

LÚCIA DOS SANTOS RODRIGUES

**A DIVERSIDADE ARBÓREA EM UMA PAISAGEM FLORESTAL
URBANA: EFEITOS DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS E DE
PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS CRÔNICAS**

RECIFE
Pernambuco – Brasil
Agosto – 2019

LÚCIA DOS SANTOS RODRIGUES

**A DIVERSIDADE ARBÓREA EM UMA PAISAGEM FLORESTAL
URBANA: EFEITOS DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS E DE
PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS CRÔNICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, sendo um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais, Área de Concentração: Ciências Florestais.

Orientadora:

Prof.^a Dra. ANA CAROLINA BORGES LINS E SILVA

Coorientadora:

Dr.^a LADIVÂNIA MEDEIROS DO NASCIMENTO

RECIFE

Pernambuco – Brasil

Agosto – 2019

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

R696d Rodrigues, Lúcia dos Santos.
A diversidade arbórea em uma paisagem florestal urbana:
efeitos dos estágios sucessionais e de perturbações antrópicas
crônicas / Lúcia dos Santos Rodrigues. – Recife, 2019.

74 f.: il.

Orientador(a): Ana Carolina Borges Lins e Silva.
Coorientador(a): Ladvânia Medeiros do Nascimento.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais,
Recife, BR-PE, 2019.

Inclui referências, anexo(s) e apêndice(s).

1. Cronossequência 2. RAPELD 3. Conservação I. Floresta tropical
II. Mata Atlântica III. Silva, Ana Carolina Borges Lins e, orient.
IV. Nascimento, Ladvânia Medeiros do, coorient. V. Título

CDD 634.9

LÚCIA DOS SANTOS RODRIGUES

**A DIVERSIDADE ARBÓREA EM UMA PAISAGEM FLORESTAL URBANA:
EFEITOS DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS E DE PERTURBAÇÕES
ANTRÓPICAS CRÔNICAS**

APROVADA em 22/08/2019

Banca Examinadora

**Dr.^a Tassiane Novacosque Feitosa Guerra
Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH)**

**Prof.^a Dr.^a Jarcilene Silva de Almeida Cortez
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)**

Orientadora:

**Prof.^a Dr.^a Ana Carolina Borges Lins e Silva
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)**

**RECIFE – PE
Agosto/2019**

**Aos amigos não só da Mata Atlântica, mas de todos os ambientes que
precisam de socorro;
A cada um que luta e defende a nossa casa em comum, a Terra;
A mim, que trilhei caminhos nunca antes percorridos,
DEDICO.**

AGRADECIMENTOS

Sou grata a Deus, por guiar meus passos e ações, por todo seu amor, por me acompanhar e proteger em todas as situações.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (ruralinda), que foi minha segunda casa em Recife: levarei comigo um imenso carinho por essa instituição.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, por todo conhecimento adquirido: irei lembrar sempre dos momentos vividos e dos amigos maravilhosos que conheci.

Ao professor Henrique Hermenegildo, pelo apoio e incentivo inicial para que eu pudesse cursar uma pós-graduação.

À professora Ana Carolina, minha orientadora, obrigada pela paciência e amizade, por todo apoio na construção do projeto, nas minhas idas longas a campo na minha querida e lindíssima Mata Atlântica, pelo apoio na escrita dos resultados parciais e final. Aprendi muito com a senhora, será mais um exemplo de excelente profissional que irei me espelhar. Admiro muito seu trabalho e luta pela conservação dos nossos remanescentes de floresta, em especial a floresta atlântica.

À minha mãe Lenise Brito, por me apoiar, acreditar em mim e ter me ajudado desde sempre em meus estudos; mesmo com o pouco que você tinha/ tem, sempre esteve me apoiando. Carrego em mim uma eterna gratidão, minha mãe, obrigada por me ajudar a chegar aonde cheguei, mesmo com toda a nossa luta, muito obrigada. A senhora é minha primeira fonte de motivação.

Ao meu amor, Josias Lucena, um ser maravilhoso que conheci na pós-graduação, colocado em meu caminho por Deus. Obrigada por me ajudar nas intermináveis idas a campo, nas minhas dúvidas infindáveis sobre estatística, por me ajudar nesse finalzinho do mestrado que fiquei sem bolsa, obrigada por sempre dizer: “vai dar certo, amor”. Você foi e é meu porto seguro, minha paz.

Aos meus irmãos Amanda, Cristina, Ivo e José, pelos incentivos e amizade verdadeira. Torço por cada um de vocês tanto no aspecto profissional como humano.

Aos meus avós maternos José Antônio e Luiza Brito e meu tio Paulo Avelange, pelo amor e apoio. Também a minha avó paterna Maria Inácio.

À minha amiga e companheira de moradia em Recife, Marina Barbosa. Serei sempre grata a você por ter me acolhido, pois você já estava instalada em Recife, obrigada mais ainda pela compreensão no final do mestrado em que fiquei sem bolsa. Posso dizer que nosso convívio foi feliz, pode ter havido algumas (poucas) discordâncias, mas isso porque não somos perfeitas, exceto pela sua falta de modéstia em dizer que os bolos do carinho de vó são perfeitos. Também agradeço à mãe e ao namorado da Marina, dona Cleide e João Lucas.

Obrigada ao pessoal do Laboratório de Biologia Vegetal (LEVE), por ter me acolhido quando iniciei o mestrado sob a orientação da professora Carol, em especial: Isabela Souto (tu é uma pernambucana arretada, visse?), Fabiane Santos (obrigada pela compreensão e paciência em tirar minhas dúvidas sobre as análises), Nathan Castro (o piauiense mais brabo que conheço, obrigada por tudo), Pedro França (a pessoa que sempre promoveu sorrisos no laboratório, super acolhedor, Pedrinho) e ainda Alberes, que chegou um ano depois e veio para somar. O LEVE me proporcionou bons momentos, conheci pessoas lindas, dispostas a ajudar, conversar, rir, reclamar, irei levá-los em meu coração.

Agradeço ao apoio indispensável do Marcos Chagas, o ajudante de campo mais inteligente e disposto que conheço. Pessoa do bem e que mais me ajudou na coleta de dados.

Agradeço ao pessoal que também me ajudou na coleta de dados em alguma (s) ida(s): Lucidalva Sobrinho, Adão Batista, Pedro França, Nathan Castro, Leonardo Siqueira, Jean Moises, Jean Vencioneck, Amanda Carnaúba, Alberes Cunha, e à companheira e amiga Gyslayne Costa, que se tornou meu apoio em 60% das minhas idas a campo.

Não posso deixar de registrar os amigos da turma 2017.1 da pós-graduação, em especial: Lucidalva Sobrinho, Yana Lopes, Gisele Lemos, Josias Lucena, Adão Batista, Cesar Borges, Weydson Cavalcante, Manuela Guaraná, Tiago Cardoso (capeta) e Djailson Júnior. Vivemos momentos de alegria e tristeza, sempre juntos, nos tornamos família, a maioria de estados diferentes. Sempre irei levar vocês no coração, meus amigos.

Ao professor Thiago Gonçalves, pela indispensável ajuda na avaliação e análise dos dados no software R. Aprendi bastante com você professor, sou muito grata.

Também agradeço a Jhonathan Gomes, pela ajuda indispensável, no tratamento dos dados no software ArqGis. Foi um trabalho árduo para conseguirmos plotar nossas plantinhas lindas.

À minha coorientadora, pela ajuda na identificação das espécies coletadas e pelo aprendizado no nosso curso sobre exsiccatas.

Ao Parque Estadual de Dois Irmãos, pela permissão do local de pesquisa, em especial aos vigilantes da área jovem do parque, por terem acompanhado muitas idas às parcelas.

Ao setor de transporte da UFRPE, na pessoa de Giuseppe, por ter disponibilizado em algumas vezes o transporte para ida a campo.

RODRIGUES, LÚCIA DOS SANTOS. **A DIVERSIDADE ARBÓREA EM UMA PAISAGEM FLORESTAL URBANA: EFEITOS DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS E DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS CRÔNICAS**. 2019. Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva. Coorientadora: Ladvânia Medeiros do Nascimento.

RESUMO

As florestas tropicais de todo o globo estão sob os impactos decorrentes de perturbações antrópicas, que não apenas as transformam em fragmentos com diferentes estágios sucessionais, mas também alteram a riqueza e diversidade das assembleias de plantas. Este trabalho objetivou investigar se estágios sucessionais e perturbações antrópicas crônicas afetam a estrutura da assembleia de árvores em dois estratos (subdossel, $10\text{ cm} > \text{DAP} \geq 5\text{ cm}$; e dossel, $\text{DAP} \geq 10\text{ cm}$) em uma paisagem florestal urbana, sendo esta a hipótese do trabalho. A pesquisa aconteceu no Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), que compõe um sítio do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), na Rede Mata Atlântica. Os dados coletados seguiram o método RAPELD para inventário de assembleias arbóreas. Foi usada a cronosequência estabelecida no PEDI (três estágios: floresta madura, regenerante tardia e regenerante inicial) e dados de perturbações antrópicas coletados nas parcelas e trilhas, a partir de indicadores pré-determinados. Foi realizada rarefação e os números de Hill para análise comparativa de riqueza e diversidade entre os estágios. Os dados de perturbações foram analisados por meio de Análise de Componentes Principais (PCA); foi realizada análise de dbMEMs (*distance-based Moran's eigenvector maps*) para controlar o efeito da autocorrelação espacial, adicionando os resultados como covariável no modelo estatístico para a análise de RDA (Redundancy Analysis). Para entender o efeito da estrutura espacial sobre a composição de espécies, foi realizada partição da variância. Foi realizada análise de diversidade beta para verificar as (dis)similaridades entre os estágios. Foram inventariados 6.092 indivíduos em toda a amostra. Desse total, 3.524 no subdossel e 2.568 no dossel. A riqueza total foi de 265 espécies, distribuídas em 52 famílias. A riqueza rarefeita e a diversidade entre os estágios não revelaram diferenças significativas. Ao se comparar a diversidade usando a série de Hill para dossel e subdossel, notou-se que a maioria das espécies nas assembleias são raras. Foi observado que a composição de espécies muda apenas entre o estágio de floresta madura e as regenerantes juntas. Foram registradas 2.534 perturbações, sendo que extração de recursos, espécies invasoras e recreação informal destacaram-se como mais causadoras de impacto. A partição da variância indicou que, para ambos os estratos, perturbações e estágios sucessionais estão relacionadas espacialmente e contribuem para a variação na riqueza e diversidade de plantas. A presença das perturbações antrópicas crônicas na floresta demonstra a necessidade de ações para sua conservação efetiva, por parte dos órgãos competentes de fiscalização da UC.

Palavras-chave: Cronosequência, Floresta Tropical, RAPELD, Conservação, Mata Atlântica.

RODRIGUES, LÚCIA DOS SANTOS. **TREE DIVERSITY IN AN URBAN FOREST LANDSCAPE: EFFECTS OF SUCCESSIONAL STAGES AND CHRONIC ANTHROPOGENIC DISTURBANCES**. 2019. Advisor: Ana Carolina Borges Lins e Silva. Coadvisor: Ladvânia Medeiros do Nascimento.

ABSTRACT

Globally, tropical forests are under threat, due to anthropogenic disturbances, which not only reduce forests to fragments of different successional stages but also affect richness and diversity of tree assemblages. This study aimed at testing the hypothesis that age of forest regeneration and chronic anthropogenic disturbances affect the structure and diversity of tree assemblages on two forest strata (sub-canopy, $10\text{ cm} > \text{DBH} \geq 5\text{ cm}$; and canopy, $\text{DAP} \geq 10\text{ cm}$) in an urban forest landscape. The study was carried out at the Dois Irmãos State Park (PEDI), in which PPBio (Research Program on Biodiversity) site is set up, as part of the Atlantic Forest Network. Data collection followed the RAPELD method and protocols for the inventory of tree assemblages, comprising a total sample of approximately 10 hectares. We used the chronosequence previous determined for the PEDI (three forest ages: mature, late regenerating and initial regenerating) and data on anthropogenic disturbances collected from plots and trails, based on pre-selected indicators. For analyses, we applied: rarefaction and Hill's numbers, for analyses of richness and diversity between ages. Data on disturbances were analyzed through Principal Component Analysis (PCA); we used dbMEMs (distance-based Moran's eigenvector maps) in order to control the effect of spatial autocorrelation, adding them as covariables to the analytical model for Redundancy Analysis (RDA). In order to understand the effect of the spatial structure on species composition, we carried out variance partitioning. We used analysis of beta diversity in order to verify (dis)similarities between ages. We sampled 6,092 individuals in total, 3,524 on the sub-canopy and 2,568 in the canopy. Total richness was of 265 plant species in 52 families. Rarefied richness and diversity did not differ between ages. Hill's numbers for both strata revealed that most species in the assemblages are rare. Species composition was different only between mature forests and regeneration sites, with no difference between late and initial regeneration. We recorded 2534 disturbances, of which wood exploitation, invasive species and informal recreation were the most impact-inducing ones. Forest age only did not explain species richness. Variance partitioning indicates that for both strata disturbances and age are spatially related and contribute to the variation on species richness and diversity. The influence of anthropogenic disturbances on the forest demands urgent measures for effective forest conservation, mainly because of the pressure posed by the urban communities surrounding the forest.

Keywords: Chronosequence, Tropical forest, RAPELD, Conservation, Atlantic forest.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS.....	14
2.1 Geral.....	14
2.2 Específicos	14
3. REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1 Perturbações antrópicas em florestas tropicais.....	15
3.2 Sucessão florestal e cronossequência	17
3.3 Florestas em condições urbanas	19
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
4.1 Área de estudo	21
4.2 A cronossequência estabelecida no Sítio PEDI	22
4.3 Módulo PPBio no Sítio PEDI e inventário da assembleia arbórea.....	24
4.4 As perturbações antrópicas no Sítio PEDI	28
4.5 Análises dos dados.....	30
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
5.1 As perturbações antrópicas no PEDI	32
5.2 A assembleia de plantas arbóreas	37
5.3 Perturbações e idade influenciando a riqueza e diversidade de plantas	42
6. CONCLUSÕES	44
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
8. APÊNDICES	57
9. ANEXO	72

LISTA DE FIGURAS

Figuras	Página
Figura 1. Localização do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), situado no estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil), com destaque os dois fragmentos florestais: Mata de Dois Irmãos (F1) e a antiga Fazenda Brejo dos Macacos (F2).	21
Figura 2 - Classificação da cronossequência para as parcelas no Parque Estadual de Dois Irmãos, onde M: floresta madura; RT: floresta regenerante tardia e RI: floresta regenerante inicial.	23
Figura 3. Mapa ilustrando o método RAPELD: módulo PPBio (Programa de Pesquisa em Biodiversidade), Sítio PEDI (Parque Estadual de Dois Irmãos), Recife, PE, com destaque para uma das parcelas do módulo.	25
Figura 4. Uma das parcelas do módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife - PE, com destaque em vermelho para a linha central da parcela.	26
Figura 5 - Uma das parcelas do módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife - PE, com destaque para a representação espacial das plantas dentro da parcela.	27
Figura 6. Correlação entre as variáveis de perturbações e facilidade de acesso, selecionadas para o estudo, no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. Onde: rec_inf = equipamentos de recreação informal; sp_exo = espécie invasora; expl_rec = exploração de recursos; res_sol = resíduos sólidos; fogo = sinais de fogo; urb = urbanização; clar = clareiras antrópicas; dist_tri = distância à trilha mais próxima e dist_urb = distância até a área urbana mais próxima.	33
Figura 7. Análise de componentes principais (PCA) das perturbações antrópicas mais relacionadas em cada idade em cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FRT = Floresta Regenerante Tardia; FM = Floresta Madura e FRI = Floresta Regenerante Inicial.	34
Figura 8. Espécies de maior ocorrência em número de indivíduos, nas três idades da cronossequência, no Parque Estadual Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FM = floresta madura, FRT = floresta regenerante tardia e FRI = floresta regenerante inicial.	38
Figura 9. Comparação da riqueza (q0) com diversidade (q1 e q2) para amostra do dossel (A) e subdossel (B), para as três idades da cronossequência, usando a série de Hill, para o Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. Onde q = 0 – riqueza (S), q = 1 – Exponencial do Índice de Shannon (exp (H')) e q = 2 – Inverso da Concentração de Simpson (1/D).	39
Figura 10. Gráfico NMDS da análise de diversidade beta para o estrato de dossel (A) e subdossel (B), ilustrando semelhanças na composição de espécies entre parcelas da Floresta Madura - FM (triângulos), Floresta Regenerante Inicial - FRI (quadrados) e Floresta Regenerante Tardia - FRT (círculos), no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil.	41

Figura 11. Partição de variância das parcelas de dossel (a) e subdossel (b), onde x_1 = impactos, x_2 = idade e x_3 = espaço (distância entre parcelas), no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil.44

LISTA DE TABELAS

Tabela	Página
Tabela 1. Lista de indicadores de perturbação antrópica utilizados na coleta de dados nas parcelas PPBio localizadas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE.....	28
Tabela 2. Registro das perturbações antrópicas encontradas nas parcelas em cronosequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FM - floresta madura; FRT - floresta em regeneração tardia; FRI - floresta em regeneração inicial.....	32
Tabela 3. Espécies invasoras encontradas nas parcelas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil, classificadas segundo a Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil (Instituto Hórus, 2019)	35
Tabela 4. Tabela da análise da variância (ANOVA) obtida após a análise de redundância (RDA) para testar o impacto de indicadores de perturbações antrópicas e idade sobre a composição de espécies da assembleia de subdossel no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil	42

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais abrigam grande parte da biodiversidade mundial e de serviços ecossistêmicos associados. Dentre os serviços e recursos oferecidos pelas florestas tropicais estão o refúgio para a vida silvestre, fornecimento de alimento, regulação do clima, beleza cênica, ciclagem de nutrientes e da água, dentre outros (COLAÇO, 2009; DENT, 2010; HALL et al., 2012; POORTER et al., 2016). Infelizmente, os esforços para a conservação da biodiversidade como um todo, por parte dos países tropicais, estão distantes de suprirem a real necessidade de conservação (CROWTHER et al., 2015; BARBIER; BURGESS; DEAN, 2018).

No Brasil, a Floresta Atlântica é uma das mais diversas e ameaçadas florestas tropicais, considerada um *hotspot* de conservação da biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2011), possuindo atualmente 28% de sua cobertura vegetal nativa (REZENDE et al., 2018). Sua história de degradação não é diferente das demais florestas tropicais do planeta, pois grande parte das paisagens da Floresta Atlântica é composta por mosaicos de pequenos fragmentos florestais (RIBEIRO et al., 2009; TABARELLI et al., 2010). Os registros de perturbações antropogênicas na Floresta Atlântica datam de 500 anos atrás, desde a exploração do pau-brasil (*Paubrasilia echinata* (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis)) pelos colonizadores, seguida da remoção de florestas para o plantio de cana-de-açúcar no Nordeste, café no Sudeste e cacau na Bahia e, mais recentemente, de eucalipto para sustentar grande parte do comércio da madeira (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

Tais perturbações podem provocar alterações totais no ambiente, como é o caso da remoção da vegetação e fragmentação florestal, ou alterações parciais, como exemplo a extração seletiva de madeira e abertura de trilhas recreativas formais e informais dentro das florestas (MORRIS, 2010, VAIDYANATHAN et al., 2010; ESTES et al., 2011; TOMCZYK; EWERTOWSKI, 2016). De uma forma ou de outra, diferentes perturbações antrópicas impactam a biodiversidade de numerosas formas (TRINDADE et al., 2008; PEIXOTO; LUZ; BRITO, 2016).

O processo de remoção das florestas tropicais tem ocasionado a sua fragmentação, formando remanescentes com diferentes tamanhos, formas, níveis de isolamento e históricos de perturbações (TEIXEIRA et al., 2009; MELO et al., 2013). Já as perturbações crônicas influenciam desde o processo de formação de florestas

secundárias até a riqueza, diversidade e composição das assembleias florestais em áreas de florestas maduras e em processo de sucessão (LAURANCE et al., 2011; BARLOW et al., 2016; PESOLA et al., 2017).

Em florestas tropicais, há diferentes níveis de antropização e idades de sucessão florestal nas paisagens, o que explica a diferença na frequência e abundância de espécies pioneiras e nos padrões de vegetação nesses ambientes (BUHK et al., 2007; AMLIN; SURATMAN; ISA, 2012; LASKY et al., 2014). Existem áreas, por exemplo, em que a riqueza e diversidade de espécies em assembleias de plantas variam consideravelmente entre locais nos quais os processos de uso e ocupação do solo foram diversos. A perturbação, mesmo quando reversível, influencia na regeneração da floresta, com uma acentuada diferença entre áreas não perturbadas e áreas regenerantes pós perturbação (DUPOUEY et al., 2002).

Um grave fator de perturbação são os processos de urbanização, pois o crescimento e expansão da infraestrutura urbana também afetam as florestas tropicais (TORRES; ALVES; OLIVEIRA, 2007; LAPOLA et al., 2013). Nesses casos, a cobertura vegetal remanescente nas paisagens tende a ser mais instável em áreas onde o processo de urbanização está em andamento, posto que a redução no tamanho de fragmentos é proporcional à diminuição de habitat (ZHOU et al., 2011). Fragmentos florestais cercados por área urbana possuem limites antropogênicos, as chamadas zonas de amortecimento (principalmente em áreas naturais protegidas), que controlam o fluxo de materiais, organismos, energia e informações para dentro da floresta, e estão cada vez mais urbanizadas (CADENASSO et al., 2003; KUEMMERLE, 2015).

Algumas áreas naturais de florestas protegidas situadas próximas a ambientes urbanos vêm sendo comprometidas através do processo de urbanização, que resulta em perturbação antrópica frequente, devido à remoção, caça e exploração de produtos florestais, poluição, ruídos, dentre outros. Esses impactos negativos, decorrentes de áreas intensamente ocupadas influenciam diretamente o funcionamento das florestas (LOVEJOY, 2006; LAURANCE et al., 2012). Em nível global, a importância de áreas protegidas é reconhecida pela Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) como instrumento principal para a conservação das espécies no local onde elas ocorrem naturalmente. A CDB prevê proteção rígida para a biodiversidade, com a criação de novas áreas protegidas e melhoria da gestão de áreas já existentes (JENKINS; JOPPA, 2009).

A conservação da biodiversidade florestal urbana exige que conheçamos a diversidade taxonômica ocorrente no ambiente e a formação de assembleias de plantas ao longo de sucessões florestais. Paralelamente, o conhecimento das perturbações antrópicas crônicas na área e seu impacto direto no desenvolvimento das espécies florestais arbóreas, permitirá avaliar formas de conservar esses ambientes, tanto para a biodiversidade local, quanto para o bem estar humano, visto que esses remanescentes proporcionam serviços naturais que beneficiam a espécie humana.

Desta forma, a presente pesquisa busca responder se existe influência de perturbações antrópicas crônicas sobre a estrutura arbórea em uma área natural protegida, com diferentes estágios sucessionais. Tem-se por base as seguintes previsões, geradas a partir da hipótese de que determinadas perturbações antropogênicas crônicas e diferentes estágios sucessionais influenciam no desenvolvimento da assembleia de espécies arbóreas: a) conforme aumenta a idade da floresta, as assembleias arbóreas tendem a ter maior riqueza e diversidade; b) conforme aumentam os impactos de diferentes tipos e frequências de perturbações antrópicas crônicas, a riqueza e diversidade da assembleia arbórea tende a diminuir.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Investigar de que forma os impactos de perturbações antropogênicas crônicas e diferentes estágios de sucessão florestal afetam a estrutura da assembleia de árvores de dossel e subdossel em uma paisagem florestal urbana.

2.2 Específicos

- Avaliar se a estrutura da assembleia arbórea varia com a idade de regeneração, ao longo de uma cronossequência;
- Identificar as perturbações antrópicas ocorrentes nas áreas com diferentes idades e aquelas que mais se correlacionam às idades;
- Detectar quais perturbações antrópicas influenciam diretamente na estrutura da assembleia arbórea;
- Verificar se existe algum padrão de agrupamento em relação à composição da assembleia arbórea entre as três idades em cronossequência.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Perturbações antrópicas em florestas tropicais

Os ecossistemas naturais do mundo estão constantemente sujeitos a perturbações que afetam a sua composição e estrutura. Essas perturbações podem ser naturais, como por exemplo, grandes eventos de seca, incêndios decorrentes do clima, enchentes, quedas de árvores; ou antropogênicos, que são aqueles decorrentes da ação humana (SEIDL et al., 2011; FISCHER; MARSHALL; CAMP, 2013; RITO et al., 2017; SERVINO; GOMES; BERNARDINO, 2018). Até certo ponto, as perturbações naturais desempenham papel importante para o funcionamento e dinâmica dos ecossistemas, fazendo com que, ao responderem a perturbação, provoque-se a resiliência da comunidade retornando à estrutura mais próxima possível da condição original ou levando o sistema a adaptar-se a novas condições (POORTER et al., 2016; LISTER; GARCIA, 2018).

A resiliência é fundamental para a recuperação e conservação de ecossistemas, pois diz respeito à capacidade das espécies de se restabelecer ao longo do tempo, a partir da ocorrência de perturbações (HIROTA et al., 2011; POORTER et al., 2016). No trabalho de Huntingford *et al.* (2013), que abrangeu florestas tropicais das Américas, Ásia e África em suas respostas as modificações climáticas causadas pelo aquecimento global, constatou-se que as florestas tropicais estudadas respondem a perturbação tanto demonstrando resistência ao aquecimento, quando revelando indícios de resiliência florestal para as três regiões estudadas.

Por outro lado, nem sempre os ecossistemas têm a oportunidade de ser resilientes, principalmente quando ocorrem perturbações não naturais, que causam impactos antrópicos (KARP et al., 2011; CHATURVEDI et al., 2017), geralmente com efeitos negativos. A capacidade de resiliência das florestas depende das modificações espaciais e temporais da paisagem e das respostas das espécies às perturbações (GARDNER et al., 2009).

Algo preocupante que envolve a perturbação antrópica é que uma única ação pode provocar o estabelecimento sequencial de vários impactos, como constatado em um estudo que envolveu florestas tropicais de todo o mundo (KLEINSCHROTH; HEALEY, 2017). Ao abordar os impactos da construção de estradas para a extração

de madeira, o estudo revelou que, uma vez abertas, as estradas causam uma perda linear da cobertura florestal e permitem o acesso facilitado para o interior da floresta, enfraquecendo sua resiliência, expondo o subsolo e afetando a fauna, levando à fragmentação dos habitats e até mudança no comportamento animal. A fauna é um grupo bastante afetado pelo impacto gerado pela perturbação dos ecossistemas florestais, o que afeta a flora, em um efeito cascata que compromete a regeneração florestal de algumas espécies na floresta e, sequencialmente, leva à perda da capacidade de estocar biomassa florestal (ANDERSEN; LEAL, 2013; DE PAULA et al., 2018).

As perturbações antrópicas podem causar alterações totais no ambiente (por exemplo, por meio da remoção da vegetação e fragmentação da paisagem) ou alterações parciais (TOMCZYK; EWERTOWSKI, 2016). As perturbações que causam alterações parciais podem ser agudas ou pontuais, envolvendo aquelas que ocorrem uma ou poucas vezes, como, por exemplo, queimadas ocasionais. As perturbações podem também ser crônicas – que estão sempre ocorrendo – como é o caso das trilhas de esportes radicais dentro de fragmentos, deposição de resíduos, coleta de lenha e sobrepastoreio (RIBEIRO et al., 2015; RIBEIRO-NETO, et al., 2016).

A perda de habitat é uma perturbação que ocasiona alterações totais no ambiente, pois a nova estrutura espacial dos habitats perdidos e dos remanescentes determinam o funcionamento dos ecossistemas. Em manchas menores, ocorre a desestabilização na distribuição e ocupação de assembleias arbóreas e faunísticas e, conseqüentemente, o impacto nas relações ecológicas, com comprometimento dos processos de dispersão e predação de sementes, de teias alimentares e da regeneração de espécies (GARMENDIA et al., 2013; GARCÍA-VALDÉS et al., 2015).

Como resultados, perturbações antropogênicas causam a perda da biodiversidade em áreas de floresta tropical de todo o mundo. No estudo de Barlow *et al.* (2016), realizado no Brasil, foram usados dados de ocorrência de espécies de plantas, aves e besouros para estudar o efeito combinado de três formas de perturbação (extração de madeira, incêndios florestais e fragmentação da paisagem) sobre o valor de conservação da floresta. Os autores perceberam que as perturbações são causadoras principais da perda de biodiversidade na área estudada, com maiores efeitos negativos sobre espécies de maior valor funcional.

Existem as perturbações definitivas praticamente irreversíveis, como é o caso da urbanização e do estabelecimento de espécies exóticas invasoras, e as reversíveis, no caso do abandono pós agricultura ou pecuária (CHAZDON, 2003; UDDIN et al., 2013). Após o abandono, as florestas tropicais afetadas passam por longo processo de regeneração no decorrer dos estágios sucessionais, com esperado aumento gradativo na riqueza das espécies e diversos serviços ecossistêmicos que mantêm as funções ecológicas e contribuem para o bem-estar humano (FEELEY et al., 2011; SHOO et al., 2011; CHAZDON, 2012).

Em se tratando de assembleias arbóreas, estudos comprovam que a composição, abundância e estrutura são diretamente relacionadas a impactos humanos de curto e longo prazo. Pereira *et al.* (2015), ao realizarem pesquisas em fragmentos de floresta tropical no Brasil, constataram que a assembleia arbórea apresenta sensibilidade aos impactos humanos que vêm ocorrendo nas últimas décadas, sendo que o fogo, exploração madeireira e efeito de borda afetaram mais significativamente a abundância das espécies.

3.2 Sucessão florestal e cronossequência

Nos últimos três séculos, as atividades humanas têm deixado marcas cada vez maiores no planeta. Estamos vivendo o Antropoceno, em que o homem tem interferido nos biomas e modificado os ecossistemas (CRUTZEN, 2002). Tais interferências têm alterado as florestas tropicais com efeito espacial e heterogêneo. Dependendo da quantidade, característica e intensidade das modificações, as florestas se tornaram ecossistemas alterados e são convertidas em diferentes estágios de formação florestal (MALHI, 2014). O crescente aumento de florestas secundárias, devido a perturbações em florestas antigas, fez com que ganhassem mais visibilidade para conservação e restauração, visto que são detentoras da biodiversidade tropical e são fontes de serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção e continuidade da vida na terra (PUTZ et al., 2011; LENNOX et al., 2018).

Processos sucessionais acontecem nas florestas de diferentes formas, a depender do espaço e do tempo. As florestas maduras se encontram em estágio tardio de sucessão, apresentam alta diversidade florística e funcional entre as espécies, além de heterogeneidade espacial. Os estágios sucessionais até chegar à

maturidade sofrem interferência de perturbações naturais e antrópicas, antigas - uso da terra no passado, e atuais - textura do solo, disponibilidade de nutrientes, qualidade e quantidade de florestas na paisagem onde o ecossistema está inserido (LAURANCE et al., 2011; CEQUINEL et al., 2018).

Os processos de dinâmica da vegetação que ocorrem durante estágios contínuos de sucessão seguem uma sequência temporal que vai desde o início da ocupação com árvores pioneiras, seguindo o estabelecimento de espécies de sub-bosque, fechamento do dossel até chegar ao estágio de floresta madura (CHAZDON, 2012).

Estudos temporais, com avaliação minuciosa das mudanças na estrutura e composição de espécies ao longo do tempo, são os mais adequados para o acompanhamento da sucessão. Porém, na impossibilidade de realizar estudos de longo prazo, vários trabalhos de sucessão em florestas secundárias são realizados por meio de cronosequência. Tais estudos levam em consideração o uso da terra e a zona climática em que as localidades estão inseridas e baseiam-se no pressuposto crítico de que as localidades estudadas estiveram sujeitas no passado às mesmas mudanças, processos e condições durante seu estágio de formação florestal (CHAZDON, 2012).

A cronosequência pode ser um substituto adequado ao estudo temporal, desde que haja padrões claros de mudança entre os estágios estudados. Para as localidades serem incluídas em uma mesma idade, elas devem apresentar similaridade quanto ao tipo de solo e condições ambientais. Por isso, exige-se nesses estudos o conhecimento detalhado do histórico de uso da terra (podendo incluir histórias orais, anéis de árvores, mapas históricos, datações, indicadores biológicos) e do tempo decorrido desde as perturbações passadas ou abandono da terra (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010).

Para que pesquisas em cronosequência se tornem ainda mais adequadas, devem-se realizar medições específicas no local (com metodologia padronizada) para o registro de mudanças relevantes. Trata-se de um estudo focado nas características do espaço e possibilita uma amostragem maior de estágios sucessionais (WALKER et al., 2010; UUEMAA; MANDER; MARJA, 2013).

São vários os estudos realizados usando cronosequência, como exemplo, no estudo de Catterall *et al.* (2012), realizado em floresta tropical na Austrália, usando indicadores de comunidades de aves em locais restaurados, os autores perceberam,

dentre outros resultados, que espécies de aves dependentes de floresta tropical aumentaram em riqueza e abundância de acordo com o aumento da idade do local.

Algumas pesquisas realizadas com fragmentos secundários e primários em cronosequência demonstram que a riqueza e diversidade de assembleias de plantas são os primeiros componentes a se recuperarem ao longo dos anos após impacto antropogênico, no entanto a composição de espécies é um dos últimos a se recuperar, devido ao baixo nível de espécies compartilhadas entre fragmentos primários e secundários. (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; DO NASCIMENTO et al., 2014).

Ambientes de floresta secundária são difíceis de regenerar após impacto antropogênico severo; a primeira fonte de regeneração nesses ambientes é o banco de sementes que é fortemente afetado caso tenha ocorrido intenso uso da terra no passado. A recuperação dos fragmentos florestais secundários depende da presença de remanescentes florestais próximos, da disponibilidade de luz após a colonização inicial de espécies e disponibilidade de nutrientes no solo (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A participação da comunidade que habita ou compartilha a paisagem, com ações sustentáveis, também é um significativo caminho para a recuperação florestal (CHAZDON, 2008).

3.3 Florestas em condições urbanas

Florestas urbanas ou fragmentos florestais urbanos são áreas localizadas próximo ou dentro de zonas urbanas, sendo remanescentes de florestas nativas, áreas regeneradas ou restauradas, que ainda abrigam uma rica biodiversidade vegetal e animal e proporcionam serviços ambientais e uma variedade de serviços culturais (PIPPI; TRINDADE, 2013).

Sobre a crescente ocupação urbana em áreas de remanescentes florestais, caracterizada como perturbação definitiva irreversível, Zhou *et al.* (2011), em um trabalho realizado em fragmentos florestais nos Estados Unidos, analisaram a mudança de cobertura vegetal e constataram que, a medida que a ocupação urbana cresce, as áreas florestais grandes e contínuas vão se tornando fragmentadas em manchas cada vez menores e menos conectadas. Essa contínua mudança na paisagem influencia as assembleias florísticas dos remanescentes florestais,

mudando processos ecológicos e padrões de cobertura vegetal (FLINN; VELLEND, 2005).

O crescimento demográfico em ambientes urbanos está ligado à ocupação de áreas naturais, que são ambientes que ainda amparam e servem de refúgio para espécies ameaçadas, além de serem importantes fontes de serviços ecossistêmicos em benefício do bem-estar humano (ADENEY; CHRISTENSEN JR; PICKETT et al., 2001; PIMM, 2009; PORTER-BOLLAND et al., 2012; TORRES; ALVES; OLIVEIRA, 2007).

Em um trabalho realizado na costa leste da China, em área de vegetação incluída em ambiente urbano, Su *et al.* (2014) estudaram mudanças no padrão da paisagem durante cinco anos e relacionaram com o desenvolvimento socioeconômico. Os autores concluíram que crescentes pressões de atividades humanas modificaram a paisagem que já era fragmentada e pouco conectada, tornando-a mais irregular, diversificada e com significativa perda da área total e de suas conectividades. Os autores ainda perceberam que o crescimento populacional, o aumento da renda, a construção de estradas e o desenvolvimento de indústrias foram os principais estimuladores das mudanças no padrão da paisagem vegetal urbana.

Áreas situadas em ambientes urbanos, especialmente áreas protegidas na forma de Unidades de Conservação (UCs), é comum encontrar perturbações antrópicas decorrentes da constante visitação ao local. Essas perturbações podem incluir: fogo, presença de resíduos sólidos, trilhas formais e informais, atividades recreativas, saneamento e introdução de espécies exóticas, entre outras (VIANA; ROCHA, 2009).

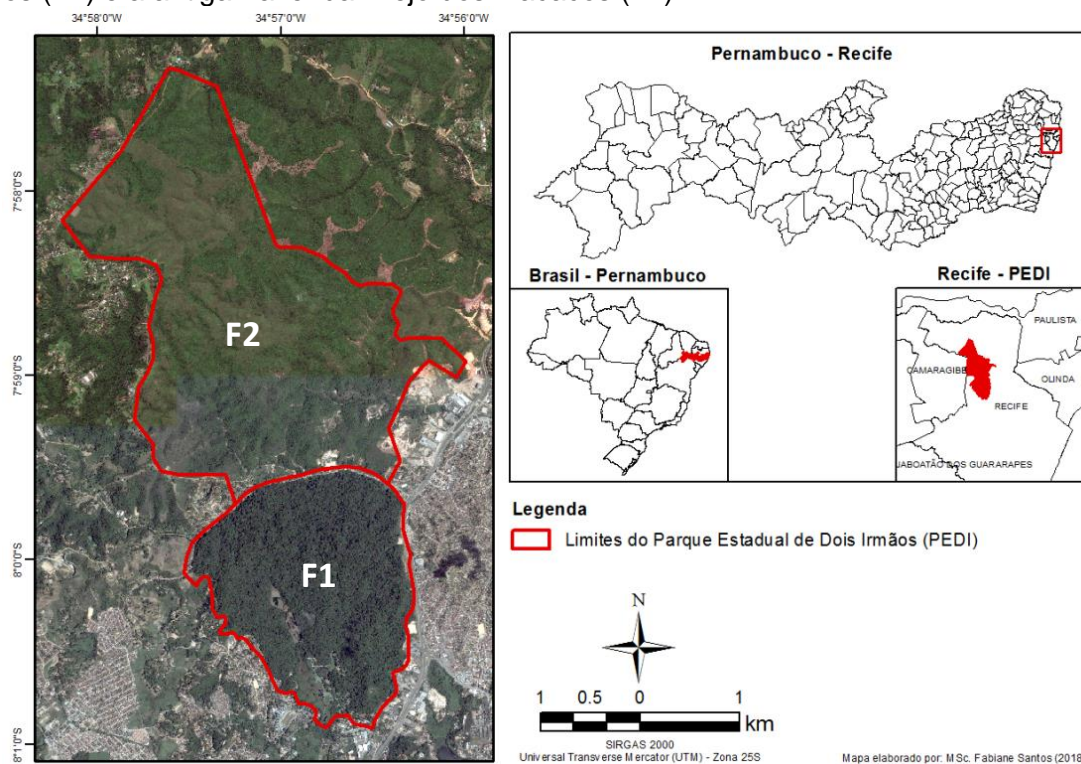
A conservação de florestas urbanas, atrelada à conservação de ecossistemas vulneráveis ricos em biodiversidade, os chamados *hotspots*, ainda é um assunto de pouco interesse mundial. Para os pesquisadores Weller; Hoch; Huang (2017), o déficit em planejamento urbano sistemático com o crescimento desordenado das cidades acarreta em consequências não protecionistas das vegetações remanescentes. Na pesquisa, esses autores destacam a mineração, agricultura, urbanização, produção de energia, corrupção governamental e produção exacerbada de alimentos como as principais ameaças de atividades humanas impactantes e comprometedoras das metas de conservação.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O local de pesquisa é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, o Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), localizado na Região Metropolitana do Recife, Pernambuco, entre as coordenadas 7°57'22.29" e 8°00'56.4" S, 34°56'0.68" e 34°58'13.63" W. O PEDI cobre 1.158,51 ha e é composto por dois fragmentos com diferentes estágios sucessionais (Figura 1), sendo eles: a Mata de Dois Irmãos, com 384,42 ha de floresta madura, dentro da qual se localiza o Zoológico do Recife, e a antiga Fazenda Brejo dos Macacos com 774,09 ha de floresta secundária jovem, esta última incorporada ao PEDI pelo Decreto 40.547/ 2014.

Figura 1. Localização do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), situado no estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil), com destaque os dois fragmentos florestais: Mata de Dois Irmãos (F1) e a antiga Fazenda Brejo dos Macacos (F2).



Fonte: SILVA, M. F. A. 2015.

A cobertura florestal dos dois fragmentos que compõem o PEDI (Figura 1) caracteriza-se pela dominância de floresta madura em F1 (88,5%); enquanto F2 possui dominância dividida entre floresta aberta (59,5%) e capoeira (34,5%)

(SANTOS, 2015). Em geral, o parque está inserido em uma matriz predominantemente urbana, composta por bairros residenciais, o campus da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), a rodovia BR-101, Terminal de Integração e indústrias (RODRIGUES; SILVA, 2014), e envolvem principalmente a área F1, que apresenta estabilidade na conservação e sucessão florestal. Já o fragmento F2 tem entorno com menor ação antrópica aparente (SANTOS, 2015).

A vegetação no PEDI é do tipo Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, estando inserida no domínio da Mata Atlântica (IBGE, 2012). O clima da região é classificado como do tipo As' (quente e úmido) no sistema de Köppen-Geiger, com temperaturas médias mensais superiores a 23°C. A média total anual de precipitação é de 2.460 mm, com aumento na pluviosidade no período de outono-inverno (RODRIGUES; SILVA, 2014).

Alguns marcos legais importantes para o PEDI, remontam os anos de 1986, em que o fragmento da mata de Dois Irmãos é reconhecido como Área de Proteção de Mananciais da Região Metropolitana do Recife; 1987, em que a Mata de Dois Irmãos virou Reserva Ecológica e 1998 em que passa a categoria de Parque Estadual, por meio da Lei Estadual nº. 11.622 (RODRIGUES; SILVA, 2014).

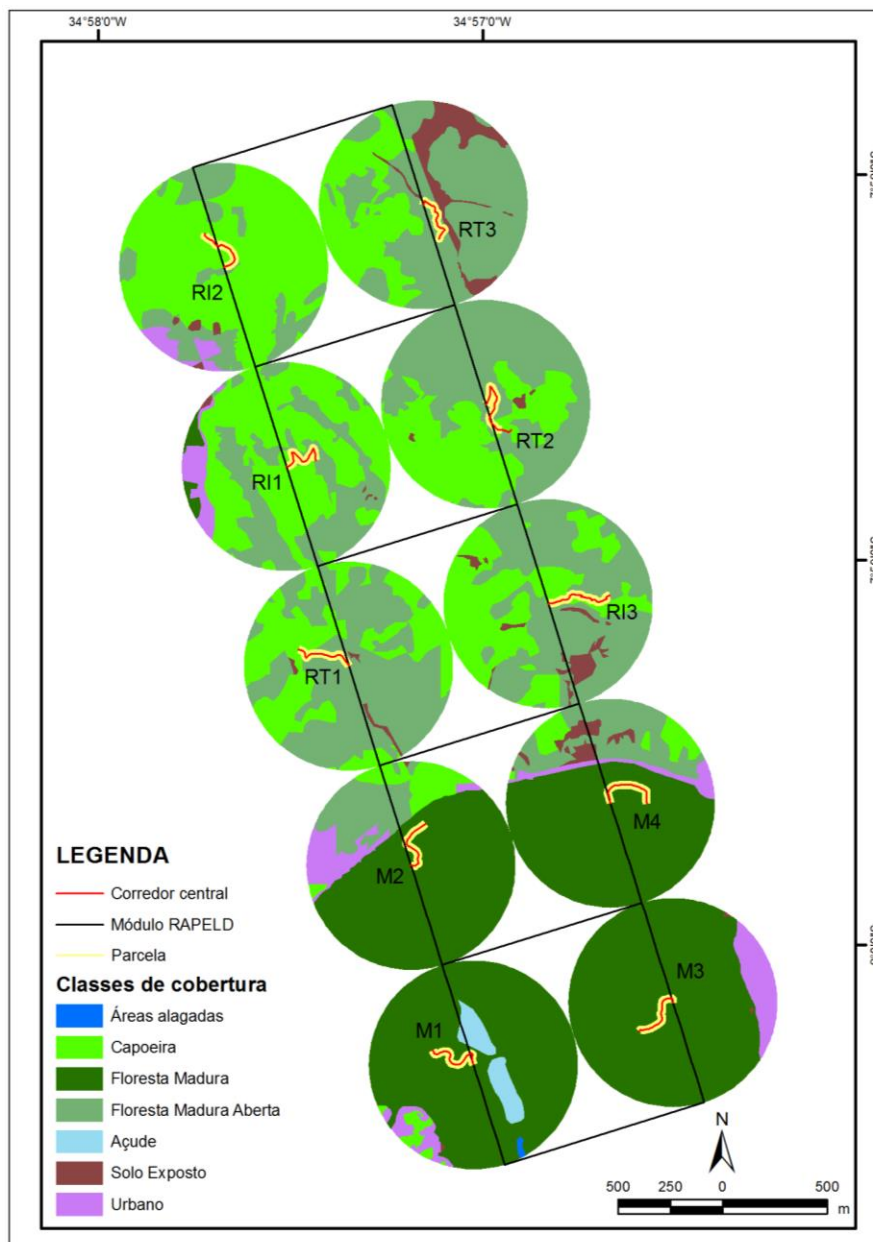
A zona de amortecimento do PEDI abrange distâncias variáveis no entorno do Parque, está delimitada pela Avenida da Recuperação (BR-101), Rua Córrego da Prata, Estrada de Mumbecas (PE-16), Travessa km 7 (Rodovia PE-16), 5ª Travessa São Lázaro e 1ª Travessa da Estrada do Orfanato, segue pelo limite Recife/Camaragibe e Rua Floresta, Avenida Dantas Barreto, Avenida General Newton Cavalcante (PE-27), Rio Camaragibe até a BR-101 (RODRIGUES; SILVA, 2014).

4.2 A cronosequência estabelecida no Sítio PEDI

O estudo de cronosequência para estabelecimento das idades das áreas foi desenvolvido pela equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFRPE. O mapeamento da paisagem foi realizado por meio de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), adotaram-se sete classes de cobertura e uso do solo (Figura 2), adaptados a partir do Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012) e Chazdon (2012): Floresta madura, floresta aberta, capoeira, solo exposto, urbano, alagado e açude. Para tanto, foram utilizadas fotografias aéreas de 1968 e 1981

(cedidas pela Companhia Pernambucana de Recursos Minerais, CPRM, e Fundação de Desenvolvimento Municipal de Recife, FIDEM) e imagem de satélite de alta resolução provenientes do Google Earth do ano de 2014, o mapeamento foi realizado em escala fina (1:10,000).

Figura 2 - Classificação da cronossequência para as parcelas no Parque Estadual de Dois Irmãos, onde M: floresta madura; RT: floresta regenerante tardia e RI: floresta regenerante inicial.



Fonte: Aguiar (2016); Santos (2017).

A mudança de cobertura do solo foi analisada na área de abrangência imediata ao entorno de cada parcela (*buffers* com raio de 500 metros), para os três

anos e utilizando dois períodos: 1968 a 1981 (espaço de 13 anos) e 1981 a 2014 (espaço de 33 anos). A cronossequência foi determinada a partir do momento em que houvesse perda de vegetação e conversão para outro tipo de cobertura dentro da área de abrangência imediata. A análise da cronossequência resultou no estabelecimento de:

- Uma área de floresta madura (FM), com idade igual ou superior a 46 anos;
- Uma área em regeneração tardia (FRT), com idade entre 34 e 46 anos; e
- Uma área em regeneração inicial (FRI), com menos de 30 anos de formação.

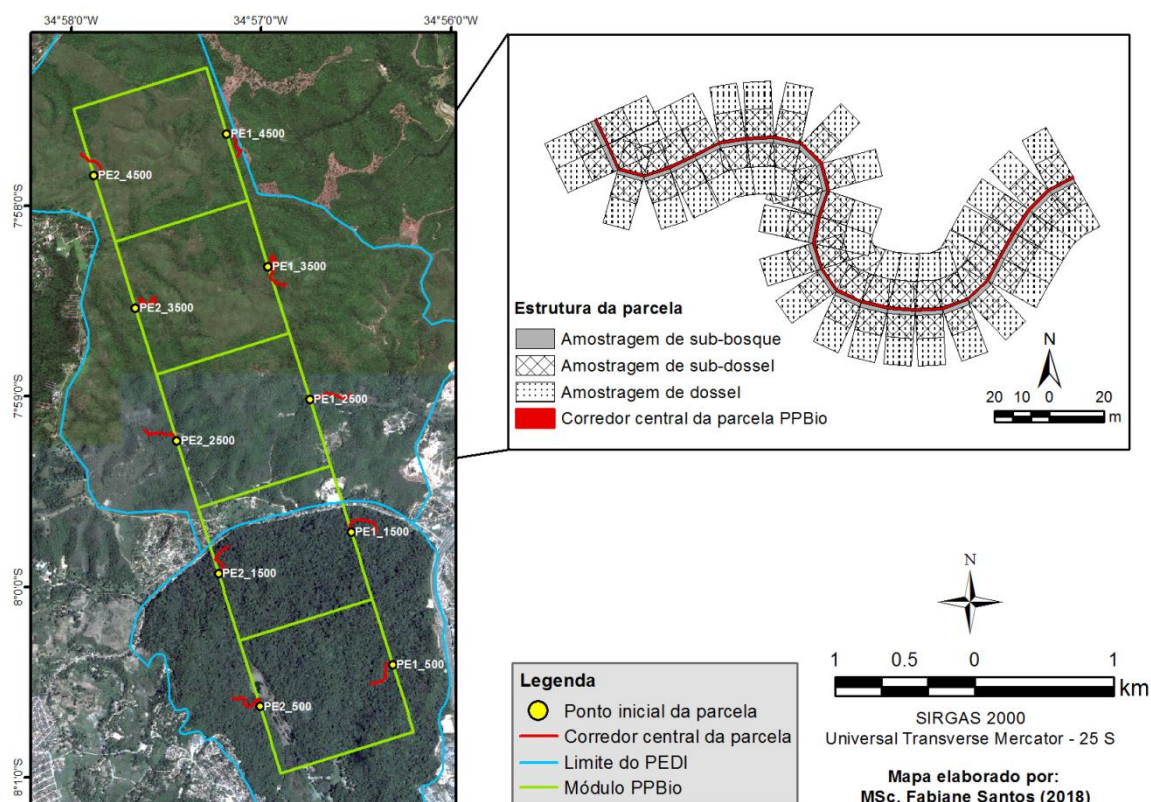
Em relação à floresta madura (FM), é importante salientar que existem relatos de sua existência por populares da região há pelo menos 80 anos atrás.

4.3 Módulo PPBio no Sítio PEDI e inventário da assembleia arbórea

O Parque Estadual de Dois Irmãos compõe um sítio do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), na Rede Mata Atlântica/ Eixo Nordeste, Sítio PEDI, onde está instalado um módulo RAPELD (acrônimo de *Rapid Assessment Surveys – RAP* e *Pesquisa Ecológica de Longa Duração - PELD*). O módulo segue o protocolo padrão adotado pelo PPBio (MAGNUSSON et al., 2005), sendo composto de um sistema de trilhas e parcelas permanentes padronizadas, em um modelo sistemático que permite inventários da comunidade biológica. Para este trabalho, estudamos a assembleia arbórea.

O módulo instalado no PEDI em 2013, consiste de duas trilhas principais retas e paralelas (PE1 e PE2) com 5 km de extensão cada e 1 km de distância entre si (Figura 3). Ao longo de cada trilha, estão instaladas cinco parcelas de comprimento 250 m, totalizando 10 parcelas, cada uma subdividida em 25 segmentos (de 10 m de comprimento cada), justapostos, que seguem a curva de nível do terreno (para melhor controle da variação ambiental em relação a fatores abióticos), o comprimento das parcelas é irregular, por seguir a curva de nível do terreno. Das dez parcelas totais, quatro estão localizadas em área de FM, três estão em área de FRT e três em FRI (CASTILHO et al., 2014).

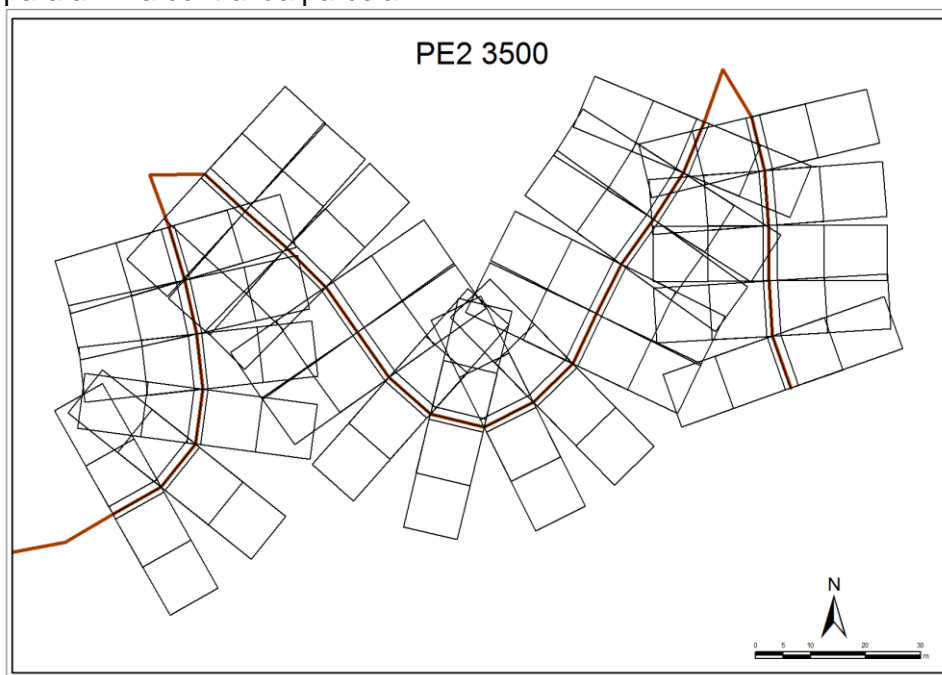
Figura 3. Mapa ilustrando o método RAPELD: módulo PPBio (Programa de Pesquisa em Biodiversidade), Sítio PEDI (Parque Estadual de Dois Irmãos), Recife, PE, com destaque para uma das parcelas do módulo.



Nas parcelas, existem faixas específicas para amostragem de cada classe de tamanho das plantas; as faixas utilizadas neste estudo foram a faixa 2 (10 m de largura para cada lado), em que foram medidas plantas de subdossel e dossel; e a faixa 3 (mais 10 m de largura para cada lado), em que foram medidas apenas plantas de dossel (CASTILHO et al., 2014). Detalhes de uma das parcelas podem ser visualizados na figura 4. É importante destacar que, nos segmentos justapostos da parcela, foram amostrados todos os indivíduos, mas não houve repetição dos dados.

Foram consideradas neste estudo espécies vegetais arbóreas do subdossel ($10 \text{ cm} > \text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$) e dossel ($\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$). Os indivíduos que atenderam aos critérios estabelecidos tiveram seus diâmetros e alturas registrados e foram marcados com placas de alumínio numeradas.

Figura 4. Uma das parcelas do módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife - PE, com destaque em vermelho para a linha central da parcela.



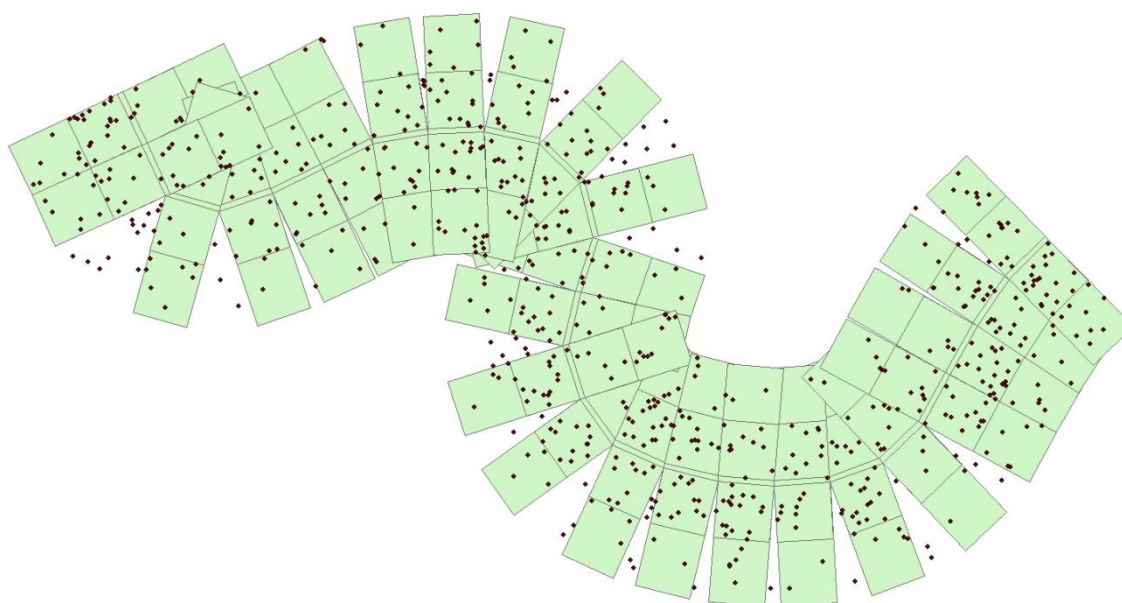
Fonte: SANTOS, F. C. 2015.

Os indivíduos ainda tiveram registradas suas posições dentro da parcela (coordenada X e Y), sendo 'x' o valor da posição da planta em relação ao corredor central da parcela e a coordenada 'y' a distância que a árvore está do corredor central, em metros (CASTILHO et al., 2014). O modelo de ficha de campo utilizado para registro das informações, está disponível no apêndice 6.

As plantas avaliadas foram coletadas para herborização e posterior identificação das espécies, sendo as exsicatas encaminhadas ao Herbário Professor Vasconcelos Sobrinho (PEUFR), do Departamento de Botânica da UFRPE. Os nomes científicos seguiram a Flora do Brasil (Flora do Brasil 2020 em construção) e The Plant List (2018) e a ordem taxonômica seguiu o sistema de classificação das Angiospermas APG IV (BYNG et al., 2016). Os dados coletados em campo foram digitalizados em uma planilha e organizados por parcela, segmento, estrato florestal (de acordo com as faixas e DAP), azimute dos segmentos, coordenadas iniciais de cada segmento, número de indivíduos, espécie e família. Em seguida, com base no azimute e coordenadas UTM iniciais de cada segmento, foi calculada a localização de cada indivíduo mensurado em campo, utilizando métodos topográficos de poligonação e irradiação (SEGANTINE; SILVA, 2015), o que permitiu a

representação espacial das plantas (Figura 5). A espacialização dos dados foi realizada no software QGIS 3.0.0 (2018).

Figura 5- Uma das parcelas do módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife - PE, com destaque para a representação espacial das plantas dentro da parcela.



A inserção dos dados estruturados em um ambiente de sistema de informação geográfica possibilitou o agrupamento das plantas amostradas a cada cinco segmentos (em cada parcela), distribuídos da seguinte forma: 1-5, 6-10, 11-15, 16-20 e 21-25. Originaram-se assim cinco áreas (unidades amostrais, UAs) contendo os indivíduos do dossel e cinco contendo os de subdossel, utilizando para tal, respectivamente, *buffers* de 20 metros e 10 metros. No total, foram geradas 50 UAs por estrato, assim sendo:

- Na área de floresta madura (FM) - 20 UAs;
- Na área em regeneração tardia (FRT) - 15 UAs;
- Na área em regeneração inicial (FRI) - 15 UAs.

O aumento na quantidade de amostras possibilitou o aprimoramento das análises estatísticas, e, conseqüentemente, a redução de erros provenientes do grande conjunto de dados.

Em seguida, foram obtidas as coordenadas dos pontos centroide de cada UA em cada estrato, em graus decimais, bem como calculadas as áreas de cada UA de dossel e subdossel. As áreas variaram de tamanho devido às diferenças de forma, ditadas pela topografia da região estudada. Ainda assim, foram calculadas as áreas

média e total para cada estrato, a área média das UAs de dossel foi de 0,1958 ha totalizando uma área amostral de 9,79 ha. Para o subdossel, a área média das UAs foi 0,0982 ha e 4,91 ha de área amostrada total.

4.4 As perturbações antrópicas no Sítio PEDI

As perturbações antrópicas utilizadas fazem parte do banco de dados do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), obtidos por Santos *et al.* (submetido) no PEDI. Nesse estudo, foram coletados indicadores de perturbações antrópicas dentro das parcelas em todo o módulo RAPELD/ PPBio no sítio PEDI, utilizando fichas de campo (Anexo 1), onde foram registrados os indicadores de perturbação encontrados. Os dados foram coletados realizando-se caminhamento livre à direita e à esquerda a partir do corredor central da parcela PPBio.

Foram selecionados 16 indicadores de perturbação para mensurar a quantidade de perturbação ocorrente na área (Tabela 1), registrados individualmente, anotando-se a distância do indicador para o corredor central (em metros), o tipo de indicador e sub-indicador, o grau de ocorrência (para registro de espécies com comportamento invasor), o segmento onde eram encontrados, a parcela correspondente e algumas observações importantes colhidas em campo. Os indicadores foram selecionados com base em levantamento de perturbações nas proximidades dos limites do parque, também nas trilhas de seu interior e com base em literatura específica (MAGALHÃES; LOPES; QUEIROZ, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2015).

Tabela 1. Lista de indicadores de perturbação antrópica utilizados na coleta de dados nas parcelas PPBio localizadas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife - PE

Código	Indicador
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 invasoras (plantas)
8	Exploração de recursos madeireiros e não madeireiros (retirada de fruto, madeira, casca, látex, árvore cortada)
9	Mineração
10	Pecuária

11	Presença de canais de esgoto, aterramento ou cisternas
12	Resíduos sólidos (lixo, entulho, pneus, estacas)
13	Sinais de vandalismo (pichação, caules marcados, plantas arrancadas)
14	Sinal de incêndio, queimada ou fogueira
15	Urbanização (assentamentos urbanos ou rurais, isolados ou agrupados, rodovias)
16	Clareiras de origem antrópica

Para o indicador “espécies invasoras”, cada espécie representou uma perturbação distinta, com a sua respectiva intensidade de ocupação (leve, moderada ou intensa). Além disso, a distância da linha central, em que a espécie foi registrada no segmento, gerou a 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 o indicador espécie invasora em um valor estritamente quantitativo, visto que combina um valor numérico (frequência), e duas características qualitativas (intensidade de ocupação/ 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).

A partir disso, as variáveis categóricas da ocorrência de cada espécie invasora receberam atributos numéricos. Caso a ocorrência de uma mesma espécie entre as parcelas tenha acontecido de forma diferente em relação à variável proximidade, os valores de intensidade e distribuição foram multiplicados e divididos por 2. Finalmente os valores obtidos por espécie invasoras em cada segmento foram somados.

Uma variável que foi adicionada na matriz de impacto foi a facilidade de acesso as parcelas, considerando que trilhas e presença de área urbanizada influenciam no acesso para as diferentes parcelas. Essa variável foi coletada pela distância, em metros, dos segmentos de cada parcela até a trilha mais próxima e até o perímetro mais próximo do parque. Os dados foram extraídos da tabela de atributos do mapeamento no QGIS 2.8. As trilhas foram mapeadas previamente 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 coletas de dados tanto de impacto antrópico quanto o inventário das espécies arbóreas de dossel e subdossel nas parcelas foram realizadas com o auxílio indispensável de um ajudante de campo conhecedor da área do PEDI, que informou detalhes adicionais sobre trilhas, áreas urbanas mais próximas de cada localização das parcelas, dentre outras informações.

4.5 Análises dos dados

Para análise, as variáveis dependentes em cada parcela foram riqueza e diversidade de espécies, enquanto as independentes são as perturbações antrópicas (somadas às variáveis de perturbação estão as variáveis distância até a trilha mais próxima e distância até a área urbana) e a idade de regeneração das parcelas (em cronossequência). Como covariável auxiliar têm-se os dados relativos ao espaço (latitude e longitude). Todas as análises foram realizadas no software de dados R Studio versão 3.5.3.

A análise comparativa da riqueza entre idades para dossel e subdossel foi realizada por meio da rarefação com base no indivíduo, mais números de Hill, usando o intervalo de confiança a 95%, no pacote *iNEXT*, função *rarefac*. A matriz de dados foi composta pela abundância de ocorrências de perturbações (valores normalizados), riqueza de espécies por parcela, além das coordenadas, utilizadas para considerar o efeito espacial nos modelos. Para gerar os gráficos das principais relações entre as variáveis independentes e a riqueza, foi usado o pacote *ggplot2*.

Os números de Hill são $q=0$ – riqueza (S), $q=1$ – exponencial do índice de Shannon ($\exp(H')$) e $q=2$ – inverso da concentração de Simpson ($1/D$) (JOST, 2006). Para a ordem de diversidade $q=0$, as espécies raras possuem o mesmo peso que as espécies abundantes, visto que a riqueza é basicamente insensível à frequência de espécies; a ordem $q=1$ pesa todas as espécies por suas frequências, mas favorece espécies raras e a ordem $q=2$ dá mais peso para as espécies abundantes (JOST, 2006).

As perturbações registradas em campo foram inseridas no software Microsoft Excel para tabulação dos dados e, em seguida, a matriz de perturbações foi importada no programa R Studio. As variáveis com frequência igual ou inferior a 2 foram removidas, em seguida, a matriz de impacto foi normalizada para uma

extensão de valores entre 0 (valor mínimo) e 1 (valor máximo), utilizando a função *decostand* do pacote *vegan* e usando o método *range*.

Para visualizar a distribuição da variação dos dados explicativos de impacto, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) com o pacote *FactoMineR* utilizando as variáveis de perturbações e demais variáveis independentes (idade, distância até a trilha mais próxima e distância até a área urbana). A correlação entre as variáveis foi observada utilizando a função *corrplot*, no pacote de mesmo nome. Em seguida, visualizou-se a porcentagem de explicação dos eixos da PCA com a função *screepplot* do pacote *factoextra*. Em seguida, foi gerado o gráfico da PCA (função *biplot*, pacote *factoextra*) utilizando a idade como fator de agrupamento por cor.

Para testar se as perturbações afetam a composição de plantas, foi necessário, inicialmente, extrair os eixos da PCA que representam dimensões de impacto não correlacionadas e, com a função *loadings*, pacote *stats*, interpretar os eixos da PCA multiplicando os valores escalados pelos autovetores dos componentes principais. Todas as variáveis ambientais foram mantidas, visto que não houve alta correlação entre essas (todas as correlações foram $< 0,5$). A matriz de composição de plantas foi importada para o R Studio e foi realizada a transformação de Hellinger na função *decostand* para padronizar os dados de abundância, visto que há um grande número de espécies com baixa ocorrência que podem distorcer a análise.

Considerando a estrutura espacial do desenho amostral, foi necessário realizar a análise de dbMEMs (*distance-based Moran's eigenvector maps*), utilizando as coordenadas, em graus decimais, de cada UA. Essa análise controlou o efeito da autocorrelação espacial, adicionando os resultados como covariável no modelo estatístico. Os dbMEMs significativos foram selecionados a partir da função *forward.sel*, pacote *adespatial* (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).

Em seguida, foi realizada a RDA (Redundancy Analysis) parcial, adicionando ao modelo os dbMEMs e as perturbações; e após ANOVA, sendo possível verificar se existem diferenças na composição de espécies de acordo com a idade de regeneração e frequência de impactos. Nesta análise, regressões múltiplas parciais são feitas, de modo a determinar a melhor combinação de variáveis explicativas na presença da covariável dbMEM (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).

Para entender o efeito da estrutura espacial sobre a composição de espécies, foi realizada a partição da variância, considerando as perturbações, os dbMEMs, a idade e as interações entre eles, utilizando a função *varpart* do pacote *vegan*. Para a análise de diversidade beta entre as localidades do dossel e subdossel, foi realizado primeiramente a transformação de Hellinger para padronizar os dados de abundância, utilizando a função *decostand*. Os locais sem indivíduos foram removidos e, após, foi realizada uma PERMANOVA com o índice de Jaccard, utilizando a função *adonis* do pacote *vegan*. Em seguida foi realizada análise de diversidade beta, com a função *betadisper* do pacote *vegan*, e, por fim, foi realizada a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), obtendo-se um gráfico para visualizar a distribuição das (dis) similaridades, utilizando o pacote *ggplot2*.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 As perturbações antrópicas no PEDI

Foram registradas 2480 perturbações distribuídas nas 10 parcelas, havendo 1362 (56,75%) nas parcelas de floresta madura, 667 (26,89%) nas parcelas em regeneração tardia e 451 (18,18%) nas parcelas em regeneração inicial (Tabela 2).

Tabela 2. Registro das perturbações antrópicas encontradas nas parcelas em cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FM - floresta madura; FRT - floresta em regeneração tardia; FRI - floresta em regeneração inicial

Indicadores de perturbação	FM	FRT	FRI	Total/ indicador	Indicador (%)
Exploração de recursos	1126	427	191	1744	69.99%
Espécies invasoras	215	181	186	582	23.93%
Equipamentos de recreação informal	4	25	27	56	2.21%
Sinais de fogo	2	5	29	36	1.42%
Urbanização	0	27	0	27	1.06%
Resíduos sólidos	6	2	15	23	0.91%
Clareira antrópica	7	0	1	8	0.32%
Degradação de corpos hídricos	1	0	1	2	0.08%
Animais domésticos	1	0	0	1	0.04%
Equipamentos de recreação formal	0	0	1	1	0.04%
Total	1362	667	451	2480	100.00%
Total por parcela (hectare)	340,5	222,3	150,3	-	-

A maioria dos indicadores de perturbação apresentou baixa correlação de Pearson entre si, sendo que o maior valor de r foi de ± 0.5 (Figura 6). Foi possível identificar, por meio da PCA, a porcentagem de explicação dos eixos, sendo que os dois primeiros explicaram 56.43% da variação e envolveram seis perturbações mais representativas (Figura 7).

A floresta madura (FM) apresentou-se mais relacionada às perturbações “distância até a trilha mais próxima” e “exploração de recursos madeireiros e não madeireiros”. Na floresta regenerante tardia (FRT) várias perturbações estiveram relacionadas, mas principalmente as variáveis de acesso às parcelas “distância até a trilha mais próxima” e “distância até a área urbana mais próxima”. As parcelas da floresta regenerante inicial (FRI) mostraram-se claramente agrupadas diante da presença dos indicadores “recreação informal”, “urbanização” e “espécies invasoras”.

Figura 6. Correlação entre as variáveis de perturbações e facilidade de acesso, selecionadas para o estudo, no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. Onde: rec_inf = equipamentos de recreação informal; sp_exo = espécie invasora; expl_rec = exploração de recursos; res_sol = resíduos sólidos; fogo = sinais de fogo; urb = urbanização; clar = clareiras antrópicas; dist_tri = distância à trilha mais próxima e dist_urb = distância até a área urbana mais próxima.

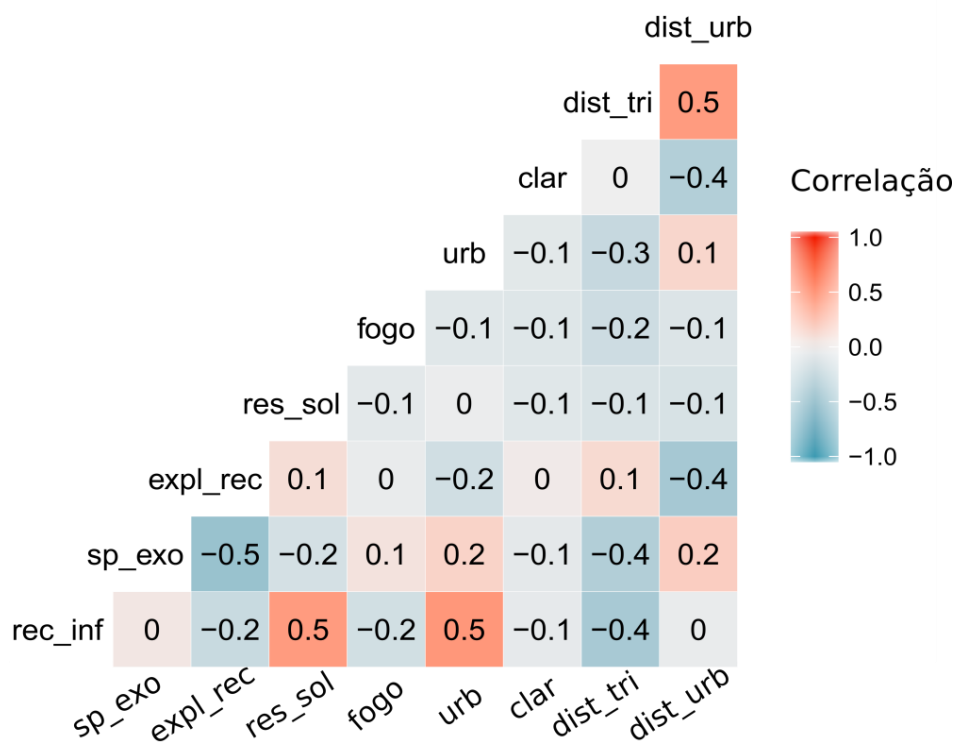
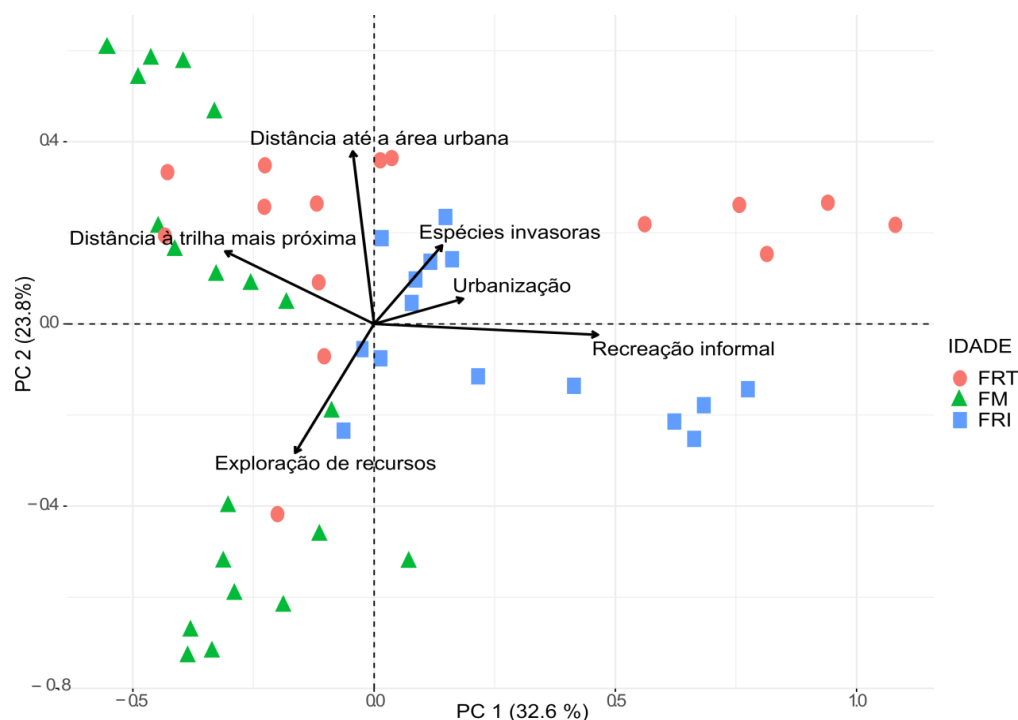


Figura 7. Análise de componentes principais (PCA) das perturbações antrópicas mais relacionadas em cada idade em cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FRT = Floresta Regenerante Tardia; FM = Floresta Madura e FRI = Floresta Regenerante Inicial.



A perturbação “exploração de recursos madeireiros e não madeireiros” correspondeu a 68,86% do total de perturbações encontradas no estudo, com significativo impacto registrado na forma de corte e retirada de madeira, tanto nas árvores de subdossel quanto no dossel na floresta madura. A extração de recursos madeireiros em florestas tropicais altera o dossel das árvores, criando clareiras e levando ao declínio da biodiversidade animal e vegetal. Essa extração, quando seletiva, ocasiona diminuição no tamanho e estrutura das populações de determinadas espécies (HALL et al., 2003; FOLEY et al., 2007; JAMHURI et al., 2018), e remove a biomassa aos poucos e seletivamente. Como consequência, altera a riqueza, diversidade e funcionamento de comunidades vegetais e animais (CHAZDON, 2012; BALLANTYNE; PICKERING, 2015).

Já a “extração de recursos não madeireiros” em florestas urbanas é ocasionada, em sua maioria, para a subsistência de comunidades que vivem no entorno da floresta (GUARIGUATA et al., 2010). Na área em questão, foi observado em campo que a extração de recursos não madeireiros está relacionada à coleta de frutos, cascas de árvores e caça.

A perturbação “espécies invasoras” (22.93%) ocorreu com maior frequência na FRI, foi composta por sete espécies vegetais, cinco exóticas invasoras, cujo potencial invasor foi confirmado na Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil (Instituto Hórus, 2019) (Tabela 3), e duas nativas. Quatro espécies exóticas invasoras não são nativas do Brasil e uma é nativa da Amazônia; as duas restantes são nativas na Mata Atlântica nordestina, segundo a Flora do Brasil 2020 (em construção).

Tabela 3. Espécies invasoras encontradas nas parcelas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil, classificadas segundo a Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil (Instituto Hórus, 2019)

Família botânica	Espécie	Classificação
Asparagaceae	Asparagaceae 1	Exótica invasora
Araceae	<i>Dieffenbachia seguine</i> (Jacq.) Schott	Nativa
Araceae	<i>Epipremnum pinnatum</i> (L.) Engl.	Exótica invasora
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq	Exótica invasora
Commelinaceae	<i>Tradescantia zebrina</i> (Schinz) D. R. Hunt	Exótica invasora
Fabaceae	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Exótica invasora
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Nativa

Dieffenbachia seguine (Jacq.) Schott (comigo-ninguém-pode), invade preferencialmente florestas secundárias, ambientes sombreados e margens de estradas. Seus impactos envolvem inibição do crescimento de outras espécies por competição e toxicidade em seres humanos. *Cyperus rotundus* L. (tiririca), comumente invade ambientes florestais úmidos em regeneração e/ ou perturbados, além de florestas urbanas. (SHARMA; GUPTA, 2007; SUTOMO; FARDILA, 2015; GISD, 2015; DHIMA et al., 2016). Foi bastante encontrada nas parcelas, principalmente na FRI, em lugares com maior incidência de luz.

A espécie *Clitoria fairchildiana* R.A. Howard (sombreiro) é natural da floresta amazônica e se adapta muito bem em ambientes úmidos, mas fora de seu ambiente natural pode prejudicar o crescimento de espécies nativas por sombreamento e por efeitos alelopáticos (INSTITUTO HÓRUS, 2019). *Tradescantia zebrina* (Schinz) D. R. Hunt (zebrina) destaca-se por ocupar bordas de trilhas e caminhos, especialmente à meia sombra, ocupando o sub-bosque e comprometendo a regeneração e sucessão natural nesses ambientes (SILVA; VOLTOLINI, 2016; INSTITUTO HÓRUS, 2019).

Elaeis guineensis Jacq (dendê), tem como ambientes preferenciais de invasão, as florestas úmidas. Essa espécie possui adensamento populacional na maioria dos locais onde invade, o que influencia as espécies nativas pelo fato de limitar o espaço (INSTITUTO HÓRUS, 2019).

Epipremnum pinnatum (L.) Engl. (jibóia), originária das Ilhas Salomão (LORENGI; SOUZA, 1995), apóia-se e cresce sobre as copas das árvores, o que compromete o crescimento e sobrevivência de espécies nativas tanto pelo sombreamento quanto pelo fato de ser trepadeira (INSTITUTO HÓRUS, 2019). Outras duas espécies, *Parodiolyra micrantha* (Kunth) Davidse & Zuloaga (bambuzinho) e *Philodendron imbe* Schott ex Endl (imbé), foram encontradas com significativa frequência em algumas parcelas, entretanto não estão classificadas como espécies invasoras, segundo o instituto Hórus (2019). Ambas ocorrem naturalmente em território brasileiro, no entanto, em se falando de endemismo, apenas *P. imbe* é endêmico (FLORA DO BRASIL, 2020 em construção).

O indicador equipamentos de recreação informal teve maior incidência na FRI, sendo mais representado por trilhas para prática de *motocross* e de caminhamento. Tais trilhas foram observadas em campo e constatou-se o uso ativo e recorrente das mesmas, com maior frequência e registro nas florestas regenerantes (FRT e FRI). É frequente em florestas urbanas a influência e intervenção humana das comunidades que vivem em seus arredores, o que diminui cada vez mais os serviços de provisão e regulação concernentes a estes ambientes florestais (LAZDĀNE; JANKEVICA; ZIGMUNDE, 2013; LOCKE; MCPHEARSON, 2018). A floresta urbana em questão é diariamente frequentada por pessoas das comunidades vizinhas, que adentram por trilhas presentes em toda a floresta, a maioria próxima às parcelas estudadas, o que facilita para a presença de perturbações e impactos florestais.

As trilhas de recreação informal permeiam as parcelas localizadas na FRI e FRT, sendo este tipo de perturbação muito frequente na área estudada. Estudos apontam que trilhas informais dentro de florestas perturbam a vida selvagem, causam erosão, compactação do solo e atropelamento da fauna (WIMPEY; MARION, 2011; MARZANO; DANDY, 2012).

5.2 A assembleia de plantas arbóreas

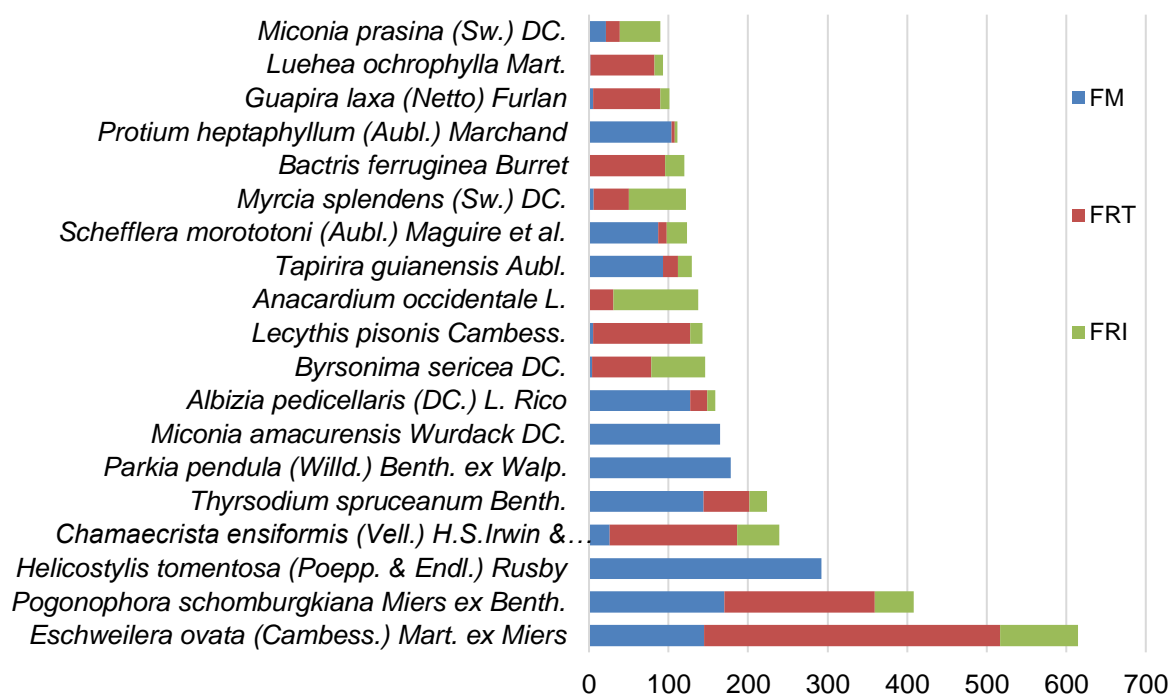
Foram inventariados 6.092 indivíduos no total, dos quais 3.524 ocorreram no subdossel e 2.568 no dossel. O número de indivíduos registrados para a floresta madura (FM) foi de 2.752, seguido de 2.293 na floresta regenerante tardia (FRT) e 1.047 na floresta regenerante inicial. Isso demonstra que, a recuperação de florestas em estágios sucessionais é beneficiada quando há fragmentos nativos primários e detentores de biodiversidade próximos na paisagem, do contrário essa sucessão se torna lenta e muitas vezes interrompida (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017).

Foi registrada uma riqueza total de 265 espécies nas três idades, distribuídas em 52 famílias botânicas (Apêndice5). As famílias Fabaceae (42 espécies), Myrtaceae (24), Lauraceae (16), Sapotaceae (13) e Melastomataceae (12) foram as mais representativas em número de espécies em toda a amostra; indivíduos não identificados somaram 18 plantas. As famílias que ocorreram em maior abundância foram Fabaceae (946 indivíduos), Lecythidaceae (759), Anacardiaceae (513), Peraceae (493), Melastomataceae (456), Moraceae (400) e Myrtaceae (374).

Das 265 espécies, 19 foram mais representativas (Figura 8) e juntas somaram 59,01% de todos os indivíduos. As espécies *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers (615 indivíduos) e *Pogonophora schomburgkiana* Miers ex Benth. (408) foram as mais abundantes e suas distribuições entre as três idades foram consideravelmente semelhantes. Tais espécies são amplamente distribuídas em vários ambientes de floresta tropical (FERRAZ; ARAÚJO; SILVA, 2004; SANTOS et al., 2018).

Merecem destaque as espécies *Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby, *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp e *Miconia amacurensis* Wurdack DC, pois foram exclusivas da floresta madura. A espécie *P. pendula* ocorre naturalmente em solos de alta a média fertilidade com textura de arenosa a argilosa e preferencialmente bem drenados. Ocupa os domínios fitogeográficos da Amazônia e Mata Atlântica (CORANDIN; CAMILLO; PAREYN, 2018). *H. tomentosa* e *M. amacurensis* são espécies que ocorrem naturalmente nos domínios da Amazônia e remanescentes de Mata Atlântica, geralmente bastante abundantes nesses domínios e tendem a ocorrer tanto em floresta densa quanto aberta (ARRUDA; FERRAZ, 2008).

Figura 8. Espécies de maior ocorrência em número de indivíduos, nas três idades da cronossequência, no Parque Estadual Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FM = floresta madura, FRT = floresta regenerante tardia e FRI = floresta regenerante inicial.



Diferentemente das espécies citadas acima, *Anacardium occidentale* L. não foi registrada na floresta madura, e sua maior ocorrência foi na floresta regenerante inicial. *A. occidentale* ocorre na Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa, Pantanal, e Amazônia, é nativa do Brasil e muito cultivada em quase todo o território brasileiro, por possuir fruto e pseudofruto comestível (MARIA-SILVA et al., 2012).

As espécies *Byrsonima sericea* DC., *Lecythis pisonis* Cambess., *Bactris ferruginea* Burret, *Myrcia splendens* (Sw.) DC., *Guapira laxa* (Netto) e *Luehea ochrophylla* Mart. Furlan tiveram suas maiores ocorrências na floresta regenerante tardia e regenerante inicial, enquanto suas ocorrências na floresta madura não ultrapassaram 5% do total de indivíduos. Tais espécies, em sua maioria, possuem alta capacidade de adaptação a condições de clima e solo, o que determina suas ocorrências em várias regiões fitogeográficas brasileiras, principalmente fragmentos florestais de Mata Atlântica (BURIL; MELO; ALVES, 2013; CORANDIN; CAMILLO; PAREYN, 2018).

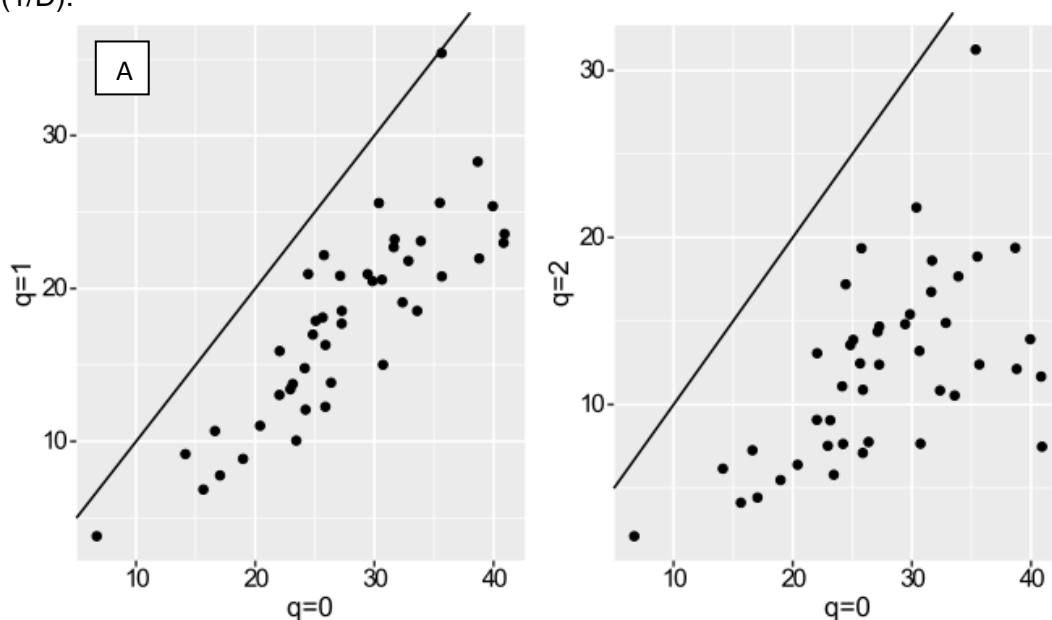
Em se tratando da estratificação florestal, foram registradas 209 espécies no subdossel e 173 espécies no dossel. Em média, o número de espécies nos estratos variou de aproximadamente 29 a 55 ind.ha⁻¹ no dossel e 39 a 58 ind.ha⁻¹ no

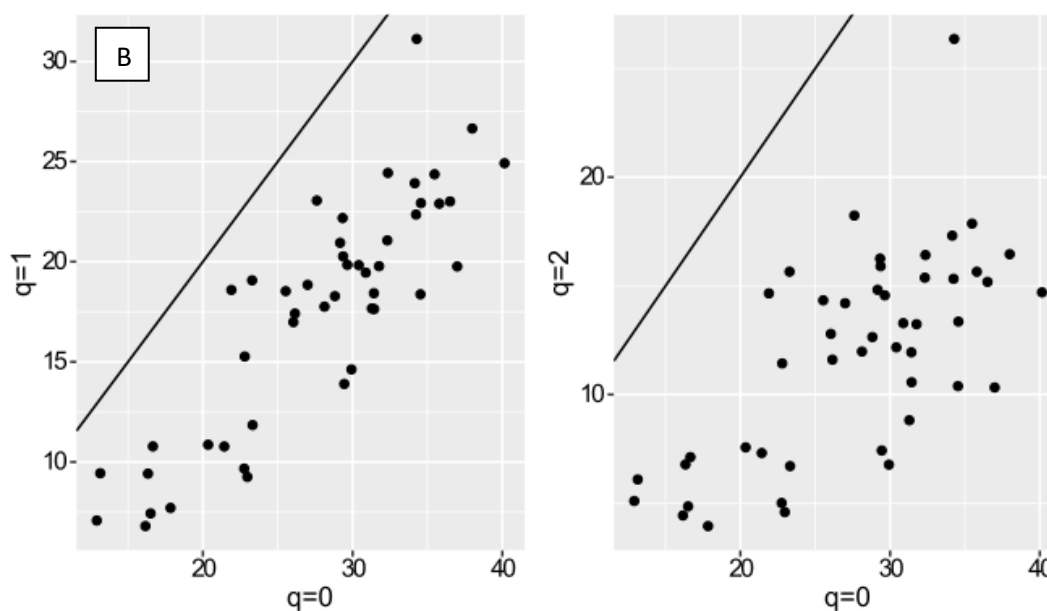
subdossel. Para a amostra geral, entre as idades, a FM teve riqueza de 174 espécies, seguida da FRT (149 espécies) e da FRI (90 espécies).

A riqueza rarefeita entre as idades e a diversidade não revelaram existirem diferenças significativas. Ao se comparar a diversidade usando a série de Hill ($q = 0$, $q = 1$ e $q = 2$) para dossel e subdossel, notou-se que a maioria das espécies nas assembleias são raras nos dois estratos. Ao se comparar riqueza (número de espécies) com a diversidade $q1$ e $q2$, nota-se que conforme aumenta a ordem q , em cada estrato, as espécies mais abundantes tendem a diminuir, pois há muitas espécies raras nas amostras (Figura 9).

No dossel, as espécies com até seis indivíduos somaram 111, de um total de 173. Para o subdossel, de um total de 209 espécies, 137 são representadas por até seis indivíduos. Os resultados sugerem que, diante das perturbações antrópicas ocorrentes na floresta e da grande quantidade de espécies raras para ambos os estratos, torna-se evidente a preocupação para que essas espécies não venham a ser extintas da floresta em questão. Não somente as espécies raras, pois, a frequência diária de impactos nos ecossistemas tem causado a diminuição das espécies abundantes, e muitas estão sendo listadas como ameaçadas de extinção (GASTON; FULLER, 2008).

Figura 9. Comparação da riqueza ($q0$) com diversidade ($q1$ e $q2$) para amostra do dossel (A) e subdossel (B), para as três idades da cronossequência, usando a série de Hill, para o Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. Onde $q=0$ – riqueza (S), $q=1$ – Exponencial do Índice de Shannon ($\exp(H')$) e $q=2$ – Inverso da Concentração de Simpson ($1/D$).





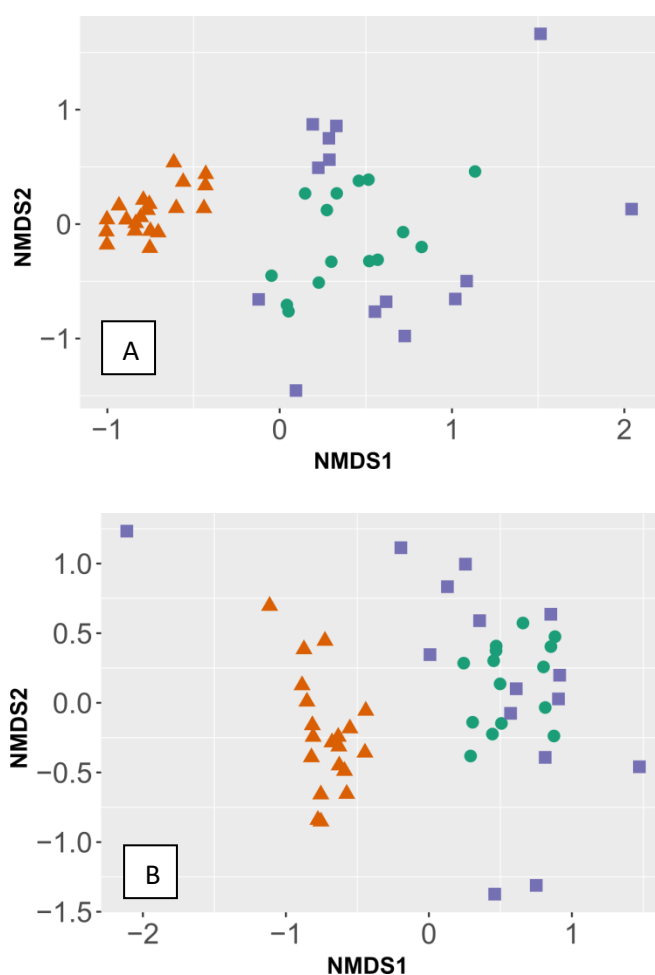
Em se tratando da alta dominância de espécies comuns (abundantes) e pouca dominância de espécies raras, diante da crescente onda de extinção que compromete a biodiversidade de flora mundial, Mouillot *et al.* (2013) destacam a importância da conservação das espécies raras em ambientes florestais tropicais, tais espécies oferecem mais do que valor de diversidade estética, cultural ou taxonômica, elas desempenham funções conjuntamente com espécies comuns, para o fornecimento de serviços ecossistêmicos. A perda de espécies dentro de um ecossistema pode desencadear um efeito em cascata, que ocasiona mais perda de espécies dependentes funcionalmente. Além disso, compromete a conservação da biodiversidade, tornando o ambiente um indicador para prioridade de conservação (MOUILLOT *et al.*, 2013).

Em um estudo realizado em floresta tropical no Panamá, os autores simularam 18 situações para perda de espécies arbóreas, com diferentes combinações de espécies e composições sob distintos cenários de extinção (simulando a perda por extração seletiva ou total de recursos) a fim de examinar a influência desses cenários no serviço ecossistêmico estoque de carbono. Os resultados mostraram que, para o futuro, o estoque de carbono na floresta será determinado pela composição de espécies. Foi assim demonstrado que a extinção de espécies raras provoca perda da biodiversidade funcional na floresta (BUNKER *et al.*, 2005).

Em relação à análise de diversidade beta, observamos que a idade influencia a complementaridade na composição de espécies de dossel ($R^2 = 0.1897$, $F = 5.384$;

$P = 0.001$) e subdossel ($R^2 = 0.193$, $F = 5.635$; $P = 0.001$). Ou seja, foi observado que a composição de espécies não muda muito entre idades de regeneração, pois as áreas em FRI e FRT se agrupam nos dois estratos, enquanto que as parcelas da FM agruparam-se entre si, separadas das demais parcelas regenerantes (Figura 10).

Figura 10. Gráfico NMDS da análise de diversidade beta para o estrato de dossel (A) e subdossel (B), ilustrando semelhanças na composição de espécies entre parcelas da Floresta Madura - FM (triângulos), Floresta Regenerante Inicial - FRI (quadrados) e Floresta Regenerante Tardia - FRT (círculos), no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil.



As assembleias de plantas de dossel e subdossel na FRI e FRT são similares em sua composição, visto que a FRT apresenta-se como um subconjunto dentro de um conjunto maior que é a FRI. Para Baselga (2010) isso é um típico caso de aninhamento, em que as espécies de determinadas assembleias são similares em sua grande maioria. Para a biologia da conservação, o aninhamento é sinônimo de perda de diversidade beta, o alto aninhamento significa baixa diversidade beta e locais com baixo aninhamento possuem alta diversidade beta. Cientistas

conservacionistas trabalham estratégias de conservação que priorizem ambientes onde ocorre aninhamento, com objetivo de minimizar extinção local e maximizar o número de espécies preservadas (WRIGHT; REEVES, 1992; BASELGA, 2010). Já as assembleias de dossel e subdossel da FM não apresentam similaridade com as demais, de forma que algumas espécies da FM estão ausentes nas demais florestas regenerantes. Nesse caso, Baselga (2010) afirma que acontece a substituição (*turnover*) de algumas espécies por outras, em decorrência de fatores ambientais ou restrições espaciais ou históricas.

Estudiosos afirmam que ambientes de florestas secundárias afetadas por perturbações antrópicas conseguem se recuperar consideravelmente rápido em sua riqueza de espécies, mas em se falando de composição de espécies a recuperação é lenta. Essas florestas quando mantidas em regeneração, levariam décadas para recuperar a riqueza e séculos para recuperar a composição de espécies (ROZENDAAL et al., 2019).

5.3 Perturbações e idade influenciando a riqueza e diversidade de plantas

As perturbações antrópicas sozinhas tiveram impacto significativo sobre a riqueza e diversidade de espécies apenas para a assembleia de subdossel ($F=1.3372$; $P= 0.007$) (Tabela 4). Neste modelo, foram selecionados e adicionados nove dbMENS mais importantes como covariáveis na construção da RDA, incluindo as variáveis de perturbação e as idades.

Tabela 4. Tabela da análise da variância (ANOVA) obtida após a análise de redundância (RDA) para testar o impacto de indicadores de perturbações antrópicas e idade sobre a composição de espécies da assembleia de subdossel no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil

Eixo	Df	Variância	F	P(>F)
Dim.1	1	0.020297	2.4194	0.001***
Dim.2	1	0.011879	1.416	0.041*
Dim.3	1	0.012621	1.5045	0.020*
Dim.4	1	0.01155	1.3768	0.069
Age	2	0.02104	1.254	0.068
Residual	34	0.285235		

Percebe-se na tabela acima que os três primeiros eixos da PCA apresentaram-se significativos, as variáveis de perturbação mais significativas

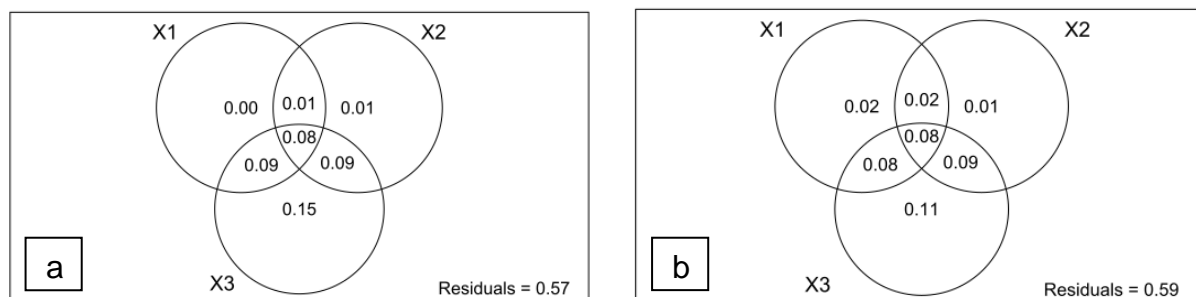
somando os três eixos foram: recreação informal (trilhas de caminhada e de *motocross*), espécies invasoras, exploração de recursos, distância até a trilha mais próxima e distância até a área urbana mais próxima. Juntas, tais perturbações explicam 73% da variação dos dados, com dimensões entre eixos e variáveis não correlacionadas. Os valores de contribuição dos eixos e dos coeficientes de correlação entre eixos e variáveis de impactos para dossel e subdossel estão disponíveis nos apêndices 1 e 2.

Para Morris (2010) as principais perturbações antropogênicas responsáveis pela perda da biodiversidade em florestas tropicais incluem: espécies invasoras, desmatamento e fragmentação e a exploração de recursos. Estas são ocasionadas pelo efeito direto de atividades humanas dentro das florestas, e são responsáveis pela modificação no funcionamento das florestas, por meio da perda de espécies vegetais e animais e conseqüentemente alteração nas funções ecológicas dentro dos ecossistemas.

A idade das parcelas, exclusivamente, não teve influência significativa na riqueza rarefeita nem para o dossel ($F=1.2903$; $P=0.056$) nem para o subdossel ($F=1.254$; $P=0.068$). A partição de variância realizada usando os dbMENS, por outro lado, demonstrou que as parcelas estão estruturadas espacialmente, com significativa influência no estrato de dossel ($F=2.2307$; $P=0.001$) e subdossel ($F=1.9087$; $P=0.001$). O incremento da variável condicional espaço no modelo estatístico proporcionou uma melhor explicação para as variáveis de impacto e idade. Desta forma, três variáveis (idade, espaço e perturbações) agem em conjunto na floresta e oferecem melhor esclarecimento sobre os valores de riqueza e abundância de espécies, do que se analisadas separadamente. Para o dossel o modelo estatístico incluindo espaço, idade e perturbações, apresentou $r^2_{ajustado}=0,43$ e o subdossel apresentou $r^2_{ajustado}=0,41$ (Apêndices 3 e 4).

Assim sendo, a partição da variância (Figura 11) indicou que tanto para o dossel quanto para o subdossel impactos e idade estão relacionados espacialmente entre as parcelas e contribuem para a variação na riqueza e diversidade de plantas. Gibson et al (2011), ao realizarem um estudo em florestas tropicais regenerantes e primárias, concluíram que valores de riqueza e diversidade de espécies geralmente são maiores em florestas mais conservadas; entretanto, tais valores podem variar de acordo com a localização espacial dos locais na paisagem e também pela presença de perturbações antrópicas.

Figura11. Partição de variância das parcelas de dossel (a) e subdossel (b), onde x1= impactos, x2= idade e x3= espaço (distância entre parcelas), no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil.



Estudos envolvendo fragmentos florestais secundários de florestas tropicais com diferentes idades demonstram variados tipos de perturbações em que essas florestas são submetidas ao longo do tempo, e os impactos decorrentes das mesmas, que influenciam na composição e estrutura de diversas comunidades de plantas que precisarão de anos ou décadas para restabelecer suas populações e se equipararem a estrutura de florestas antigas (BAUTERS et al., 2019). O espaço onde os fragmentos de floresta estão inseridos, e a idade dos fragmentos são fatores que influenciam para a chegada de perturbações antrópicas e para a recomposição da vegetação (PEÑA-CLAROS, 2003).

6. CONCLUSÕES

É notória a presença e influência das perturbações antrópicas crônicas nos fragmentos estudados, advindas das comunidades do entorno da floresta. Tais perturbações estão presentes em todos os locais nas idades em cronossequência. É importante destacar as perturbações exploração de recursos, recreação informal, espécies invasoras e as variáveis de acesso ao interior da floresta, tais perturbações são recorrentes e causam impactos de curto e longo prazo na riqueza, composição e diversidade das espécies arbóreas, e conseqüentemente, afetam o andamento da recuperação da floresta.

A presença das perturbações mais recorrentes é um fator ameaçador para as espécies raras do local, pois, como são perturbações crônicas, e acontecem frequentemente, podem afetar diretamente as espécies raras e, ao longo do tempo, podem provocar perda de biodiversidade das mesmas.

A perturbação extração de recursos é crônica na floresta em questão. Não foi objetivo desse trabalho estudar espécies preferíveis para extração de recursos por parte da comunidade, no entanto, para o futuro, torna-se importante o conhecimento dessas espécies para avaliar se são espécies raras e se podem correr risco de desaparecimento no ambiente em questão.

A conservação de áreas protegidas por lei requer manutenção e fiscalização diária por parte dos órgãos competentes, os dados e resultados deste trabalho servirá como importante ferramenta para aperfeiçoar o plano de manejo do local. A presença crônica de perturbações na floresta leva-nos a acreditar que ações de educação ambiental nas comunidades circunvizinhas, seriam de suma importância para o processo de recuperação da floresta.

As perturbações antrópicas ocorrentes em cada fragmento em sucessão e estruturadas espacialmente oferecem melhor esclarecimento sobre os valores de riqueza e diversidade de espécies arbóreas na paisagem florestal analisada.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADENEY, J. Marion; CHRISTENSEN JR, Norman L.; PIMM, Stuart L. Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. **PLoS one**, v. 4, n. 4, p. e5014, 2009.

AMLIN, Gufrin; SURATMAN, Mohd Nazip; ISA, Nurun Nadhirah. Anthropogenic impacts on forest regeneration: Challenges and the way forward. In: **Business, Engineering and Industrial Applications (ISBEIA), 2012 IEEE Symposium on.** IEEE, 2012. p. 158-162.

ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.

ARRUDA, YEDA MARIA B. C.; FERRAZ, ISOLDE D. K. **Manual de Sementes da Amazônia.** (Fascículo 6) *Helicostylis tomentosa* (Poep.& Endl.) Rusby. 2008.

Disponível em:

<https://www.inpa.gov.br/sementes/manuais/fasciculo6_Helicostylis_tomentosa_WE_B.pdf>. Acesso em: 26 Maio 2019.

BALLANTYNE, Mark; PICKERING, Catherine Marina. Differences in the impacts of formal and informal recreational trails on urban forest loss and tree structure. **Journal of environmental management**, v. 159, p. 94-105, 2015.

BARBIER, E. B.; BURGESS, J. C.; DEAN, T. J. How to pay for saving biodiversity. **Science**, v. 360, n. 6388, p. 486-488, 2018.

BARLOW, Jos et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144, 2016.

BASELGA, Andrés. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.

BAUTERS, MARIJN et al. Long-term recovery of the functional community assembly and carbon pools in an African tropical forest succession. **Biotropica**, 2019.

BUHK, C. et al. Predicting plant species richness and vegetation patterns in cultural landscapes using disturbance parameters. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 122, n. 4, p. 446-452, 2007.

BUNKER, Daniel E. et al. Species loss and aboveground carbon storage in a tropical forest. **Science**, v. 310, n. 5750, p. 1029-1031, 2005.

BURIL, M. T.; MELO, A.; ARAÚJO, A. A.; ALVES, M (Editores). **Plantas da Mata Atlântica guia de árvores e arbustos da Usina São José (Pernambuco)**. – Olinda: livro rápido. 162 p. 2013.

BYNG, J. W. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, [s. l.], v. 181, p. 1–20, 2016.

CADENASSO, Mary L. et al. A framework for a theory of ecological boundaries. **AIBS Bulletin**, v. 53, n. 8, p. 750-758, 2003.

CASTILHO, C.; SCHIETTI, J.; FREITAS, M. A. de.; ARAÚJO, M. C. de.; COELHO, F.; MAGNUSSON, W.; COSTA, F. 2014. **Manual para Medição e Marcação de Árvores em grades e módulos RAPELD do PPBio**. Disponível em: <https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo_estrutura_vegetacao_2014_0.pdf>. Acesso em 10 Out 2018.

CEQUINEL, Anamaria et al. Determinism in tree turnover during the succession of a tropical forest. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 120-128, 2018.

CATTERALL, Carla P. et al. Can active restoration of tropical rainforest rescue biodiversity? A case with bird community indicators. **Biological conservation**, v. 146, n. 1, p. 53-61, 2012.

CHATURVEDI, R. K. et al. Impacts of human disturbance in tropical dry forests increase with soil moisture stress. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, n. 5, p. 997-1007, 2017.

CHAZDON, Robin L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, evolution and systematics**, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.

CHAZDON, Robin L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, Robin. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais**, v. 7, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, Robin. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais**, v. 7, p. 195-218, 2012. Disponível em: <

goeldi.br/editora/bn/artigos/cnv7n3_2012/regeneracao(chazdon).pdf>. Acesso em: 18 novembro 2017.

COLAÇO, M. C. (Coord.). Floresta, muito mais que árvores: Manual de Educação Ambiental para a Floresta. **Lisboa: AFN, 2009.**

CORADIN, LIDIO; CAMILLO, JULCÉIA; PAREYN,FRANS GERMAIN CORNEEL(Editoras). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Nordeste.** Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade. – Brasília, DF: MMA, 2018..Disponível em: <http://www.mma.gov.br/publicacoes/biodiversidade/category/54-agrobiodiversidade.html>. Acesso em 26 Maio 2019.

CROWTHER, T. W. et al. Mapping tree density at a global scale. **Nature**, v. 525, n. 7568, p. 201, 2015.

CRUTZEN, Paul J. Geology of mankind. **Nature**, v. 415, n. 6867, p. 23, 2002.

DE PAULA MATEUS, Dantas et al. Defaunation impacts on seed survival and its effect on the biomass of future tropical forests. **Oikos**, 2018.

DENT, Daisy H. Defining the conservation value of secondary tropical forests. **Animal Conservation**, v. 13, n. 1, p. 14-15, 2010.

DHIMA, Kico et al. Differential competitive and allelopathic ability of *Cyperus rotundus* on *Solanum lycopersicum*, *Solanum melongena* and *Capsicum annuum*. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, n. 9, p. 1250-1263, 2016.

DO NASCIMENTO, Ladivania Medeiros et al. Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of structural and diversity convergence along a chronosequence. **Journal of forest research**, v. 19, n. 6, p. 501-513, 2014.

DUPOUEY, Jean-Luc et al. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. **Ecology**, v. 83, n. 11, p. 2978-2984, 2002.

ESTES, J. A. et al. Trophic downgrading of planet Earth. **Science**, v. 333, n. 6040, p. 301-306, 2011.

FEELEY, Kenneth J. et al. Directional changes in the species composition of a tropical forest. **Ecology**, v. 92, n. 4, p. 871-882, 2011.

FERRAZ, ELBA MARIA NOGUEIRA; DE LIMA ARAÚJO, ELCIDA; DA SILVA, SUZENE IZÍDIO. Floristic similarities between lowland and montane areas of Atlantic Coastal Forest in Northeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, n. 1, p. 59-70, 2004.

FISCHER, Anton; MARSHALL, Philip; CAMP, Ann. Disturbances in deciduous temperate forest ecosystems of the northern hemisphere: their effects on both recent and future forest development. **Biodiversity and conservation**, v. 22, n. 9, p. 1863-1893, 2013.

FLINN, Kathryn M.; VELLEND, Mark. Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 3, n. 5, p. 243-250, 2005.

Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 23 de Maio de 2019.

FOLEY, JONATHAN A. et al. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25-32, 2007.

GARCÍA-VALDÉS, Raúl et al. Evaluating the combined effects of climate and land-use change on tree species distributions. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 4, p. 902-912, 2015.

GARDNER, Toby A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology letters**, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GARMENDIA, Adriana et al. Landscape and patch attributes impacting medium-and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 29, n. 4, p. 331-344, 2013.

GASTON, Kevin J.; FULLER, Richard A. Commonness, population depletion and conservation biology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 1, p. 14-19, 2008.

Global Invasive Species Database (GISD) 2015. Species profile *Cyperus rotundus*. Disponível em: <<http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1448>>. Acesso em 18 Maio de 2019.

GIBSON, Luke et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378, 2011.

GUARIGUATA, MANUEL R. et al. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges, and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 237-245, 2010

HALL, Jaclyn M. et al. Trade-offs between tree cover, carbon storage and floristic biodiversity in reforesting landscapes. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 8, p. 1135-1147, 2012.

HALL, JEFFERSON S. et al. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. **Forest Ecology and Management**, v. 183, n. 1-3, p. 249-264, 2003.

HIROTA, Marina et al. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 232-235, 2011.

HUNTINGFORD, Chris et al. Simulated resilience of tropical rainforests to CO₂-induced climate change. **Nature Geoscience**, v. 6, n. 4, p. 268, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro, 271p, 2012. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>> Acesso em: 17 de dezembro de 2018.

Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Base de dados de espécies exóticas invasoras no Brasil. Disponível em: <<https://www.institutohorus.org.br/>>. Acesso em 20 Maio 2019.

IUCN 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2019-1. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org>> ISSN 2307-8235. Acesso em 09 de Maio de 2019.

JAMHURI, Jamaluddin et al. Selective logging causes the decline of large-sized mammals including those in unlogged patches surrounded by logged and agricultural areas. **Biological Conservation**, v. 227, p. 40-47, 2018.

JENKINS, Clinton N.; JOPPA, Lucas. Expansion of the global terrestrial protected area system. **Biological conservation**, v. 142, n. 10, p. 2166-2174, 2009.

JOLY, Carlos A.; METZGER, Jean Paul; TABARELLI, Marcelo. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

JOST, Lou. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006.

KARP, Daniel S. et al. Resilience and stability in bird guilds across tropical countryside. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 52, p. 21134-21139, 2011.

KLEINSCHROTH, Fritz; HEALEY, John R. Impacts of logging roads on tropical forests. **Biotropica**, v. 49, n. 5, p. 620-635, 2017.

KUEMMERLE, Tobias et al. Forest transitions in Eastern Europe and their effects on carbon budgets. **Global change biology**, v. 21, n. 8, p. 3049-3061, 2015.

LAPOLA, David M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature climate change**, v. 4, n. 1, p. 27, 2014.

LASKY, Jesse R. et al. The relationship between tree biodiversity and biomass dynamics changes with tropical forest succession. **Ecology letters**, v. 17, n. 9, p. 1158-1167, 2014.

LAURANCE, William F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.

LAURANCE, William F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290, 2012.

LAZDANE, Lilita; JANKEVICA, Maija; ZIGMUNDE, Daiga. Diversity of landscape aesthetics in rural, periurban and urban ecosystems. **Mokslas: Lietuvos Ateitis**, v. 5, n. 3, p. 229, 2013.

LEAL, Laura C.; ANDERSEN, Alan N.; LEAL, Inara R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v. 174, n. 1, p. 173-181, 2014.

LEBRIJA-TREJOS, Edwin et al. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 12, n. 4, p. 267-275, 2010.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology. third ed. **Elsevier science**, Amsterdam, 2012.

LENNOX, Gareth D. et al. Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. **Global change biology**, 2018.

LISTER, Bradford C.; GARCIA, Andres. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 44, p. E10397-E10406, 2018.

LOCKE, D. H.; MCPHEARSON, T. Urban areas do provide ecosystem services. **The Ecological Society of America**, v. 16, n. 4, p. 203-205, 2018.

LORENGI, Harri; SOUZA, Hermes Moreira de. **Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. Plantarum, 1995.

LOVEJOY, Thomas E. Protected areas: a prism for a changing world. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 6, p. 329-333, 2006.

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>>. Acesso em 20 de Junho de 2018.

MAGNUSSON, William E. et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota neotropica**, v. 5, n. 2, p. 19-24, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032005000300002&script=sci_arttext&lng=pt>. Acesso em: 13 set 2017.

MARIA-SILVA, CAMILA et al. **Guia de plantas: visitadas por abelhas na Caatinga**. 2012.

MALHI, Yadvinder et al. Tropical forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, 2014.

MARZANO, Mariella; DANDY, Norman. Recreationist behaviour in forests and the disturbance of wildlife. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 11, p. 2967-2986, 2012.

MELO, Felipe PL et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 8, p. 462-468, 2013.

MITTERMEIER, Russell A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. p. 3-22.

MOUILLOT, David et al. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. **PLoS biology**, v. 11, n. 5, p. e1001569, 2013.

MORRIS, R. J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1558, p. 3709-3718, 2010.

PEREIRA, José Aldo Alves et al. Human impacts affect tree community features of 20 forest fragments of a vanishing neotropical hotspot. **Environmental management**, v. 55, n. 2, p. 296-307, 2015.

PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R. P; BRITO, M. A. Conhecendo a Biodiversidade. **Brasília: MCTIC, CNPq, PPBio**, 2016.

PEÑA-CLAROS, MARIELOS. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon1. **Biotropica**, v. 35, n. 4, p. 450-461, 2003.

PESOLA, Lucia et al. Linking above-ground biomass and biodiversity to stand development in urban forest areas: a case study in Northern Italy. **Landscape and Urban Planning**, v. 157, p. 90-97, 2017.

PICKETT, S. T. A et al. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. **Annual review of ecology and systematics**, v. 32, n. 1, p. 127-157, 2001.

PIPII, Luis Guilherme Aita; TRINDADE, Larissa Carvalho. O Papel da Vegetação Arbórea e das Florestas nas Áreas Urbanas. **Paisagem e Ambiente**, n. 31, p. 81-96, 2013.

PORTER-BOLLAND, Luciana et al. Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. **Forest ecology and management**, v. 268, p. 6-17, 2012.

POORTER, Lourens et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211, 2016.

PÜTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, 2011.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, Milton Cezar et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, E. M. S. et al. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611-620, 2015.

RIBEIRO-NETO, José Domingos et al. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and conservation**, v. 25, n. 5, p. 943-956, 2016.

RITO, Kátia F. et al. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 3, p. 828-838, 2017.

RODRIGUES, M. F.; S. P. V. da SILVA (Coord.). **Plano de Manejo Parque Estadual de Dois Irmãos, 2014**. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/1%20PLANO%20DE%20MANEJO%20com%20lei%2011%20622.pdf;10;20151015.pdf>. Acesso em: 13 setembro de 2017.

ROZENDAAL, DANAË MA et al. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science advances**, v. 5, n. 3, p. eaau3114, 2019.

SANTOS, F. C.; BELÉM, I. S. M.; AGUIAR, M. M. B.; FRANÇA, P. H. T.; LINS-E-SILVA, A. C. B. Are chronic anthropogenic disturbances the main drivers of plant regeneration and function along a tropical forest chronosequence? **Acta Oecologica**. No prelo.

SANTOS, JOSÉ NAILSON BARROS et al. Diversity and Structure of the Arbor Component in Ravine and Flat Land Environmental Conditions: A Case Study in Tropical Rainforest, Brazil. **Journal of Agriculture and Ecology Research International**, p. 1-18, 2018.

SANTOS, F. C. **Dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura do solo em uma paisagem de matriz predominantemente urbana**. 2015. 43 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2015.

SEGANTINE, Paulo; SILVA, Irineu. **Topografia para engenharia: teoria e prática de geomática**. Elsevier Brasil, 2015.

SEIDL, Rupert et al. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 4, p. 903-924, 2011.

SERVINO, Ricardo Nogueira; DE OLIVEIRA GOMES, Luiz Eduardo; BERNARDINO, Angelo Fraga. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern

Brazil Marine Ecoregion. **Science of the Total Environment**, v. 628, p. 233-240, 2018.

SHARMA, Rashmi; GUPTA, Rajendra. *Cyperus rotundus* extract inhibits acetylcholinesterase activity from animal and plants as well as inhibits germination and seedling growth in wheat and tomato. **Life sciences**, v. 80, n. 24-25, p. 2389-2392, 2007.

SHOO, Luke P. et al. Targeted protection and restoration to conserve tropical biodiversity in a warming world. **Global Change Biology**, v. 17, n. 1, p. 186-193, 2011.

SILVA, Anne Sophie de Almeida; VOLTOLINI, Julio Cesar. Impacto e manejo da invasora exótica *Tradescantia zebrina* heynh. Ex bosse (commelinaceae) sobre plantas nativas em um fragmento de floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Pesquisas Botânica**, 2016. ISSN-2525-7412.

SU, Shiliang et al. Peri-urban vegetated landscape pattern changes in relation to socioeconomic development. **Ecological indicators**, v. 46, p. 477-486, 2014.

SUTOMO, Sutomo; FARDILA, Dini. Autecology of invasive species *Cyperus rotundus* L. in forest edge of pohen mountain, Batukahu Nature Reserve, Bali, Indonesia. **Metamorfosa: Journal of Biological Sciences**, v. 2, n. 2, p. 50-57, 2015.

TABARELLI, Marcelo et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TEIXEIRA, Ana Maria G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.

The Plant List - a working list of all plant species. Disponível em: <<http://www.theplantlist.org/>>. Acesso em: 03 de Maio de 2018.

TOMCZYK, A. M.; EWERTOWSKI, M. W. Recreational trails in the Poprad Landscape Park, Poland: the spatial pattern of trail impacts and use-related, environmental, and managerial factors. **Journal of Maps**, v. 12, n. 5, p. 1227-1235, 2016.

TORRES, Haroldo; ALVES, Humberto; APARECIDA DE OLIVEIRA, Maria. São Paulo peri-urban dynamics: some social causes and environmental consequences. **Environment and Urbanization**, v. 19, n. 1, p. 207-223, 2007.

TRINDADE, M. B. et al. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the northern coastal region of Pernambuco, Brazil: recent changes and implications for conservation. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, p. 5-13, 2008.

UDDIN, Mohammad Belal et al. Do environmental attributes, disturbances and protection regimes determine the distribution of exotic plant species in Bangladesh forest ecosystem?. **Forest Ecology and Management**, v. 303, p. 72-80, 2013.

UUEMAA, Evelyn; MANDER, Ülo; MARJA, Riho. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 100-106, 2013.

VAIDYANATHAN, S. et al. Patterns of tropical forest dynamics and human impacts: views from above and below the canopy. **Biological conservation**, v. 143, n. 12, p. 2881-2890, 2010.

VIANA, F. M. de F.; ROCHA, C. H. B. Impactos ambientais em unidades de conservação. **Material didático apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal de Juiz de Fora**. 2009.

WALKER, Lawrence R. et al. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 725-736, 2010.

WELLER, R. J; HOCH, C.; HUANG, C. **Atlas for the End of the World**. Disponível em: <<http://atlas-for-the-end-of-the-world.com>> Acesso em 02 de Julho de 2017.

WIMPEY, Jeremy; MARION, Jeffrey L. A spatial exploration of informal trail networks within Great Falls Park, VA. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 1012-1022, 2011.

WRIGHT, DAVID H.; REEVES, JAXK H. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. **Oecologia**, v. 92, n. 3, p. 416-428, 1992.

ZHOU, Weiqi et al. 90 years of forest cover change in an urbanizing watershed: spatial and temporal dynamics. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 5, p. 645, 2011.

8. APÊNDICES

Apêndice 1. Valores de contribuição dos eixos extraídos a partir da análise de componentes principais (PCA) na matriz de perturbações antrópicas no dossel e subdossel, no Parque Estadual de Dois Irmãos, Pernambuco, Brasil

Eixos	Autovalores	% de variância	% cumulativa de variância
comp 1	0.17347263	32.59387	32.59387
comp 2	0.12684521	23.833018	56.42689
comp 3	0.08876068	16.677294	73.10418
comp 4	0.03943893	7.410204	80.51439
comp 5	0.03497753	6.571948	87.08633
comp 6	0.02723626	5.117437	92.20377
comp 7	0.01758636	3.304311	95.50808
comp 8	0.0130388	2.449868	97.95795
comp 9	0.01086829	2.042049	100

Apêndice 2. Valores dos coeficientes de correlação entre eixos e variáveis explicativas extraídas a partir da análise de componentes principais (PCA) na matriz de perturbações antrópicas no dossel e subdossel, no Parque Estadual de Dois Irmãos, Pernambuco, Brasil

Variáveis explicativas	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
Recreação informal	0.733012	-0.044183	0.480406	-0.105724	-0.129197
Espécies exóticas	0.222422	0.318706	-0.570088	0.036431	0.060035
Exploração de recursos	-0.258273	-0.522719	0.224133	0.439990	0.216071
Resíduos sólidos	0.135774	-0.111266	0.216825	-0.001174	-0.449905
Fogo	-0.017979	-0.041306	-0.217109	0.284057	-0.206658
Urbanização	0.291301	0.102034	0.136518	0.231310	0.775959
Clareira	-0.022554	-0.149498	-0.080717	-0.737038	0.285456
Distância até a trilha	-0.487366	0.294237	0.461880	-0.247623	0.056267
Distância até a área urbana	-0.069777	0.699869	0.247666	0.234879	-0.033647

Apêndice 3. Tabela da partição de variância para o dossel, com valores R^2 do estatístico com as variáveis de perturbação (x1), idade da floresta (x2) e espaço (dbmem – x3)

Partition of variance in RDA Dossel

Call: varpart(Y = species.pad2, X = impact_vars, forest_age,dbmem.mod)

Explanatory tables:

X1: impact_vars

X2: forest_age

X3:dbmem.mod

Total variation (SS): 34.137

Variance: 0.71119

Partition table dossel

	Df	R.square	Adj.R.square	Testable
--	----	----------	--------------	----------

[a+d+f+g] = x1	4	0.25636	0.18876	TRUE
[b+d+e+g] = x2	2	0.22274	0.18894	TRUE
[c+e+f+g] = x3	9	0.51838	0.40724	TRUE
[a+b+d+e+f+g] = x1+x2	6	0.37279	0.28319	TRUE
[a+c+d+e+f+g] = x1+x3	13	0.57954	0.42337	TRUE
[b+c+d+e+f+g] = x2+x3	11	0.55992	0.42909	TRUE
[a+b+c+d+e+f+g] = All	15	0.61004	0.43278	TRUE
Individual fractions				
[a] = x1 x2+x3	4		0.00369	TRUE
[b] = x2 x1+x3	2		0.00941	TRUE
[c] = x3 x1+x2	9		0.14959	TRUE
[d]	0		0.01244	FALSE
[e]	0		0.08502	FALSE
[f]	0		0.09056	FALSE
[g]	0		0.08207	FALSE
[h] = Residuals			0.56722	FALSE
Controlling 1 table x				
[a+d] = x1 x3	4		0.01613	TRUE
[a+f] = x1 x2	4		0.09425	TRUE
[b+d] = x2 x3	2		0.02185	TRUE
[b+e] = x2 x1	2		0.09443	TRUE
[c+e] = x3 x1	9		0.23461	TRUE
[c+f] = x3 x2	9		0.24014	TRUE

Apêndice 4. Tabela da partição de variância para o subdossel, com valores R^2 do modelo estatístico com as variáveis de perturbação (x1), idade da floresta (x2) e espaço (dbmem – x3)

Partition of variance in RDA Subdossel

Call: varpart(Y = species.pad2, X = impact_vars, forest_age,dbmem.mod)

Explanatory tables:

X1:impact_vars

X2:forest_age

X3:dbmem.mod

Total variation (SS): 34.318

Variance: 0.70036

Partition table subdossel

	Df	R.square	Adj.R.square	Testable
[a+d+f+g] = x1	40	0.26854	0.20352	TRUE
[b+d+e+g] = x2	20	0.23371	0.20110	TRUE
[c+e+f+g] = x3	90	0.48224	0.36574	TRUE
[a+b+d+e+f+g] = x1+x2	6	0.38696	0.30142	TRUE
[a+c+d+e+f+g] = x1+x3	130	0.56269	0.40477	TRUE
[b+c+d+e+f+g] = x2+x3	11	0.52867	0.39223	TRUE
[a+b+c+d+e+f+g] = All	15	0.59273	0.41306	TRUE
Individual fractions				
[a] = x1 x2+x3	4		0.02083	TRUE

[b] = x2 x1+x3	2	0.00828	TRUE
[c] = x3 x1+x2	9	0.11163	TRUE
[d]	0	0.01821	FALSE
[e]	0	0.08962	FALSE
[f]	0	0.07949	FALSE
[g]	0	0.08500	FALSE
[h] = Residuals		0.58694	FALSE
Controlling 1 table x			
[a+d] = x1 x3	4	0.03904	TRUE
[a+f] = x1 x2	4	0.10032	TRUE
[b+d] = x2 x3	2	0.02649	TRUE
[b+e] = x2 x1	2	0.09790	TRUE
[c+e] = x3 x1	9	0.20125	TRUE
[c+f] = x3 x2	9	0.19113	TRUE

Apêndice 5. Lista das famílias e espécies (incluindo árvores, palmeiras e lianas) presentes nas dez localidades estudadas do Parque Estadual de Dois Irmãos. As espécies estão registradas conforme suas ocorrências na floresta madura (FM), floresta regenerante tardia (FRT) e floresta regenerante inicial (FRI), e ainda, no dossel (D) e subdossel (SD). As espécies também foram identificadas como nativas (N) ou exóticas (E)

Famílias/Espécies	Nativa/Exótica	FM	FRT	FRI	D	SD
Anacardiaceae						
<i>Anacardium occidentale</i> L.	N		X	X	X	X
<i>Mangifera indica</i> L.	E		X	X	X	X
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	N			X	X	
<i>Spondias mombin</i> L.	N			X	X	X
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	N	X	X	X	X	X
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	N	X	X	X	X	X
Annonaceae						
<i>Annona montana</i> Macfad.	N	X			X	
<i>Annona salzmannii</i> A.DC.	N	X			X	
<i>Annonasp.</i> 2			X			X
<i>Annona</i> sp. 1			X			X
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	N		X			X
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	N	X	X	X	X	X
Apocynaceae						
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	N	X			X	
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	N	X	X	X	X	X
<i>Tabernaemontana coriacea</i> Link ex Roem. & Schult.	N	X			X	
<i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult.	N	X		X	X	X
Aquifoliaceae						
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek	N	X			X	X
Araliaceae						
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	N	X	X	X	X	X

Areaceae

<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	N		X	X	X	
<i>Bactris ferruginea</i> Burret	N	X	X	X	X	X
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	E		X	X	X	

Bignoniaceae

Bignoniaceae sp. 1		X	X		X	
Bignoniaceae sp. 2		X			X	

Boraginaceae

<i>Cordia superba</i> Cham.	N	X	X	X	X	X
-----------------------------	---	---	---	---	---	---

Burseraceae

<i>Protium giganteum</i> Engl.	N	X	X		X	X
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	N	X	X	X	X	X

Celastraceae

<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	N		X	X	X	X
<i>Monteverdia distichophylla</i> (Mart. ex Reissek) Biral	N	X	X	X	X	X

Chrysobalanaceae

Chrysobalanaceae sp. 1		X			X	X
<i>Couepia rufa</i> Ducke	N	X	X	X	X	X
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	N	X			X	X
<i>Licania</i> sp. 1		X			X	
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch Hook. f.	N	X	X		X	X

Clusiaceae

<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey.	N		X	X	X	X
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	N	X	X	X	X	
<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	N	X				X
<i>Tovomita brevistaminea</i> Engl.	N	X				X
<i>Tovomitasp.</i> 1			X			X

Combretaceae

<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A. Howard	N	X	X	X	X	X
---	---	---	---	---	---	---

Dilleniaceae

<i>Dillenia</i> sp. 1					X	X
Elaeocarpaceae						
<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.	N	X	X		X	
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	N	X	X	X	X	X
Erythroxylaceae						
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	N			X	X	X
<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.	N	X				X
<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	N	X			X	X
Euphorbiaceae						
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	N	X			X	X
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	N		X	X	X	X
Fabaceae						
<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	N		X		X	X
<i>Abarema filamentosa</i> (Benth.) Pittier	N		X	X	X	X
<i>Abarema turbinata</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	N		X		X	
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L. Rico	N	X	X	X	X	X
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	N	X			X	
<i>Andira legalis</i> (Vell.) Toledo	N		X	X	X	X
<i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	N	X			X	
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	N	X	X	X	X	X
<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	N	X	X	X	X	X
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	N			X	X	X
<i>Copaifera</i> sp. 1		X			X	
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	N	X		X	X	X
Fabaceae sp. 1			X		X	
Fabaceae sp. 2			X			X
Fabaceae sp. 3		X				X
Fabaceae sp. 4				X		X
Fabaceae sp. 5		X			X	
Fabaceae sp. 6		X			X	

<i>Hymenaea courbaril</i> L.	N	X	X	X	X	X
<i>Hymenaea rubriflora</i> Ducke	N		X		X	X
<i>Inga blanchetiana</i> Benth.	N	X		X	X	X
<i>Inga capitata</i> Desv.	N	X			X	X
<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	N	X	X		X	X
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	N		X		X	
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	N	X	X		X	X
<i>Ingasp.</i> 1		X	X		X	X
<i>Inga striata</i> Benth.	N	X				X
<i>Inga subnuda</i> Salzm. ex Benth.	N			X	X	X
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	N	X	X	X	X	X
<i>Machaerium condensatum</i> Kuhl. & Hoehne	N			X		X
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	N		X		X	X
<i>Machaerium salzmannii</i> Benth.	N	X			X	X
<i>Ormosia bahiensis</i> Monach.	N	X	X		X	X
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	N	X			X	X
<i>Plathyenia reticulata</i> Benth.	N	X	X	X	X	X
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	N	X	X	X	X	X
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	N			X		X
<i>Sclerolobium densiflorum</i> Benth.	N	X		X	X	X
<i>Swartzia dipetala</i> Willd. ex Vogel	N	X			X	
<i>Tachigali densiflora</i> (Benth.) L.G.Silva & H.C.Lima	N	X	X		X	X
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	N	X				X
<i>Trischidium molle</i> (Benth.) H.E.Ireland	N	X				X
Hernandiaceae						
Hernandiaceae sp. 1		X				X
<i>Sparattanthelium botocudorum</i> Mart.	N			X	X	
Humiriaceae						
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	N	X	X	X	X	X
Hypericaceae						

<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	N		X	X	X	X
Lacistemataceae						
<i>Lacistema robustum</i> Schnizl.	N	X		X	X	X
Lamiaceae						
<i>Aegiphila pernambucensis</i> Moldenke	N		X	X		X
Lauraceae						
Lauraceae sp. 1			X		X	
Lauraceae sp. 2			X			X
Lauraceae sp. 3			X		X	
Lauraceae sp. 4			X			X
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees (Nectandra)	N	X			X	X
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	N	X				X
<i>Ocotea canaliculata</i> (Rich.) Mez	N	X			X	X
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	N	X			X	X
<i>Ocotea gardneri</i> (Meisn.) Mez	N	X	X		X	X
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	N	X	X	X	X	X
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	N	X	X		X	X
<i>Ocotea limae</i> Vattimo-Gil	N	X	X		X	X
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	N		X			X
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	N	X				X
<i>Ocoteasp.</i> 2		X			X	
<i>Ocoteasp.</i> 3		X			X	
Lecythidaceae						
<i>Eschweilera alvimii</i> S.A. Mori	N	X			X	
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	N	X	X	X	X	X
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	N	X	X	X	X	X
Malpighiaceae						
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	N	X	X	X	X	X
<i>Heteropterys aenea</i> Griseb.	N	X				X
Malpighiaceae sp. 1		X			X	X

Malvaceae

<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	N	X	X	X	X	X
<i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A.Robyns	N	X	X		X	X
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	N		X		X	X
<i>Luehea ochrophylla</i> Mart.	N	X	X	X	X	X

Melastomataceae

<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	N	X	X	X	X	X
<i>Miconia affinis</i> DC.	N	X	X		X	X
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	N			X		X
<i>Miconia amacurensis</i> Wurdack DC.	N	X			X	X
<i>Miconia hypoleuca</i> (Benth.) Triana	N	X	X		X	X
<i>Miconia lepidota</i> DC.	N	X			X	X
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	N	X	X	X	X	X
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	N	X	X	X	X	X
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	N	X			X	X
<i>Miconiasp.</i> 1		X				X
<i>Miconiasp.</i> 2		X			X	
<i>Mouririsp.</i> 1			X			X

Meliaceae

<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	N	X				X
Meliaceae sp. 1		X				X

Moraceae

<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	E				X	X	X
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	N	X	X	X	X	X	
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	N	X	X		X	X	
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	N	X			X	X	
<i>Ficus</i> sp. 1			X		X		
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	N	X			X	X	
Moraceae sp. 1		X				X	
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	N	X				X	

Myristicaceae

<i>Virola gardneri</i> (A. DC.) Warb.	N	X				X
---------------------------------------	---	---	--	--	--	---

Myrtaceae

<i>Calyptranthes</i> sp. 1				X		X
----------------------------	--	--	--	---	--	---

<i>Campomanesia dichotoma</i> (O. Berg) Mattos	N	X	X	X	X	X
--	---	---	---	---	---	---

<i>Eugenia</i> sp. 1			X		X	
----------------------	--	--	---	--	---	--

<i>Eugenia</i> sp. 2			X		X	X
----------------------	--	--	---	--	---	---

<i>Eugenia</i> sp. 4			X			X
----------------------	--	--	---	--	--	---

<i>Eugenia</i> sp. 6		X		X		X
----------------------	--	---	--	---	--	---

<i>Eugenia umbrosa</i> O.Berg	N		X			X
-------------------------------	---	--	---	--	--	---

<i>Eugenia uniflora</i> L.	N			X	X	
----------------------------	---	--	--	---	---	--

<i>Eugenia</i> sp. 5		X	X		X	X
----------------------	--	---	---	--	---	---

<i>Miconia cuspidata</i> Mart. ex Naudin	N	X			X	
--	---	---	--	--	---	--

<i>Myrceugenia</i> sp. 1		X	X	X		X
--------------------------	--	---	---	---	--	---

<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	N	X	X	X	X	X
--------------------------------------	---	---	---	---	---	---

<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	N	X	X		X	X
--	---	---	---	--	---	---

<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	N	X				X
-------------------------------	---	---	--	--	--	---

<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	N	X	X	X	X	X
-----------------------------------	---	---	---	---	---	---

<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	N	X	X	X	X	X
--------------------------------------	---	---	---	---	---	---

<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	N		X		X	X
-------------------------------------	---	--	---	--	---	---

Myrtaceae sp. 1			X		X	X
-----------------	--	--	---	--	---	---

Myrtaceae sp. 2			X		X	X
-----------------	--	--	---	--	---	---

Myrtaceae sp. 3		X				X
-----------------	--	---	--	--	--	---

Myrtaceae sp. 4			X			X
-----------------	--	--	---	--	--	---

Myrtaceae sp. 5				X	X	X
-----------------	--	--	--	---	---	---

Nyctaginaceae

<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	N	X	X	X	X	X
------------------------------------	---	---	---	---	---	---

<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	N	X	X		X	
--	---	---	---	--	---	--

<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	N	X	X	X	X	X
---------------------------------------	---	---	---	---	---	---

Ochnaceae

<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	N		X	X	X	X
<i>Ouratea polygyna</i> Engl.	N	X			X	X
Olacaceae						
<i>Ximenia americana</i> L.	N		X	X		X
Peraceae						
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	N	X			X	X
<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	N	X	X	X	X	X
<i>Chaetocarpus</i> sp. 1		X			X	X
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	N	X	X	X	X	X
Peraceae sp. 1			X			X
Peraceae sp. 2			X		X	
Peraceae sp. 3			X		X	
Peraceae sp. 4			X			X
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	N	X	X	X	X	X
Phyllanthaceae						
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	N	X	X		X	X
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	N		X		X	X
<i>Phyllanthus</i> sp. 1			X			X
<i>Richeria grandis</i> Vahl	N	X				X
Picramniaceae						
<i>Picramnia</i> sp. 1			X			X
Polygalaceae						
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	N		X			X
Polygonaceae						
<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	N			X		X
<i>Coccoloba lucidula</i> Benth.	N		X		X	X
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	N	X	X	X	X	X
<i>Coccoloba parimensis</i> Benth.	N	X		X		X
Primulaceae						
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	N		X	X		X

Proteaceae

<i>Roupala montana</i> Aubl.	N		X		X	X
------------------------------	---	--	---	--	---	---

Rubiaceae

<i>Alseis pickelii</i> Pilger & Schmale	N	X	X	X	X	X
---	---	---	---	---	---	---

<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	N		X	X	X	X
---	---	--	---	---	---	---

<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	N	X				X
--	---	---	--	--	--	---

Rubiaceae sp. 1			X		X	
-----------------	--	--	---	--	---	--

<i>Rudgea umbrosa</i> Müll.Arg.	N			X		X
---------------------------------	---	--	--	---	--	---

Rutaceae

<i>Esenbeckiasp.</i> 1			X			X
------------------------	--	--	---	--	--	---

<i>Hortia brasiliana</i> Vand. ex DC.	N	X			X	X
---------------------------------------	---	---	--	--	---	---

Rutaceae sp. 1			X			X
----------------	--	--	---	--	--	---

<i>Zanthoxylumsp.</i> 1				X	X	
-------------------------	--	--	--	---	---	--

Salicaceae

<i>Banara guianensis</i> Aubl.	N		X		X	X
--------------------------------	---	--	---	--	---	---

<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	N	X	X			X
--------------------------------------	---	---	---	--	--	---

<i>Casearia javitensis</i> Kunth	N	X	X	X	X	X
----------------------------------	---	---	---	---	---	---

<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	N		X			X
--------------------------------	---	--	---	--	--	---

Salicaceae sp. 1		X				X
------------------	--	---	--	--	--	---

Sapindaceae

<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	N		X	X	X	X
--	---	--	---	---	---	---

<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	N	X				X
---	---	---	--	--	--	---

<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	N	X				X
-----------------------------------	---	---	--	--	--	---

<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	N	X	X	X	X	X
--	---	---	---	---	---	---

<i>Mataybasp.</i> 1			X		X	
---------------------	--	--	---	--	---	--

Sapindaceae sp. 1			X			X
-------------------	--	--	---	--	--	---

<i>Serjania marginata</i> Casar.	N	X			X	X
----------------------------------	---	---	--	--	---	---

<i>Serjaniasp.</i> 1		X				X
----------------------	--	---	--	--	--	---

<i>Talisia macrophylla</i> (Mart.) Radlk.	N	X			X	
---	---	---	--	--	---	--

<i>Talisia retusa</i> R.S. Cowan	N	X			X	
----------------------------------	---	---	--	--	---	--

<i>Talisia</i> sp. 1		X				X
Sapotaceae						
<i>Chrysophyllum splendens</i> Spreng.	N		X		X	
<i>Diploonsp.</i> 1		X				X
<i>Manilkara salzmannii</i> (A.DC.) H.J.Lam	N		X		X	
<i>Micropholis compta</i> Pierre in Urb	N	X	X		X	X
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D. Penn.	N	X			X	X
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	N	X	X		X	X
<i>Pouteria gardneriana</i> (A.DC.) Radlk.	N	X	X			X
<i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni	N	X	X	X	X	X
<i>Pouteriasp.</i> 3				X		X
<i>Pouteriasp.</i> 4		X				X
<i>Pouteriasp.</i> 5		X			X	
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	N	X	X			X
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	N	X				X
Schoepfiaceae						
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	N	X	X		X	X
Simaroubaceae						
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	N	X			X	X
Urticaceae						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	N	X	X	X	X	X
Violaceae						
<i>Amphirrhoxsp.</i> 1			X			X
<i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.	N	X				X
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	N	X	X		X	X
Indeterminadas						
Indeterminada 1		X	X			X
Indeterminada 3			X			X
Indeterminada 4			X			X
Indeterminada 6			X	X		X

Indeterminada 10			X		X
Indeterminada 11			X		X
Indeterminada 12			X		X
Indeterminada 13			X		X
Indeterminada 14			X		X
Indeterminada 15			X		X
Indeterminada 16			X		X
Indeterminada 18			X		X
Indeterminada 20		X			X
Indeterminada 21		X			X
Indeterminada 22		X			X
Indeterminada 23		X	X		X X
Indeterminada 24		X			X
Indeterminada 25		X			X X
