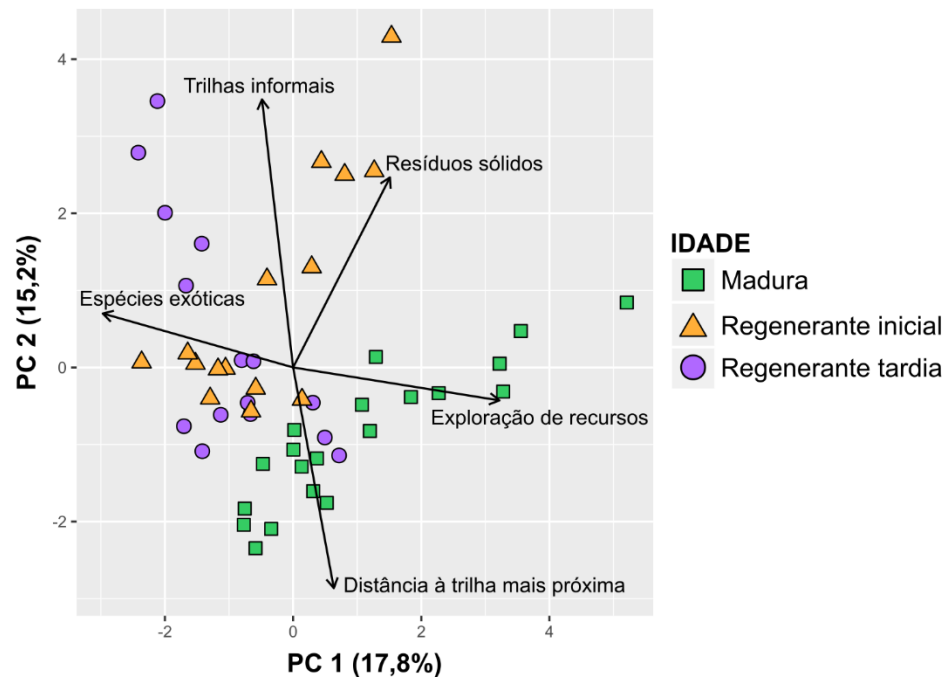


Fonte: A autora (2017).

As perturbações antrópicas estão estruturadas de acordo com as idades da cronossequência do PEDI ( $F = 4,8948$ ;  $p = 0,001$ ). Ao realizar a ordenação das perturbações, foi observado que os dois primeiros eixos da PCA explicam 33% da variação. As parcelas correspondentes à floresta madura apresentaram menor variação entre si, com um padrão de agrupamento relacionado à exploração de recursos madeireiros e não madeireiros e à distância até

a trilha mais próxima. As perturbações associadas às parcelas em regeneração se misturaram; no entanto, é possível observar o agrupamento das parcelas regenerantes iniciais ao longo de um gradiente de presença de resíduos sólidos e das parcelas regenerantes tardias à presença de trilhas dentro das parcelas e espécies exóticas (Figura 8).

**Figura 8.** Análise de componentes principais (PCA) da variância das perturbações antrópicas em uma cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE, Brasil



A exploração de recursos madeireiros, perturbação mais recorrente na área avaliada, causa um desbaste seletivo e difuso das árvores maiores, trazendo uma série de efeitos negativos para os demais indivíduos da comunidade, para a comunidade de sub-bosque e para o solo (ASNER, 2005; VILLELA et al., 2006), causando impacto direto em processos hidrológicos, no estoque de carbono, e nas espécies vegetais e animais, além de tornar o ambiente propenso a incêndios e processos erosivos (ALEIXO, 1999; ASNER et al., 2006; COCHRANE; LAURANCE, 2002).

Essa prática é historicamente reportada na Mata Atlântica, sendo estes produtos destinados a diversos usos para a comunidade, como produção de combustível, construção de casas, tecnologia, alimentação, remédios, pigmentação, dentre outros fins. Da Cunha e Albuquerque (2006) encontraram, em estudo realizado na Mata Atlântica no Nordeste do Brasil, que 78% da população que utiliza os recursos florestais tem preferência pela utilização do tronco

da árvore, sendo destinados principalmente à construção (39,2%), produção de combustível (21,6%) e tecnologias (19%). Tal preferência pelo uso do tronco pode explicar a relação entre esse indicador de perturbação e as parcelas de floresta madura, visto que a assembleia arbórea em idades avançadas tende a ser composta por espécies de maior porte, com maior diâmetro e maior densidade de madeira nas espécies predominantes.

De acordo com De Medeiros et al. (2011), 92% da madeira extraída de um fragmento de Floresta Atlântica, também localizado na Região Metropolitana do Recife, é destinado à produção de energia, sendo esta exploração realizada em poucas espécies e de maneira destrutiva. Devido à proximidade entre as áreas estudadas e o PEDI, pode-se inferir que os recursos florestais utilizados pela população possuem destinação semelhante.

Áreas com histórico de intensiva utilização e manejo antrópico, posteriormente abandonadas para a regeneração, compõem ecossistemas emergentes (*novel ecosystems*); e esses sistemas são altamente susceptíveis à colonização de espécies exóticas invasoras, que podem se alastrar rapidamente mesmo em áreas protegidas (HOBBS et al., 2006). No PEDI, o fragmento de floresta regenerante inicial e tardia apresenta essa característica, o que pode explicar a forte associação entre essa perturbação e as parcelas em regeneração no presente estudo.

Sampaio e Schmidt (2013) alertam sobre a frequência de espécies exóticas invasoras encontradas em Unidades de Conservação brasileiras, as quais são registradas, em sua grande maioria, nas UCs estabelecidas no bioma Mata Atlântica. Os autores ainda discutem sobre a necessidade de ações de monitoramento e manejo das espécies invasoras, a nível nacional. De acordo com o plano de manejo do PEDI, 23 espécies exóticas invasoras são encontradas em seu interior (AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE MEIO AMBIENTE, 2014), e os resultados encontrados no presente estudo reafirmam a urgência do controle dessa perturbação nos fragmentos.

Outras perturbações encontradas apresentam impactos importantes sobre os ecossistemas florestais tropicais – queimadas de origem antrópica, mesmo quando mais leves, são capazes de remover mais de 70% das populações de plântulas e lianas, o que pode comprometer fortemente a estrutura da assembleia regenerante (COCHRANE; SCHULZE, 1999). Por outro lado, a urbanização, como abordada por De Paula, Costa e Tabarelli (2011), é um dos principais modificadores da paisagem, criando matrizes de baixa permeabilidade e potencializadoras do efeito de borda em fragmentos florestais. Além disto, a urbanização pode ser considerada um

indicativo do aumento populacional humano nos entornos de ambientes naturais ainda conservados. Ribeiro et al. (2015) indica que a proximidade da população aos fragmentos florestais como uma das principais fontes de perturbação antrópica. Ainda, os resíduos sólidos encontrados provocam impactos sobre mananciais hídricos e solos em decorrência do depósito de matéria orgânica e contaminantes (MUCELIN; BELLINI, 2008).

A poluição sonora, por sua vez, é uma perturbação que apresenta impacto indireto sobre a flora: Buxton et al. (BUXTON et al., 2017) relataram o efeito disruptivo do incremento antrópico do ruído de fundo em áreas protegidas nos Estados Unidos, que causou impactos no comportamento e *fitness* da fauna silvestre, e consequente modificação na composição da comunidade. Neste estudo, a poluição sonora foi relacionada à presença de redes de transporte, desenvolvimento urbano e extrativismo da área, e essas características se assemelham às encontradas na paisagem periurbana em que o PEDI está inserido.

#### 4.2 Facilidade de acesso e fertilidade do solo

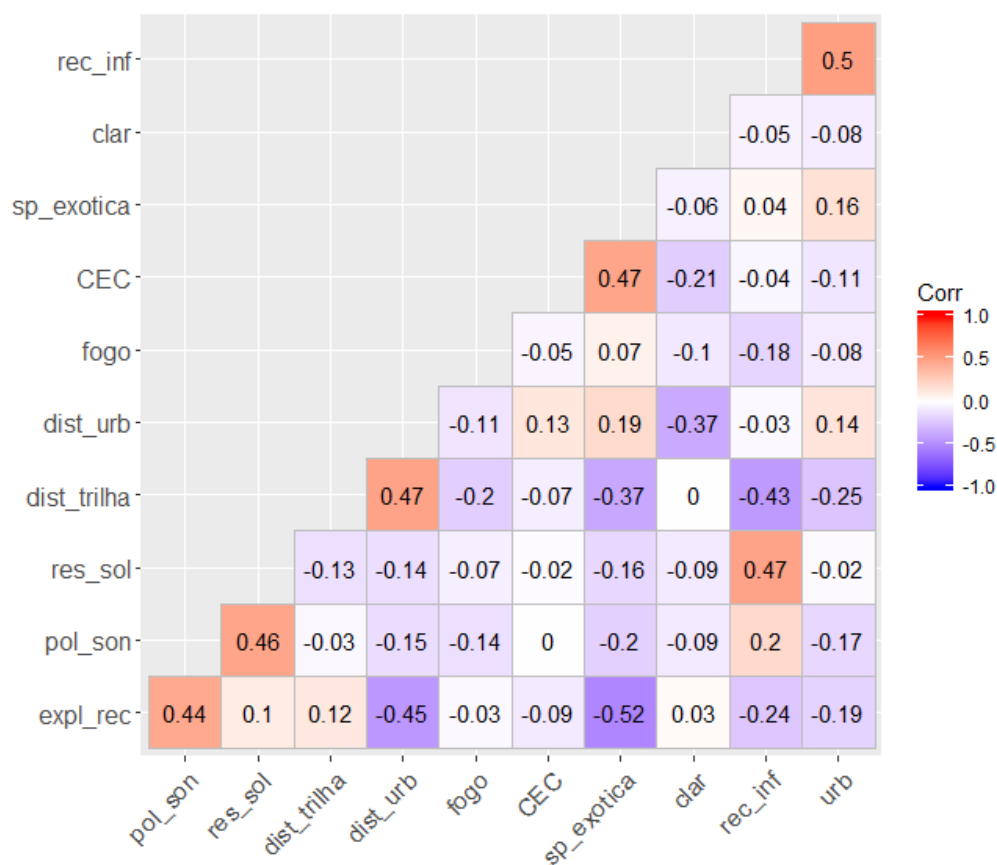
O acesso às parcelas variou de 62 a 2849,5 metros (à borda mais próxima) e entre 11 e 319,9 metros de distância mínima por trilha principal mapeada. Considerou-se que quanto menor a distância percorrida entre a borda e as parcelas estudadas, maior seria o potencial de utilização destas áreas pela população para fins diversos, ocasionando, como consequência, maior perturbação nas áreas com distâncias pequenas (acesso facilitado). No entanto, não se observou uma estruturação das perturbações em função destas variáveis de facilidade de acesso, apresentando distribuição difusa na análise de ordenação dos indicadores. A acentuada variação no relevo do PEDI pode ser uma das limitações a explicar a ausência de relação entre estas variáveis, visto que o mapa de elevações indica a presença de áreas com relevo acidentado no interior do Parque, sendo um possível fator de dificuldade de acesso às trilhas mais próximas à borda.

Quanto à fertilidade do solo (CTC), os valores variaram entre  $5,55 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$  e  $56,35 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ , apresentando efeito significativo na riqueza de espécies, mas sem contribuição para o estoque de biomassa. Esses valores se assemelham aos encontrados por Poorter et al. (2016), em estudo realizado em florestas secundárias neotropicais, cujos os valores de CTC variaram entre 2 a  $65 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ . Neste estudo, a fertilidade do solo também não apresentou efeito sobre o estoque de biomassa em florestas regenerantes. Considera-se que tal resultado pode ser

explicado pela ausência de nitrogênio e fósforo como variáveis explicativas (não são íons considerados no cálculo de CTC), sendo que ambos são recursos frequentemente limitantes para a produtividade florestal (DAVIDSON et al., 2007; QUESADA et al., 2012).

As variáveis explicativas apresentaram baixa correlação de Pearson, com valor de  $\rho < \pm 0,52$  na matriz (Figura 9). A extração dos eixos da PCA de perturbações permitiu verificar que os quatro primeiros eixos foram capazes de explicar 77% da variação dos dados, representando dimensões não correlacionadas. Valores de contribuição dos eixos e coeficientes de correlação entre as variáveis e os eixos estão disponíveis no Apêndice 2.

**Figura 9.** Matriz de correlação entre as variáveis explicativas (perturbações, CTC e facilidade de acesso) selecionadas para o estudo.



Legenda: CEC = capacidade de troca de cátions; rec\_inf = equipamentos de recreação informal; sp\_exótica = espécie exótica invasora; expl\_rec = exploração de recursos; pol\_son = poluição sonora; res\_sol = resíduos sólidos; fogo = sinais de fogo ou queimada; urb = sinais de urbanização; clar = clareiras antrópicas; dist\_trilha = distância até a trilha mais próxima; dist\_urb = distância até a borda mais próxima.

### 4.3. Riqueza da assembleia de sub-bosque e impactos da perturbação antrópica

Foram registrados 2112 indivíduos no sub-bosque da área estudada. Na área madura, foram encontrados 5960 ind.ha<sup>-1</sup>, distribuídos em 99 espécies. Na área regenerante tardia, foram encontrados 4648,8 ind.ha<sup>-1</sup> em 76 espécies; enquanto que, na área regenerante inicial, foram registrados 6177,7 ind.ha<sup>-1</sup> distribuídos em 77 espécies. A composição de espécies foi significativamente distinta entre as idades da cronossequência ( $F = 4,4617$ ;  $p < 0,001$ ), em que a assembleia de sub-bosque da área madura diferiu das áreas em regeneração (inicial e tardia apresentaram composição similar).

As perturbações antrópicas apresentaram impacto negativo sobre a riqueza de espécies de sub-bosque. Esta influência não foi condicionada pela estrutura espacial, tendo o modelo de regressão linear múltipla apresentado o menor valor de delta. Dos 11 indicadores utilizados para a construção do modelo selecionado, apenas as perturbações provenientes de equipamentos de recreação informal (trilhas de caminhada e de *motocross*) e a ocupação por espécies invasoras impactaram significativamente a riqueza de espécies ( $F = 28,7070$  e  $28,9927$ ;  $p < 0,0001$ , respectivamente). A presença de espécies invasoras apresentou correlação negativa com a riqueza de espécies de parcelas em idade madura ou estágio avançado de regeneração, havendo pouco efeito sobre a assembleia em estágios regenerantes iniciais (Figura 10a). A presença de trilhas informais, por sua vez, afetou negativamente a riqueza de espécies em áreas de regeneração tardia (Figura 10b).

A análise da variância feita a partir da RDA de perturbações permitiu verificar que todos os indicadores selecionados, à exceção dos resíduos sólidos e da urbanização, apresentaram efeito significativo sobre a composição de espécies, cujo modelo apresentou  $r^2_{\text{ajustado}} = 0,27$  (tabela da ANOVA disponível no Apêndice 3). Os indicadores que mais explicaram os resultados encontrados foram: presença de trilhas de recreação informal ( $F = 4,54$ ;  $p = 0,001$ ) e espécies exóticas ( $F = 4,63$ ;  $p = 0,001$ ). Além dos indicadores, o CTC e os indicadores de facilidade de acesso também apresentaram efeito sobre a composição de espécies.

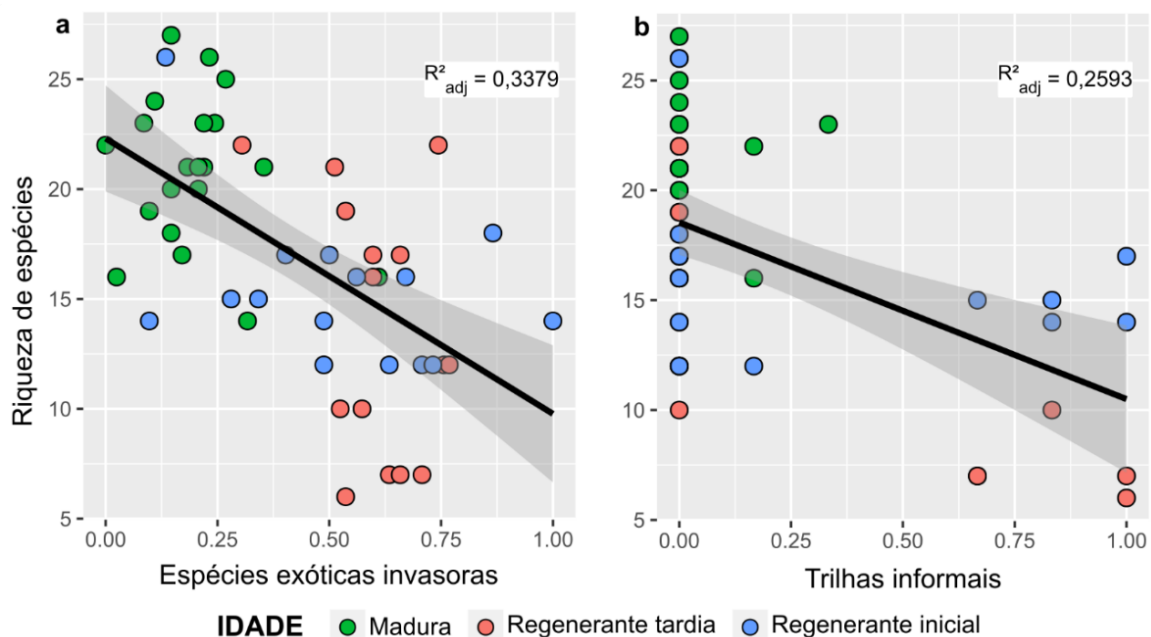
A seleção do tipo *forward* resultou na escolha dos nove dbMEMs mais importantes. O mesmo procedimento de seleção foi realizado com a matriz de perturbações, resultando na exclusão das variáveis: sinais de fogo/ queimadas; resíduos sólidos; e urbanização. Ao considerar a autocorrelação espacial como condição, as variáveis “Equipamentos de recreação informal”, “Espécies exóticas”, “Clareiras antrópicas”, “Distância até a borda”, “Idade” e “CTC”

apresentaram efeito significativo sobre a composição de espécies ( $p < 0,05$ ), sendo os valores de F mais altos para equipamentos de recreação informal ( $F = 4,7086$ ) e CTC ( $F = 2,7025$ ).

Dessa forma, foi encontrado que 45% da variância da composição de espécies é explicada pelos componentes adicionados ao modelo (variáveis explicativas). Desta porcentagem, apenas 4% é explicado exclusivamente pelas perturbações antrópicas, idade, CTC e facilidade de acesso; cerca de 23% da variância é, de fato, explicado pela proximidade entre as parcelas (estrutura espacial). No entanto, 18% da variância indica que os fatores antrópicos, a fertilidade e a idade do solo contribuem para a diferença de composição de espécies, mas estes fatores estão distribuídos em grupos distintos ao longo da área de estudo.

A intensidade de perturbações antrópicas registrada neste estudo indica forte impacto sobre a biodiversidade do PEDI, sendo agravado devido ao caráter crônico de grande parte das perturbações. Tal característica torna complexa a detecção e monitoramento das perturbações por técnicas de sensoriamento remoto. Essas ameaças silenciosas, no entanto, apresentam resultados alarmantes – ao extrapolar os resultados encontrados para toda a extensão do Parque, estima-se que 202 mil indivíduos são removidos por meio de corte total ou parcial, além de haver 67 mil pontos de invasão de espécies vegetais e mais de 29 km de trilhas principais e secundárias mapeadas.

**Figura 9.** Regressão linear múltipla da riqueza de espécies de sub-bosque em função das variáveis espécies exóticas e nativas com potencial de invasão (a) e trilhas informais (b) no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE.





Os resultados também demonstram como a presença e dominância de espécies invasoras caracterizam uma perturbação invisível numa escala ampla, mas que, em pequena escala, apresentam impactos significativos sobre a riqueza e diversidade da assembleia de plantas do PEDI. Como discutido por Válery et al. (2008), ao levar em conta a dimensão geográfica como fator exclusivo para a definição de espécies exóticas com potencial invasor, muitas espécies nativas não são consideradas preocupantes, mesmo apresentando potencial de invasão biológica e alto padrão de dominância durante a regeneração florestal.

Ao integrar outras dimensões na definição de *espécies invasoras*, a tiririca (*Cyperus rotundus* L.) e o bambuzinho (*Parodiolyra micrantha* (Kunth) Davidse & Zuloaga) podem ser considerados espécies nativas de comportamento invasor no PEDI, visto que a densidade de ocupação destas espécies no espaço impede/ limita o estabelecimento de outras espécies comuns da regeneração florestal, modificando, assim, a assembleia de plantas da área estudada.

Diversas trilhas de caminamento são detectadas no interior e margens das áreas avaliadas no Parque, caracterizadas por erosão e compactação do solo. Essa perturbação é mais associada a modificações na riqueza do fragmento de floresta em regeneração, em que o acesso para recreação é mais facilitado devido à baixa densidade de indivíduos. Em florestas tropicais na Austrália, trilhas utilizadas para recreação, tanto de natureza formal quanto informal, apresentaram uma perda similar de estratos florestais em suas margens, e trilhas mais largas ocasionaram maior perda de área florestal (BALLANTYNE; PICKERING, 2015).

A magnitude do impacto foi variável, de acordo com o nível de manutenção e intensidade de uso das trilhas formais e informais. Além disso, Silva et al. (2017) encontraram que o incremento na largura da trilha é negativamente associado à redução em parâmetros estruturais (altura e DAP) das árvores, aumento na densidade de lianas e espécies exóticas, além de maior proporção de espécies pioneiras e anemocóricas. No PEDI, a baixa manutenção e fiscalização das áreas florestais, incluindo dos equipamentos de recreação formal e informal tornam o fragmento mais susceptível a alterações na estrutura florestal.

Além disto, as diversas trilhas principais e secundárias encontradas servem como facilitadoras para as perturbações antrópicas na paisagem periurbana, sendo intensamente utilizadas devido à proximidade da população do entorno e à facilidade de acesso a interior do fragmento. O PEDI está inserido numa paisagem que apresenta diversos tipos de uso do solo por parte da sociedade, e os recursos madeireiros e não madeireiros são intensamente explorados pela

população do entorno, com acesso facilitado pelas trilhas. As características da paisagem são facilitadoras desses processos, pois o Parque é cercado por rodovias e bairros densamente habitados.

Embora muito se saiba acerca dos efeitos de eventos agudos de perturbação antrópica em florestas tropicais (EZCURRA, 2016; HILL et al., 2011; MARTÍNEZ-RAMOS et al., 2016; TAUBERT et al., 2018), poucos estudos abordam este problema utilizando uma escala menor, em que se pode notar o impacto das perturbações crônicas *in loco*, principalmente na Mata Atlântica (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Os resultados encontrados apontam que o conjunto de perturbações crônicas locais modificam a direção sucessional das assembleias de plantas em fragmentos periurbanos.

Perturbações crônicas não permitem a recuperação da floresta devido ao seu caráter repetitivo, levando os remanescentes a uma sucessão estagnada (MALIK; PANDEY; BHATT, 2016). Com os resultados obtidos, acredita-se que o PEDI é bastante susceptível a este processo, visto que perturbações antrópicas históricas podem modificar a composição de espécies de maneira significativa ao longo dos anos, mesmo após mais de cinquenta anos de regeneração após a interrupção das pressões (GOLDSMITH; COMITA; CHUA, 2011). A floresta estudada está, atualmente, atingindo tal idade de regeneração, mas a composição de espécies das áreas regenerantes e maduras é notavelmente distinta.

#### 4.4. Biomassa acima do solo (BAS) no dossel

Os valores de BAS variaram entre 15,21 Mg.ha<sup>-1</sup> em parcelas de floresta em regeneração inicial a 195,40 Mg.ha<sup>-1</sup> em parcelas de floresta madura (Tabela 4). O aumento da BAS foi progressivo com o avanço da idade, comportamento esperado numa cronossequência ( $F = 11,77$ ;  $p < 0,001$ ). O estoque de biomassa acima do solo reduziu com o aumento da abundância de espécies exóticas ( $F = 6,659$ ;  $p = 0,025$ ) e trilhas informais ( $F = 5,761$ ;  $p = 0,035$ ), além de ter apresentado relação negativa com solos com alta capacidade de troca de cátions ( $F = 19,054$ ;  $p = 0,001$ ) (Figura 11). A correlação espacial entre amostras não apresentou influência sobre o estoque de biomassa, sendo o modelo de regressão linear múltipla (sem incluir variáveis espaciais) considerado o mais adequado, apresentando o menor valor de delta no processo de seleção *forward*.

**Tabela 4.** Estimativa de biomassa acima do solo (BAS) nas parcelas do módulo RAPELD/ PPBio, sítio PEDI, utilizando equação pantropical elaborada por Pearson, Walker e Brown (2013).

<b>Parcela</b>	<b>BAS (Mg.ha<sup>-1</sup>)</b>
Madura – M1	195,4074 a
Madura – M2	185,8200 a
Regenerante Tardia – RT1	35,9468 b
Regenerante Inicial – RI1	15,2104 b
Regenerante Inicial – RI2	16,9963 b

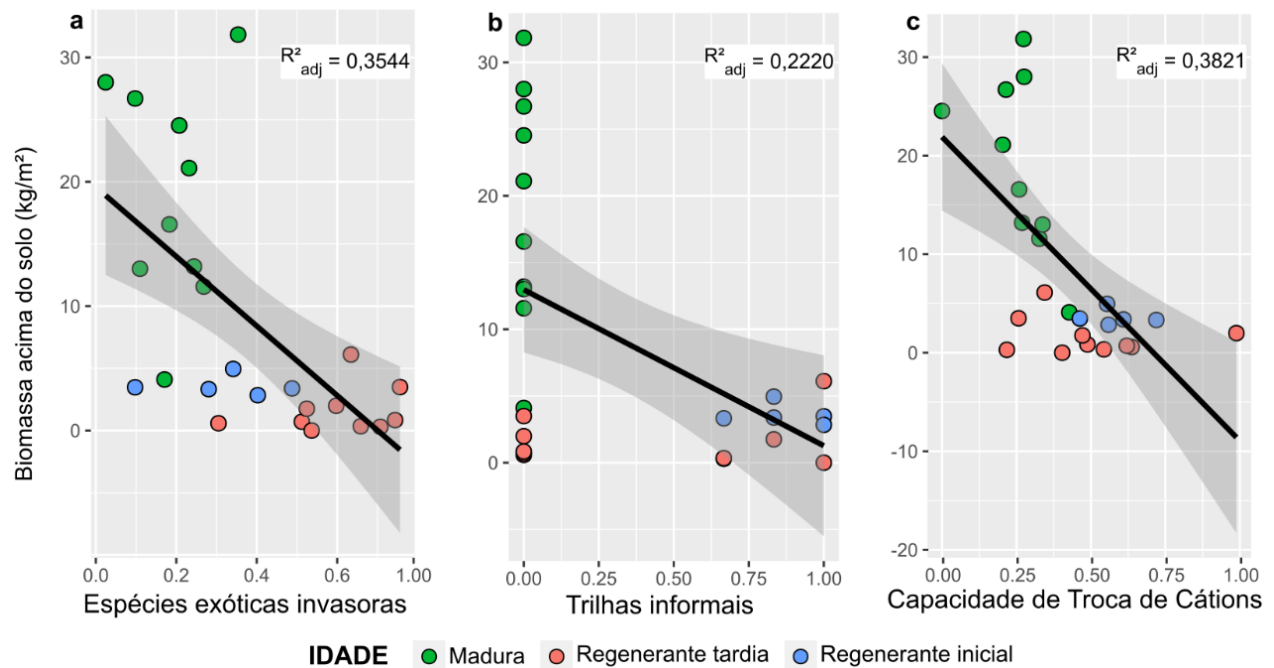
Os valores encontrados para biomassa acima do solo para florestas maduras estão semelhantes aos encontrados por Fonsêca et al. (2017) em equação ajustada para o PEDI, em que o valor estimado de biomassa acima do solo na floresta madura foi 255 Mg.ha<sup>-1</sup>. Entretanto, os valores para floresta em regeneração após 20 anos estão abaixo do esperado para uma região com alta pluviosidade – cerca de 125 a 190 Mg.ha<sup>-1</sup> (POORTER et al., 2016). Essa drástica redução de biomassa pode ser explicada pelo histórico de perturbações no PEDI, fator que pode atrasar o desenvolvimento da floresta e, assim, reduzir seu potencial de estoque de biomassa (CHAZDON, 2008).

Desta forma, destaca-se o papel disruptivo das perturbações antrópicas no estoque de biomassa acima do solo, um *proxy* para o funcionamento e serviços dos ecossistemas. Na floresta estudada, os estoques de BAS para áreas em regeneração inicial e tardia foram inferiores aos reportados em outras florestas secundárias neotropicais (POORTER et al., 2016). O estoque estimado de BAS arbóreo no fragmento estudado é cerca de oito vezes menor do que os encontrados em outras áreas neotropicais de florestas com alta precipitação anual (> 2000 m) e idade de regeneração semelhante (> 20 anos).

Alves et al. (2010) encontraram valores para BAS na Mata Atlântica que variaram entre 166,3 Mg.ha<sup>-1</sup> na restinga e 283,2 Mg.ha<sup>-1</sup> para florestas montanas. Neste mesmo estudo, os valores de BAS para um fragmento de Mata Atlântica de terras baixas (mesma condição que o PEDI), a estimativa foi de 198,4 Mg.ha<sup>-1</sup>, sendo um valor próximo aos estimados nas parcelas maduras M1 e M2 do presente estudo. Além das características topográficas e da estrutura florestal, observadas por Alves et al. (2010) como fatores capazes de explicar 91% da variação de biomassa acima do solo, as perturbações humanas realizadas no passado também são importantes

fatores que afetam a estrutura da floresta e o acúmulo de biomassa em florestas tropicais. Os efeitos duradouros de mudanças climáticas, perturbações naturais e antrópicas afetam os processos atuais em florestas tropicais, embora sejam variáveis de difícil resgate e investigação (CLARK, 2007).

**Figura 10.** Regressão linear múltipla da biomassa acima do solo (BAS) da assembleia do dossel em função das variáveis: espécies exóticas e nativas com potencial invasor (a), trilhas informais (b) e capacidade de troca de cátions (c) em uma cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE.



A redução de biomassa arbórea observada com o aumento da presença de espécies invasoras nos fragmentos indica impacto negativo no ecossistema estudado, embora Liao et al. (2008) tenham encontrado, em meta-análise, que a presença de espécies exóticas invasoras pode influenciar positivamente o fluxo e o estoque de carbono nos ecossistemas florestais, em campos e áreas alagadas. O incremento de carbono no ecossistema também é observado por Ehrenfeld (2010), embora o autor ressalte as diversas modificações no funcionamento ecossistêmico em decorrência da presença de tais espécies. A invasão de espécies pode causar profundos e irreparáveis danos aos ecossistemas nativos, por meio da degradação da integridade estrutural, funcional e composicional (HUGHES et al., 2017).

Embora a extração de recursos vegetais não tenha apresentado impacto significativo no estoque de biomassa na área estudada, sugere-se o aprofundamento de estudos sobre a dinâmica

de corte de espécies no Parque Estadual de Dois Irmãos, visto que a extração seletiva de madeira é uma perturbação crônica e detectada abundantemente nos fragmentos. Além disso, sugere-se o estudo aprofundado da dinâmica de BAS neste cenário altamente antrópico. Os resultados aqui apresentados permitem vislumbrar que uma considerável quantidade de biomassa e, conseqüentemente, de serviços ecossistêmicos esteja em declínio nos fragmentos avaliados neste estudo (CAVIEDES; IBARRA, 2017; SPECHT et al., 2015).

É pertinente ressaltar que a utilização desses recursos foi observada de forma mais abundante nas áreas próximas à estrada pavimentada que divide os fragmentos do Parque (Estrada dos Macacos), onde há populações estabelecida, sendo, em sua maioria, compostas por famílias de baixa renda. Assim, a remoção de biomassa florestal pode estar associada à facilidade de acesso à floresta e às trilhas primárias e secundárias. Ribeiro et. al (2015) encontraram que, para a Caatinga, a perturbação proveniente da economia baseada no extrativismo pode ser responsável pela conversão de florestas maduras em estágios sucessionais secundários, em decorrência da constante retirada de produtos florestais e práticas de pecuária. Com isto, propõe-se que a exploração desses recursos seja abordada no plano de manejo do PEDI.

Na Mata Atlântica nordestina, a remoção crônica de florestas primárias e secundárias para lenha está associada à proximidade de populações rurais de baixa renda às bordas dos fragmentos, e a retirada de madeira é concentrada em espécies primárias iniciais, usadas principalmente como combustível para fins culinários (lenha) por 76% das famílias rurais (SPECHT et al., 2015). A população local depende fortemente de recursos florestais, e isto expõe a urgência de regulamentar o uso de tais produtos em florestas tropicais imersas em paisagens periurbanas para o manejo sustentável.

Além disso, estudos apontam a necessidade de que as ações voltadas à proteção de serviços ecossistêmicos de florestas tropicais sejam focadas em áreas povoadas (MANHÃES et al., 2018). A facilidade de acesso aos fragmentos e a presença de trilhas são indicadores associados à presença humana no entorno e no interior dos fragmentos, e ambos apresentaram efeitos negativos à biodiversidade de sub-bosque e ao estoque de BAS arbóreo. Diante disso, é impossível desconsiderar a população e suas demandas ao planejar estratégias efetivas de conservação em um cenário periurbano.

Nas áreas de floresta regenerante inicial, foi possível notar uma baixa presença de árvores de grande porte - em alguns segmentos, nenhum indivíduo adulto foi encontrado -, o que pode ser

uma resposta ao impacto das perturbações, na forma de homogeneização biótica e secundarização de florestas tropicais. Esses processos podem ser atribuídos à invasão biológica (OLDEN; ROONEY, 2006) e a à proliferação de espécies pioneiras, como resultado da reorganização da flora nativa após um evento de perturbação, como a fragmentação (LÔBO et al., 2011).

Ambos os processos citados acima foram encontrados dentro do fragmento estudado, o que esclarece por que essas áreas apresentam estimativas de AGB tão baixas. É importante abordar esses impactos, já que tanto a biodiversidade quanto as funções do ecossistema estão sendo altamente ameaçadas devido ao uso insustentável das florestas em paisagens dominadas e modificadas por humanos.

## 5. CONCLUSÕES

Além das perturbações antrópicas de natureza aguda, diversas ações humanas crônicas afetam os ecossistemas florestais tropicais em um cenário periurbano, afetando desde o nível de comunidades até o nível ecossistêmico. É de extrema importância ressaltar o efeito deletério dessas perturbações de pequena intensidade, porém constantes, que ameaçam de forma silenciosa os remanescentes florestais na Mata Atlântica periurbana. Neste estudo, foi possível concluir que, mesmo parâmetros mais simples, como a riqueza de espécies, são afetados pela presença de perturbações antrópicas, e estas alterações se estendem à composição de espécies e à capacidade de armazenamento de estoque de carbono na forma de biomassa acima do solo, mesmo controlando o efeito das idades da cronossequência. Tais achados indicam que este conjunto de perturbações pode provocar uma cascata de modificações no padrão de sucessão ecológica e no provisionamento de funções e serviços ecossistêmicos de forma ainda mais intensa.

A matriz em que o Parque Estadual de Dois Irmãos está inserido apresenta natureza complexa, visto que este tipo de paisagem apresenta diversos tipos de uso e conflitos entre as partes interessadas. As fontes de perturbação antrópica encontradas nesse estudo são variadas e difusas, de forma que não é possível atribuir a responsabilidade de tais alterações a apenas um setor, ou exclusivamente à população circunvizinha ao fragmento. Dessa forma, diagnósticos *in situ*, tal como o presente trabalho, são ferramentas importantes para tomadas de decisão na esfera pública, visto que o PEDI é uma Unidade de Conservação legalmente instituída, com plano de manejo e gestão estabelecida.

Sugere-se, como alternativa de melhoria para as tomadas de decisão no PEDI, o refinamento de pesquisas, selecionando os indicadores de perturbação mais relevantes no presente diagnóstico (ex: espécies exóticas e nativas com potencial invasor; trilhas informais; corte seletivo de madeira). Dessa forma, é possível compreender a dinâmica de distribuição, ocorrência e magnitude dessas perturbações em escala espaçotemporal no Parque, contribuindo, dessa forma, para ações estratégicas mais eficientes e eficazes. Recomenda-se, também, que a gestão do Parque, sob posse desse diagnóstico, considere as informações aqui reportadas nas ações de manejo da Unidade de Conservação.

Por fim, conclui-se que é impossível elaborar estratégias de conservação eficientes sem considerar o efeito da urbanização em remanescentes florestais periurbanos. Assim, sugere-se que as ações de conservação voltadas para o PEDI, bem como para outros remanescentes florestais inseridas em contexto semelhante, considerem as demandas socioeconômicas e socioambientais das partes interessadas (*stakeholders*), visando às oportunidades de desenvolver alternativas inclusivas de gestão dos recursos naturais e conservação das florestas tropicais periurbanas, sua biodiversidade e os serviços ambientais por elas prestados.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Plano de Manejo do Parque Estadual de Dois Irmãos**. Disponível em: <[http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS\\_ANEXO/1 PLANO DE MANEJO com lei 11 622.pdf;10;20151015.pdf](http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/1_PLANO_DE_MANEJO_com_lei_11_622.pdf;10;20151015.pdf)>.
- AGUIAR, A. P. et al. The Central and Serra do Mar Corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **The atlantic forest of South America: biodiversity status, threats and outlook**, [s. l.], p. 118–132, 2003. Disponível em: <<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20033157616>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. Humans as niche constructors: Revisiting the concept of chronic anthropogenic disturbances in ecology. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 1–11, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064417300500#bib0620>>. Acesso em: 31 jul. 2018.
- ALEIXO, A. Effects of Selective Logging on a Bird Community in the Brazilian Atlantic Forest. **The Condor**, [s. l.], v. 101, n. 3, p. 537–548, 1999. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2307/1370183>>
- ALLEN, A. Peri-Urbanization and the Political Ecology of Differential Sustainability. In: **The Routledge Handbook on Cities of the Global South**. [s.l.] : Routledge, 2014.
- ALTAF, M. et al. Anthropogenic impact on the distribution of the birds in the tropical thorn forest, Punjab, Pakistan. [s. l.], 2018. Disponível em: <[https://ac.els-cdn.com/S2287884X18301079/1-s2.0-S2287884X18301079-main.pdf?\\_tid=14d71fef-becd-40e4-8ab5-1e6addb150d7&acdnat=1527007727\\_f0c68a7e5f2c7d1b18bd29703ce738b0](https://ac.els-cdn.com/S2287884X18301079/1-s2.0-S2287884X18301079-main.pdf?_tid=14d71fef-becd-40e4-8ab5-1e6addb150d7&acdnat=1527007727_f0c68a7e5f2c7d1b18bd29703ce738b0)>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- ALVES, L. F. et al. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 260, n. 5, p. 679–691, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>>
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, [s. l.], v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/brv.12231>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- ASNER, G. P. Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Science**, [s. l.], v. 310, n. 5747, p. 480–482, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1126/science.1118051>>
- ASNER, G. P. et al. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 103, n. 34, p. 12947–12950, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0604093103>>
- BACCINI, A. et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 182–185, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1354>>
- BAGUETTE, M. et al. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. **Biological Reviews**, [s. l.], v. 88, n. 2, p. 310–326, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/brv.12000>>



- BAKER, T. R. et al. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 10, n. 5, p. 545–562, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00751.x>>
- BALLANTYNE, M.; PICKERING, C. M. Differences in the impacts of formal and informal recreational trails on urban forest loss and tree structure. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 159, p. 94–105, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.007>>
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. **Ecology**, [s. l.], v. 93, n. 12, p. 2560–2569, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1890/11-2054.1>>
- BARBEDO, J. et al. Enhancing ecosystem services for flood mitigation: a conservation strategy for peri-urban landscapes? **Ecology and Society**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. art54, 2014. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol19/iss2/art54/>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, [s. l.], v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nature18326>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- BEER, C. et al. Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. **Science**, [s. l.], v. 329, n. 5993, p. 834–838, 2010. Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/content/329/5993/834>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- BENTSEN, N. S. Carbon debt and payback time – Lost in the forest? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 73, p. 1211–1217, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032117302034>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- BOGONI, J. A. et al. The Influence of Landscape and Microhabitat on the Diversity of Large- and Medium-Sized Mammals in Atlantic Forest Remnants in a Matrix of Agroecosystem and Silviculture. **ISRN Forestry**, [s. l.], v. 2013, p. 1–13, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1155/2013/282413>>
- BONAN, G. B. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. **Science**, [s. l.], v. 320, n. 5882, p. 1444–1449, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18556546>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- BRADSHAW, C. J.; SODHI, N. S.; BROOK, B. W. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s. l.], v. 7, n. 2, p. 79–87, 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/070193>>
- BRANDO, P. M. et al. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 18, n. 2, p. 630–641, 2012. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- BUREL, F. Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 6, n. 3, 1992. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/bf00130028>>
- BUXTON, R. T. et al. Noise pollution is pervasive in U.S. protected areas. **Science**, [s. l.], v. 356,

- n. 6337, p. 531–533, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1126/science.aah4783>>
- CAVIEDES, J.; IBARRA, J. T. Influence of Anthropogenic Disturbances on Stand Structural Complexity in Andean Temperate Forests: Implications for Managing Key Habitat for Biodiversity. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. e0169450, 2017. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0169450>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- CHAVE, J. et al. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 359, n. 1443, p. 409–420, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2003.1425>>
- CHAZDON, R. L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. [s. l.], 2008. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/content/full/320/5882/1458>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- CHEN, J. et al. Microclimate in Forest Ecosystem and Landscape Ecology. **BioScience**, [s. l.], v. 49, n. 4, p. 288–297, 1999. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2307/1313612>>
- CLARK, D. A. Detecting Tropical Forests' Responses to Global Climatic and Atmospheric Change: Current Challenges and a Way Forward. **Biotropica**, [s. l.], v. 39, n. 1, p. 4–19, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00227.x>>
- COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 18, n. 03, p. 311–325, 2002. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1017/s0266467402002237>>
- COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition1. **Biotropica**, [s. l.], v. 31, n. 1, p. 2–16, 1999. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00112.x>>
- CORLETT, R. T.; PRIMACK, R. B. Tropical Rainforest Conservation: A Global Perspective. [s. l.], v. 312, n. 15, p. 51–442, 2008. Disponível em: <<https://wolfweb.unr.edu/~ldyer/classes/396/corlett.pdf>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- CRUTZEN, P. J. Geology of mankind. **Nature**, [s. l.], v. 415, n. 6867, p. 23, 2002. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/415023a>>
- D'ALBERTAS, F. et al. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 407, p. 57–65, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112717303845?via%3Dihub#b9010>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- DA CUNHA, L. V. F. C.; DE ALBUQUERQUE, U. P. Quantitative Ethnobotany in an Atlantic Forest Fragment of Northeastern Brazil – Implications to Conservation. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 114, n. 1–3, p. 1–25, 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10661-006-1074-9>>
- DALLABRIDA, J. P. et al. TREE COMPONENT DEMOGRAPHY IN AN UPPER MONTANE MIXED OMBROPHILOUS FOREST UNDER CHRONIC ANTHROPOGENIC DISTURBANCES. **Revista Árvore**, [s. l.], v. 41, n. 3, 2018. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-)

67622017000300211&lng=en&tlng=en>. Acesso em: 31 jul. 2018.

DAVIDSON, E. A. et al. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. **Nature**, [s. l.], v. 447, n. 7147, p. 995–998, 2007. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nature05900>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. . A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 41, n. 3, p. 393–408, 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800902000897>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

DE MEDEIROS, P. M. et al. Pressure Indicators of Wood Resource Use in an Atlantic Forest Area, Northeastern Brazil. **Environmental Management**, [s. l.], v. 47, n. 3, p. 410–424, 2011. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00267-011-9618-3>>

DE PAULA, M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon Storage in a Fragmented Landscape of Atlantic Forest: The Role Played by Edge-Affected Habitats and Emergent Trees. **Tropical Conservation Science**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. 349–358, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1177/194008291100400310>>

DIAMOND, J. M. Biogeographic Kinetics: Estimation of Relaxation Times for Avifaunas of Southwest Pacific Islands. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 69, n. 11, p. 3199–3203, 1972. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.69.11.3199>>

EDENHOFER, O. et al. (EDS.). Summary for Policymakers. In: **IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation**. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2011.

ELMQVIST, T. et al. (EDS.). **Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-7088-1>>. Acesso em: 21 maio. 2018.

ENEDINO, T. R.; LOURES-RIBEIRO, A.; SANTOS, B. A. Protecting biodiversity in urbanizing regions: The role of urban reserves for the conservation of Brazilian Atlantic Forest birds. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 17–23, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064417301268#bib0050>>. Acesso em: 21 maio. 2018.

EZCURRA, E. Anthropogenic disturbances infiltrate forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 113, n. 19, p. 5150–2, 2016. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27129713>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

FORMAN, R. T. T. Urban ecology principles: are urban ecology and natural area ecology really different? **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 31, n. 8, p. 1653–1662, 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-016-0424-4>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

FURUKAWA, T. et al. Can stumps tell what people want: Pattern and preference of informal wood extraction in an urban forest of Nairobi, Kenya. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 144, n. 12, p. 3047–3054, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320711003648>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

- GALINDO LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. [s.l.] : Island Press, 2003. Disponível em: <[https://books.google.com.br/books?hl=en&lr=&id=FkPy-K4iroAC&oi=fnd&pg=PA3&dq=atlantic+forest+urban&ots=XPnymzAyHP&sig=\\_IaL59R02vzmsnS19khBTXrxp-U#v=onepage&q=urban&f=false](https://books.google.com.br/books?hl=en&lr=&id=FkPy-K4iroAC&oi=fnd&pg=PA3&dq=atlantic+forest+urban&ots=XPnymzAyHP&sig=_IaL59R02vzmsnS19khBTXrxp-U#v=onepage&q=urban&f=false)>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- GENTRY, A. H. **Patterns of Neotropical Plant Species Diversity**, Springer US, 1982. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8\\_1](http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8_1)>
- GERSTNER, K. et al. EDITOR'S CHOICE: REVIEW: Effects of land use on plant diversity - A global meta-analysis. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 51, n. 6, p. 1690–1700, 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2664.12329>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- GHAZOUL, J.; SHEIL, D. **Tropical rain forest ecology, diversity, and conservation**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=sibe01.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mf=027946>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- GIBBS, M. et al. Organisms on the move: ecology and evolution of dispersal. **Biology Letters**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 146–148, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2009.0820>>
- GOLDSMITH, G. R.; COMITA, L. S.; CHUA, S. C. Evidence for arrested succession within a tropical forest fragment in Singapore. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 27, n. 03, p. 323–326, 2011. Disponível em: <[http://www.journals.cambridge.org/abstract\\_S0266467411000010](http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0266467411000010)>
- GOMES-WESTPHALEN, J. S.; LINS-E-SILVA, A. C. B.; DE ARAÚJO, F. S. Who is who in the understory: the contribution of resident and transitory groups of species to plant richness in forest assemblages. **Revista de biologia tropical**, [s. l.], v. 60, n. 3, p. 1025–40, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23025077>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. et al. Urban Ecosystem Services. In: **Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. p. 175–251.
- GUERRA, T. N. F. et al. Urban or rural areas: which types of surrounding land use induce stronger edge effects on the functional traits of tropical forests plants? **Applied Vegetation Science**, [s. l.], v. 20, n. 4, p. 538–548, 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/avsc.12315>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- HAASE, D. et al. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. **Ambio**, [s. l.], v. 43, n. 4, p. 413–33, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24740614>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science (New York, N.Y.)**, [s. l.], v. 342, n. 6160, p. 850–3, 2013. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24233722>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- HILL, J. K. et al. Ecological impacts of tropical forest fragmentation: how consistent are patterns in species richness and nestedness? **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, [s. l.], v. 366, n. 1582, p. 3265–76, 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22006967>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- HOBBS, R. J. et al. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological

world order. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 1–7, 2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>>. Acesso em: 21 maio. 2018.

HOUGHTON, R. A. et al. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, [s. l.], v. 403, n. 6767, p. 301–304, 2000. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10659847>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

HUGHES, R. F. et al. Influence of invasive species on carbon storage in Hawai'i's ecosystems. **Baseline and projected future carbon storage and carbon fluxes in ecosystems of Hawai'i. U.S. Geological Survey Professional Paper 1834. Reston, VA: U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey: 43-55. Chapter 4**, [s. l.], v. 1834, p. 43–55, 2017. Disponível em: <<https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/54375>>. Acesso em: 21 maio. 2018.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Mata Atlântica**. 2015. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/mata-atlantica>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

ISBELL, F. et al. Low biodiversity state persists two decades after cessation of nutrient enrichment. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 16, n. 4, p. 454–460, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/ele.12066>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

JENERETTE, G. D.; POTERE, D. Global analysis and simulation of land-use change associated with urbanization. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 25, n. 5, p. 657–670, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-010-9457-2>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, [s. l.], v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/nph.12989>>

KATTEL, G. R.; ELKADI, H.; MEIKLE, H. Developing a complementary framework for urban ecology. **Urban Forestry & Urban Greening**, [s. l.], v. 12, n. 4, p. 498–508, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1618866713000824>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

KORASAKI, V. et al. Using dung beetles to evaluate the effects of urbanization on Atlantic Forest biodiversity. **Insect Science**, [s. l.], v. 20, n. 3, p. 393–406, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1744-7917.2012.01509.x>>. Acesso em: 21 maio. 2018.

KUUSSAARI, M. et al. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 24, n. 10, p. 564–571, 2009. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19665254>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

LAURANCE, W. F. et al. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 2, n. 10, p. e1017, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0001017>>

LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 107–116, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>>

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, [s. l.], v. 41, n.

- 5, p. 608–617, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00517.x>>
- LEWIS, S. L. et al. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. **Nature**, [s. l.], v. 457, n. 7232, p. 1003–1006, 2009. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nature07771>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- LIAO, C. et al. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. **New Phytologist**, [s. l.], v. 177, n. 3, p. 706–714, 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-8137.2007.02290.x>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- LIVESLEY, S.; ESCOBEDO, F.; MORGENROTH, J. The Biodiversity of Urban and Peri-Urban Forests and the Diverse Ecosystem Services They Provide as Socio-Ecological Systems. **Forests**, [s. l.], v. 7, n. 12, p. 291, 2016. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1999-4907/7/12/291>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- LÔBO, D. et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 287–296, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- LOCKE, D. H.; MCPHEARSON, T. Urban areas *do* provide ecosystem services. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s. l.], v. 16, n. 4, p. 203–205, 2018. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/fee.1796>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- LUCK, G. W. et al. Patterns in bat functional guilds across multiple urban centres in south-eastern Australia. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 28, n. 3, p. 455–469, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9842-0>>
- MACARTHUR, R. .; WILSON, E. . The theory of island biogeography. **Princeton University Press**, [s. l.], v. 1, p. 202, 1967. Disponível em: <[https://books.google.com.br/books?hl=en&lr=&id=wuU3CwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=macarthur+wilson+1967&ots=wYvWiFRdq&sig=5JiA\\_ysJ2ITHjUv2C9tmXcnDHMk#v=onepage&q=macarthur+wilson+1967&f=false](https://books.google.com.br/books?hl=en&lr=&id=wuU3CwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=macarthur+wilson+1967&ots=wYvWiFRdq&sig=5JiA_ysJ2ITHjUv2C9tmXcnDHMk#v=onepage&q=macarthur+wilson+1967&f=false)>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- MACE, G. et al. **MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.273.aspx.pdf>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- MAGALHÃES, J. L. L.; LOPES, M. A.; QUEIROZ, H. L. De. Development of a Flooded Forest Anthropization Index (FFAI) applied to Amazonian areas under pressure from different human activities. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 48, p. 440–447, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X14004105>>
- MAGNUSSON, W. E. et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 19–24, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032005000300002>>
- MALHI, Y. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 100, n. 1, p. 65–75, 2012. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2745.2011.01916.x>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- MALHI, Y. et al. Tropical Forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, [s. l.], v. 39, n. 1, p. 125–159, 2014. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-environ-030713-155141>>. Acesso em: 22

maio. 2018.

MALIK, Z. A.; PANDEY, R.; BHATT, A. B. Anthropogenic disturbances and their impact on vegetation in Western Himalaya, India. **Journal of Mountain Science**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 69–82, 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11629-015-3533-7>>. Acesso em: 21 maio. 2018.

MANHÃES, A. P. et al. Low-cost strategies for protecting ecosystem services and biodiversity. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 217, p. 187–194, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320717304767?via%3Dihub>>. Acesso em: 21 maio. 2018.

MARQUES, M. C. M. et al. Mata Atlântica: o desafio de transformar um passado de devastação em um futuro de conhecimento e conservação. In: PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R. P.; DE BRITO, M. A. (Eds.). **Conhecendo a Biodiversidade**. Brasília: MCTIC, CNPq, PPBio, 2016. p. 50–67.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. et al. Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 113, n. 19, p. 5323–8, 2016. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27071122>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

MARTORELL, C.; PETERS, E. M. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 124, n. 2, p. 199–207, 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320705000522>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

MCDONNELL, M. J. The History of Urban Ecology. In: **Urban Ecology**. [s.l.] : Oxford University Press, 2011. p. 5–13.

MEYER, B. C.; RANNO, S. Landscape ecology and climate change adaptation: new perspectives in managing the change. **Regional Environmental Change**, [s. l.], v. 13, n. 4, p. 739–741, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10113-013-0502-y>>

MITTERMEIER, R. A. et al. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 3–22.

MORRIS, R. J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 365, n. 1558, p. 3709–3718, 2010. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20980318>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade & Natureza**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 111–124, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1982-45132008000100008>>

MUKHERJEE, J. Beyond the urban: rethinking urban ecology using Kolkata as a case study. **International Journal of Urban Sustainable Development**, [s. l.], v. 7, n. 2, p. 131–146, 2015. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19463138.2015.1011160>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [s. l.], v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/35002501>>

NELSON, G. C. et al. Anthropogenic Drivers of Ecosystem Change: an Overview. [s. l.], v. 270,

2006. Disponível em: <<http://digitalcommons.unl.edu/natrespapers>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- NIEMELÄ, J. Ecology of urban green spaces: The way forward in answering major research questions. **Landscape and Urban Planning**, [s. l.], v. 125, p. 298–303, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204614000413?via%3Dihub>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- NORTON, B. A.; EVANS, K. L.; WARREN, P. H. Urban Biodiversity and Landscape Ecology: Patterns, Processes and Planning. **Current Landscape Ecology Reports**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 178–192, 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s40823-016-0018-5>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 15, n. 2, p. 113–120, 2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. **Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects**, 2013. Disponível em: <<http://documents.worldbank.org/curated/en/285391468335978463/Sourcebook-for-land-use-land-use-change-and-forestry-projects>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- PEREIRA, H. M.; DAILY, G. C. MODELING BIODIVERSITY DYNAMICS IN COUNTRYSIDE LANDSCAPES. **Ecology**, [s. l.], v. 87, n. 8, p. 1877–1885, 2006. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1877:mbdicl\]2.0.co](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1877:mbdicl]2.0.co)>
- PEREIRA MARINHO, F. et al. Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. [s. l.], 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.04.006>>. Acesso em: 31 jul. 2018.
- PERES, C. A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W. F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 21, n. 5, p. 227–229, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.03.007>>
- PICKETT, S. T. A. et al. Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. **BioScience**, [s. l.], v. 58, n. 2, p. 139–150, 2008. Disponível em: <<http://academic.oup.com/bioscience/article/58/2/139/259837/Beyond-Urban-Legends-An-Emerging-Framework-of>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- PICKETT, S. T. A. et al. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 92, n. 3, p. 331–362, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>>
- PICKETT, S. T. A. et al. Dynamic heterogeneity: a framework to promote ecological integration and hypothesis generation in urban systems. **Urban Ecosystems**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 1–14, 2017. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11252-016-0574-9>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- PICKETT, S. T. A. **What is one thing every ecologist should know about urban ecology?** 2018. Disponível em: <<https://www.thenatureofcities.com/2018/01/29/one-thing-every-ecologist-know-urban-ecology/>>. Acesso em: 18 maio. 2018.
- PINARD, M. A.; PUTZ, F. E. Retaining Forest Biomass by Reducing Logging Damage. **Biotropica**, [s. l.], v. 28, n. 3, p. 278, 1996. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2307/2389193>>



- PLOTON, P. et al. Toward a general tropical forest biomass prediction model from very high resolution optical satellite images. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 200, p. 140–153, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2017.08.001>>
- POORTER, L. et al. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 24, n. 11, p. 1314–1328, 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/geb.12364>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, [s. l.], v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nature16512>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- QUESADA, C. A. et al. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. **Biogeosciences**, [s. l.], v. 9, n. 6, p. 2203–2246, 2012. Disponível em: <<http://www.biogeosciences.net/9/2203/2012/>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- RAINFOREST CONSERVATION FUND. **Why is there so much biodiversity in tropical rainforests?** «Rainforest Conservation Fund. 2018. Disponível em: <<http://www.rainforestconservation.org/rainforest-primer/2-biodiversity/d-why-is-there-so-much-biodiversity-in-tropical-rainforests/>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- RAVETZ, J.; FERTNER, C.; NIELSEN, T. S. The Dynamics of Peri-Urbanization. In: **Peri-urban futures: Scenarios and models for land use change in Europe**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2013. p. 13–44.
- RIBEIRO-NETO, J. D. et al. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 25, n. 5, p. 943–956, 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10531-016-1099-5>>. Acesso em: 31 jul. 2018.
- RIBEIRO, E. M. S. et al. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015. a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12420>>
- 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**, [s. l.], v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>>
- ROSA, I. M. D. et al. The Environmental Legacy of Modern Tropical Deforestation. **Current Biology**, [s. l.], v. 26, n. 16, p. 2161–2166, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096098221630625X>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- ROSENZWEIG, C. et al. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. **Nature**, [s. l.], v. 453, n. 7193, p. 353–357, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature06937>>
- ROSS, D. S.; KETTERINGS, Q. Recommended Methods for Determining Soil Cation Exchange Capacity. [s. l.], 2011. Disponível em: <<https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/33934174/CHAP9.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1526937173&Signature=i22w%2F46h090jYNG0PCy3mFNITWo%3D&response-content-disposition=inline%3Bfilename%3DCHAP9.pdf>>. Acesso em: 21 maio. 2018.

- SAATCHI, S. S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1019576108>>
- SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. 32–49, 2013. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/view/351/362>>. Acesso em: 29 jul. 2018.
- SETO, K. C. et al. A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 6, n. 8, p. e23777, 2011. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0023777>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- SETO, K. C.; PARNELL, S.; ELMQVIST, T. A Global Outlook on Urbanization. In: **Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. p. 1–12.
- SHOCHAT, E. et al. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 186–191, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16701084>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- SILVA-JUNIOR, V. et al. Landscape urbanization threatens plant phylogenetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Urban Ecosystems**, [s. l.], 2018. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11252-018-0745-y>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- SILVA, B. G. Da et al. Pathways affect vegetation structure and composition in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 31, n. 1, p. 108–119, 2017. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-33062017000100108&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062017000100108&lng=en&tlng=en)>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. S0376892998000010, 1998. Disponível em: <[http://www.journals.cambridge.org/abstract\\_S0376892998000010](http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0376892998000010)>
- SPECHT, M. J. et al. Burning biodiversity: Fuelwood harvesting causes forest degradation in human-dominated tropical landscapes. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 3, p. 200–209, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989414000894>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- STEFFEN, W. et al. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. **The Anthropocene Review**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 81–98, 2015. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/2053019614564785>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. [s. l.], 2010. Disponível em: <[http://www.leec.eco.br/pdfs/Tabarelli\\_etal2010.pdf](http://www.leec.eco.br/pdfs/Tabarelli_etal2010.pdf)>. Acesso em: 31 jul. 2018.
- TABARELLI, M. et al. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciencia**, [s. l.], v. 37, n. 2, 2012. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/339/33922717002.pdf>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

- TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, [s. l.], v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/nature25508>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, [s. l.], v. 371, n. 6492, p. 65–66, 1994. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/371065a0>>
- TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and Ecosystem Functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 45, n. 1, p. 471–493, 2014. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- TORRES, H.; ALVES, H.; DE OLIVEIRA, M. A. São Paulo peri-urban dynamics: some social causes and environmental consequences. **Environment and Urbanization**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 207–223, 2007. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0956247807076784>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- TURNER, M. Landscape Ecology: The Effect Of Pattern On Process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 171–197, 1989. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.20.1.171>>
- UNITED NATIONS. Global Forest Resources Assessment. [s. l.], 2005. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-a0400e.pdf>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- UNITED NATIONS. **World Population Prospects - Population Division - United Nations**. 2017. Disponível em: <<https://esa.un.org/unpd/wpp/>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- UNITED NATIONS. **World Urbanization Prospects - Population Division - United Nations**. 2018. Disponível em: <<https://esa.un.org/unpd/wup/Publications/>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- VALÉRY, L. et al. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**, [s. l.], v. 10, n. 8, p. 1345–1351, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10530-007-9209-7>>
- 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**, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 506–516, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>>
- WANDL, A.; MAGONI, M. Sustainable Planning of Peri-Urban Areas: Introduction to the Special Issue. <http://dx.doi.org/10.1080/02697459.2017.1264191>, [s. l.], 2016. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02697459.2017.1264191>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- WEARN, O. R.; REUMAN, D. C.; EWERS, R. M. Extinction Debt and Windows of Conservation Opportunity in the Brazilian Amazon. **Science**, [s. l.], v. 337, n. 6091, p. 228–232, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22798612>>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- WHITMORE, T. C. (Timothy C. **An introduction to tropical rain forests**. [s.l.] : Oxford University Press, 1998. Disponível em: <[https://books.google.com.br/books/about/An\\_Introduction\\_to\\_Tropical\\_Rain\\_Forests.html?id=97YNYckW00EC&redir\\_esc=y](https://books.google.com.br/books/about/An_Introduction_to_Tropical_Rain_Forests.html?id=97YNYckW00EC&redir_esc=y)>. Acesso em: 22 maio. 2018.
- WRIGHT, S. J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology & Evolution**, [s.

- l.], v. 20, n. 10, p. 553–560, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.07.009>>
- WRIGHT, S. J. The future of tropical forests. **Annals of the New York Academy of Sciences**, [s. l.], v. 1195, n. 1, p. 1–27, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05455.x>>
- WU, J. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 1–11, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9836-y>>
- WU, J. et al. **Urban Landscape Ecology: Past, Present, and Future**, Springer Netherlands, 2013. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-6530-6\\_3](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-6530-6_3)>
- WU, J. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. **Landscape and Urban Planning**, [s. l.], v. 125, p. 209–221, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204614000322>>. Acesso em: 21 maio. 2018.
- XAUD, H. A. M.; MARTINS, F. da S. R. V.; SANTOS, J. R. Dos. Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 294, p. 97–106, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112712007128>>
- ZALASIEWICZ, J.; CRUTZEN, P. J.; STEFFEN, W. The Anthropocene. In: **The Geologic Time Scale**. [s.l.] : Elsevier, 2012. p. 1033–1040.
- ZHOU, G. et al. Old-Growth Forests Can Accumulate Carbon in Soils. **Science**, [s. l.], v. 314, n. 5804, p. 1417–1417, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17138894>>. Acesso em: 22 maio. 2018.



**Apêndice II.** Valores de contribuição das variáveis explicativas e coeficientes de correlação entre eixos e variáveis, extraídas a partir da análise de componentes principais (PCA) na matriz de perturbações antrópicas, fertilidade do solo e facilidade de acesso ao fragmento no Parque Estadual de Dois Irmãos, Pernambuco, Brasil.

	Autovalores	% de variância	% cumulativa de variância	
comp1	0.19620486	26.861443	26.86144	
comp2	0.17310408	23.698829	50.56027	
comp3	0.10902376	14.925907	65.48618	
comp4	0.08715899	11.932508	77.41869	
comp5	0.04040849	5.532127	82.95081	
comp6	0.03781822	5.177506	88.12832	
comp7	0.03222766	4.412131	92.54045	
comp8	0.01891881	2.590081	95.13053	
comp9	0.01411979	1.933072	97.0636	
comp10	0.01133217	1.551432	98.61504	
comp11	0.01011623	1.384964	100	

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
CTC	0.246222	-0.01391	0.09877	0.605105	0.324779
Recreação informal	0.114619	0.586349	0.166115	-0.20089	0.012371
Espécies invasoras	0.497002	0.076284	-0.14819	0.312747	0.228725
Exploração de recursos	-0.52593	-0.02119	-0.02554	0.160069	-0.04621
Poluição sonora	-0.36117	0.270192	0.287576	0.297193	0.059286
Resíduos sólidos	-0.20283	0.436246	0.276991	0.134562	-0.03912
Sinais de fogo	0.047844	-0.05994	-0.3731	0.222432	-0.70017
Urbanização	0.268911	0.313734	0.051178	-0.41757	-0.14553
Clareiras	-0.14907	-0.02291	-0.40831	-0.31894	0.551151
Distância até trilha	-0.14348	-0.47687	0.427142	-0.16919	0.068887
Distância até a borda	0.337091	-0.23762	0.53817	-0.09718	-0.12226

**Apêndice III.** Tabela da análise da variância (ANOVA) obtida após a análise de redundância (RDA) para testar o impacto de indicadores de perturbações antrópicas sobre a composição de espécies da assembleia de sub-bosque do Parque Estadual de Dois Irmãos, Pernambuco, Brasil.

Permutation test for rda under reduced model

Terms added sequentially (first to last)

Permutation: free

Number of permutations: 999

Model: rda(formula = species.pad ~ CEC + rec\_inf + sp\_exotica + expl\_rec + pol\_son + res\_sol + fogo + urb + clar + dist\_trilha + dist\_urb + AGE, data = impactos.pad2)

	Df	Variance	F	Pr(>F)	
CTC	1	0.0441	4.1663	0.001	***
Recreação informal	1	0.04815	4.5491	0.001	***
Espécies invasoras	1	0.04906	4.6352	0.001	***
Exploração de recursos	1	0.01926	1.8194	0.013	*
Poluição sonora	1	0.01886	1.7818	0.013	*
Resíduos sólidos	1	0.01141	1.0784	0.317	
Sinais de fogo	1	0.02031	1.9186	0.002	**
Urbanização	1	0.01278	1.2069	0.204	
Clareiras	1	0.02079	1.964	0.004	**
Distância até trilha	1	0.01995	1.8845	0.017	*
Distância até a borda	1	0.02063	1.9494	0.013	*
AGE	2	0.04521	2.1355	0.001	***
Residual	36	0.38105			

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1