

**JOSÉ ALBERES SANTOS DA CUNHA**

**DEMANDA CONFLITANTE ENTRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS  
FLORESTAIS: INVESTIGANDO A CONVERSÃO DE REGULAÇÃO EM  
PROVISÃO EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO INTEGRAL  
NO NORDESTE DO BRASIL**

**RECIFE  
Pernambuco – Brasil  
Agosto – 2020**

**JOSÉ ALBERES SANTOS DA CUNHA**

**DEMANDA CONFLITANTE ENTRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS  
FLORESTAIS: INVESTIGANDO A CONVERSÃO DE REGULAÇÃO EM  
PROVISÃO EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO INTEGRAL  
NO NORDESTE DO BRASIL**

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

**Orientadora:**

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

**RECIFE**  
**Pernambuco – Brasil**  
**Agosto – 2020**

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

---

J83d

CUNHA, Jose Alberes Santos da

DEMANDA CONFLITANTE ENTRE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS FLORESTAIS: INVESTIGANDO A  
CONVERSÃO DE REGULAÇÃO EM PROVISÃO EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO NORDESTE DO  
BRASIL / Jose Alberes Santos da CUNHA. - 2020.

71 f. : il.

Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.

Inclui referências e apêndice(s).

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências  
Florestais, Recife, 2020.

1. Biomassa. 2. Conversão de Serviços. 3. Mata Atlântica. I. Silva, Ana Carolina Borges Lins e, orient. II. Título

CDD 634.9

---

**JOSÉ ALBERES SANTOS DA CUNHA**

**DEMANDA CONFLITANTE ENTRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS  
FLORESTAIS: INVESTIGANDO A CONVERSÃO DE REGULAÇÃO EM  
PROVISÃO EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO INTEGRAL  
NO NORDESTE DO BRASIL**

**APROVADA em 28/08/2020**

**Banca examinadora:**

---

Dra. Patrícia Barbosa Lima (SEE/PE)  
Membro Titular

---

Dr. Marcelo Alves Ramos (UPE)  
Membro Titular

---

Dr. João Paulo Ferreira da Silva  
(SEMAS)  
Membro Suplente

**Orientadora:**

---

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

**RECIFE**  
**Pernambuco – Brasil**  
**Agosto – 2020**

*Dedico este trabalho à minha mãe  
Sidrônia Barreto, a Hortência Albuquerque e Olga Santos.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço ao meu bom Deus, por me conceder a graça de concluir mais uma etapa nessa jornada.

Agradeço ao corpo docente que se dedicou para que este momento pudesse ser único. Posso dizer que com os senhores aprendi a ser mais humano e menos ignorante, tanto do ponto de vista científico quanto social. Isso prova que a educação pública e de qualidade transforma vidas.

Quero, de modo muito especial, agradecer à minha querida esposa Hortência Cruz de Albuquerque, que faz desta família a coisa mais importante da minha vida.

Eu não sou muito bom com as palavras, mas vou tentar escrever um pouco para a mulher que sempre lutou para que tudo isso pudesse acontecer, “Sidrônia Barreto”, minha mãe querida. Eu não sei como te agradecer, mas quero que saiba que carrego eternamente seus conselhos e ensinamentos de amor.

À minha querida professora e orientadora Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva, pela paciência, carinho, cuidado, honestidade e profissionalismo. Ainda não sei como ela consegue estar presente em quase tudo! E mesmo nos momentos mais difíceis da sua vida, não deixa nenhum filho ou filha só. Obrigado por me ajudar a caminhar nessa jornada, que, embora sendo árdua, tem a marca do significado que transforma.

Não poderia deixar de agradecer aos meus colegas: Nathan, Jéssica, Nailson, Anderson, Isabela, Lúcia, Jhonathan, Marina, Cesar, Reginaldo, Wesley, Angelita e Marquinhos “técnico taxonomista”. Talvez eu tenha me esquecido de alguns, mas quero que saibam que sem vocês eu não chegaria até aqui. Foram muitos momentos de riso fácil, e o mais interessante, quando um estava triste o outro se solidarizava. O meu muito obrigado a todos e todas!

Agradeço à Universidade Federal Rural de Pernambuco pelo apoio e acolhimento, os quais foram fundamentais para o andamento desta pesquisa, além de ter sido nesta casa onde minha jornada acadêmica e familiar começou... Conheci minha flor Hortência, me tornei licenciado em Biologia e mestre em Ciências Florestais.

Agradeço ao CNPq por todo o apoio financeiro, sem tal não seria possível o andamento desta pesquisa.

Meu muito obrigado!

DA CUNHA, J.A.S. DEMANDA CONFLITANTE ENTRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS FLORESTAIS: INVESTIGANDO A CONVERSÃO DE REGULAÇÃO EM PROVISÃO EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO NORDESTE DO BRASIL. Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva. 2020, 66 pp. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2020.

## RESUMO

Atualmente, estima-se que cerca de 60% dos serviços ecossistêmicos florestais foram degradados por atividades humanas, as quais transformaram drasticamente as paisagens, tanto com perturbações de natureza aguda quanto crônica. Nosso estudo investigou a conversão do serviço ecossistêmico de regulação em serviços de provisão por meio do corte seletivo, e seus direcionadores, em uma cronosequência de Mata Atlântica sob regime de proteção integral. Adotou-se como hipótese que a idade florestal, como *proxy* do seu porte, a facilidade de acesso à floresta e a estrutura da vegetação determinam a conversão de serviços ecossistêmicos florestais. O estudo foi realizado no Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), uma Unidade de Conservação (UC) remanescente protegida de Mata Atlântica, com área total de 1.157 ha, cuja vegetação apresenta três idades de sucessão (floresta madura, FM; regenerante tardia, FRT e regenerante inicial, FRI). Os dados foram coletados em um módulo do PPBio, em 10 parcelas de 1 ha, nas quais amostraram-se todas as árvores cortadas (cepas). Avaliaram-se, nas três idades, como direcionadores de conversão de serviços ecossistêmicos, variáveis de acesso (distância da área urbana e declividade) e de oferta na assembleia de plantas vivas (banco de dados do PPBio), coletadas nas mesmas parcelas (biomassa total, densidade, riqueza de espécies). Um modelo linear generalizado misto (GLMM) foi realizado para testar nossas hipóteses. Como resultado, foram registradas 290 cepas, distribuídas da seguinte forma na cronosequência: 216 em FM; 15 em FRT e 59 na FRI, o que corresponde a 54 ind.ha<sup>-1</sup>, 5 ind.ha<sup>-1</sup> e 20 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Do total de cepas, 267 (92%) estavam no grau de decomposição 1 e 2, e a maioria foi identificada ao nível de espécie, gerando uma lista de 55 espécies sendo exploradas (21% do registrado na assembleia de plantas vivas). Observou-se que a conversão reduziu a assembleia em 2,8% da abundância disponível de 9511 indivíduos e 0,37% (5,11 Mg/ha) da biomassa total (1393,89 Mg/ha) em um ano. O corte foi maior em abundância e riqueza na FM, influenciada significativamente pelo acesso ( $p < 0.01$ ) e pela oferta na assembleia viva ( $p < 0.05$ ). O acesso influenciou também o corte na FRI, mesmo com menor riqueza ( $p = 0.024$ ); enquanto a menor conversão foi na FRT, apesar da maior oferta disponível de plantas. A conversão ocorre em áreas mais acessíveis, nas quais a abundância e riqueza registradas dependerão da oferta disponível. Tais resultados mostram como o desmatamento vem afetando de modo crônico a estabilidade da floresta em questão, apontando que uma parcela da população humana residente do entorno, apresenta alta dependência dos recursos florestais. Salientamos que no decorrer do tempo a extração da madeira e consequente subtração de biomassa viva levará ao comprometimento irreversível dos recursos florestais, visto que a maioria das plantas cortadas são de pequenos diâmetros e afetam a regeneração florestal. Assim, salientamos que estas práticas sejam coibidas pelos gestores da área, e que sejam traçadas estratégias de monitoramento dos recursos florestais.

**Palavras-chave:** Biomassa; Conversão de Serviços; Mata Atlântica

DA CUNHA, J.A.S. TRADE-OFFS BETWEEN FOREST ECOSYSTEM SERVICES: INVESTIGATING THE CONVERSION OF REGULATION INTO PROVISION IN A PROTECTED AREA IN NORTHEAST BRAZIL. Supervisor: Ana Carolina Borges Lins e Silva. 2020, 66 pp. Masters Dissertation (Forest Sciences Post-Graduation Program), Federal Rural University of Pernambuco, Recife, 2020.

#### **ABSTRACT:**

Currently, it is estimated that around 60% of forest ecosystem services have been degraded by human activities, which have dramatically transformed landscapes, with both acute and chronic disturbances. Our study investigated the conversion of the ecosystem service of regulation into provision through selective logging, and its drivers, in a chronosequence of Atlantic Forest under full protection regime. Our hypothesis was that the forest age, as a proxy for its physiognomy, the access to the forest and the structure of the vegetation determine the conversion of forest ecosystem services. The study was carried out at the Dois Irmãos State Park (PEDI), a protected area of Atlantic Forest, covering 1,157 ha and with three succession ages (mature forest, MF; late regenerating, LRF and initial regenerating, IRF). The data were collected in a PPBio module, in 10 plots of 1 ha, in which all the trees cut (stumps) were sampled. In the three ages, we evaluated as drivers of conversion of ecosystem services, variables of access (distance from urban area and slope) and supply in the assembly of live plants (PPBio database), collected in the same plots (total biomass, density, species richness). A mixed generalized linear model (GLMM) was performed to test our hypotheses. As a result, 290 stumps were registered, distributed as follows in the chronosequence: 216 in MF; 15 in LRF and 59 in IRF, which corresponds to 54 ind.ha<sup>-1</sup>, 5 ind.ha<sup>-1</sup> and 20 ind.ha<sup>-1</sup>, respectively. Of the total stumps, 267 (92%) were in the degree of decomposition 1 and 2, and most were identified at the species level, generating a list of 55 species being explored (21% of that recorded in the assemblage of live plants). It was observed that the conversion reduced the assemblage by 2.8% of the available abundance of 9511 individuals and 0.37% (5.11 Mg / ha) of the total biomass (1393.89 Mg / ha) in one year. The cut was greater in abundance and richness in MF, significantly influenced by access ( $p < 0.01$ ) and by supply in the living assembly ( $p < 0.05$ ). Access also influenced the cut in the IRF, even with less richness ( $p = 0.024$ ); while the lowest conversion was in LRF, despite the greater available supply of plants. The conversion takes place in more accessible areas, where the exploited abundance and richness will depend on the available supply. Such results show how deforestation has been chronically affecting the stability of the forest in question, pointing out that a portion of the human population living in the surrounding area is highly dependent on forest resources. We emphasize that over time the extraction of wood and the consequent subtraction of live biomass will lead to irreversible threat to forest resources, since most of the logged plants are small in diameter and affect forest regeneration. Thus, we emphasize that these practices are restrained by the managers of the protected area, and that strategies for monitoring forest resources are outlined.

**Keywords:** Biomass; Conversion of Services; Atlantic Forest



## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	12
2.	REVISÃO DE LITERATURA .....	16
2.1.	Serviços ecossistêmicos.....	16
2.2.	Demanda conflitante ( <i>trade-offs</i> ) entre serviços ecossistêmicos.....	20
2.3.	O serviço de regulação do Carbono na biomassa florestal.....	23
3.	MATERIAL E MÉTODOS .....	26
3.1.	Caracterização da área de estudos.....	26
3.2.	Módulo RAPELD e a cronosequência.....	27
3.3.	Coleta de dados .....	29
3.3.1	<i>Amostragem das árvores cortadas nas parcelas (cepas)</i> .....	29
3.3.2	<i>Estimativa da biomassa perdida das árvores cortadas</i> .....	31
3.4.	Análise dos dados.....	33
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
4.1.	Padrão geral do corte seletivo no PEDI – Espécies e abundância.....	35
4.2.	Padrão geral do corte seletivo no PEDI - Biomassa .....	45
4.3.	Direcionadores da conversão – Disponibilidade na assembleia viva e acesso.....	50
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO.....	53
6.	REFERÊNCIAS .....	55
7.	APÊNDICE.....	69

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), no Estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil); em destaque os dois fragmentos florestais (F1, floresta madura e F2, floresta secundária). .....	26
Figura 2. Módulo RAPELD do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), localizado no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE. Em destaque, a representação de uma das parcelas, sua estrutura e a área de amostragem, de acordo com os estratos.....	28
Figura 3. Uso e cobertura do solo e localização das parcelas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco. M: floresta madura; RT: floresta regenerante tardia; RI: floresta regenerante inicial. Fonte: Aguiar (2016); Santos (2018).....	29
Figura 4. Categorias de tempo de corte adotadas na amostragem de cepas em parcelas do módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife – PE, Brasil. (a) Registro de rebrota em categoria de tempo de corte GD1, (b) mensuração da cepa na categoria GD2 com auxílio da fita centimétrica e (c) decomposição avançada GD3.....	30
Figura 5. Medidas de diâmetro em diferentes alturas a partir da circunferência ao nível do solo - CNS (0 m) na sequência até medida padrão (circunferência à altura do peito - CAP a 130 cm do solo) (A); distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos cortados (cepas) (B); em parcelas do módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife – PE, Brasil. ....	32
<b>Figura 6.</b> Relação da Abundância de tocos com a idade da cronossequência, abundância total de plantas vivas, declividade e distância do perímetro urbano no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. ....	52
<b>Figura 7.</b> Relação da riqueza de cepas com a idade da cronossequência, abundância total de plantas vivas, declividade e distância do perímetro urbano no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. ....	53

## LISTAS DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Categorias de Serviços Ecosistêmicos.....	17
<b>Tabela 2.</b> Classes de circunferências e altura utilizadas para obtenção do fator de correção de circunferências para estimativa das circunferências ao nível do peito (CAP) das árvores cortadas (cepas), no módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife – PE, Brasil. ....	28
<b>Tabela 3.</b> Fatores de correção (FC) a serem aplicados para estimativa das circunferências a altura do peito (CAP) a partir das árvores cortadas (cepas) amostradas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. Para escolha do FC a ser aplicado a uma cepa, deve-se posicioná-la na respectiva classe de altura e classe de circunferência. CNS, circunferência ao nível do solo. ....	33
<b>Tabela 4.</b> Registro total das espécies e famílias botânicas amostradas como cepas (troncos cortados), em três graus de decomposição, na cronosequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FM - floresta madura; FRT - floresta regenerante tardia; FRI - floresta regenerante inicial. ....	36
<b>Tabela 5.</b> Registro das espécies com maior supressão, representadas como cepas (troncos cortados) na cronosequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FM - Floresta Madura; FRT - Floresta Regenerante Tardia; FRI - Floresta Regenerante Inicial. ....	39
<b>Tabela 6.</b> Variáveis de oferta (disponibilidade) de árvores extraídas e da assembleia viva amostradas em uma cronosequência no Parque Estadual Dois Irmãos (PEDI), Recife, Pernambuco, Brasil, por área e idade florestal. DBH, diâmetro na altura do peito (1.30 m); SD, desvio padrão; Mg, megagrama; ha, hectares; ind, indivíduos.. ....	48
<b>Tabela 7.</b> Resultado dos Modelos Lineares Mistos (GLMM) entre diferentes fatores bióticos e abióticos (idades, distância da trilha, distância urbana, biomassa total, densidade total, riqueza de espécie e declividade) versus perda de biomassa de espécies arbóreas amostradas como tocos (troncos cortados) na cronosequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. ....	48

## 1. INTRODUÇÃO

Nos últimos 50 anos, estima-se que cerca de 60% dos serviços ecossistêmicos florestais do Brasil e do mundo foram degradados por atividades humanas, as quais transformaram drasticamente as paisagens, com aumento substancial de incêndios, extração de madeira, fibra, alimentos, caça predatória, invasão biológica e expansão territorial (MEA, 2005; TABARELLI; LOPES; PERES, 2008). O termo “Serviços Ecossistêmicos” (SE) foi utilizado pela primeira vez para caracterizar 17 tipos de funções ecossistêmicas que são essenciais à sobrevivência humana e passou a ser amplamente utilizado na literatura científica e, principalmente, por instituições internacionais e governos, com o objetivo de aprimorar o seu gerenciamento (COSTANZA et al., 2017).

A quantificação dos serviços ecossistêmicos e do seu valor atrelado mobilizou, no ano de 2000, a Organização das Nações Unidas a propor um grande projeto com a participação de cientistas, tomadores de decisão e gestores para avaliarem a importância dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano: a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005). A avaliação reuniu os serviços em quatro grandes grupos (provisão, regulação, suporte e culturais), medida que facilitou a compreensão e tomada de decisão dos agentes envolvidos (MEA, 2005). A partir da caracterização dos SEs, tornou-se possível diagnosticar sua perda e, desta forma, guiar ações para reconstituí-los. Com isso, podemos diagnosticar, por exemplo, que a crescente destruição dos ecossistemas florestais é responsável por comprometer o serviço de regulação do carbono e perfaz 20% das emissões anuais dos gases do efeito estufa (MEA, 2005; IPCC, 2006).

Nos últimos 30 anos, os dados sobre as emissões antropogênicas de gases de efeito estufa testemunharam tendência a aumento, com incremento significativo de desmatamento e queimadas (FAOSTAT, 2019). Os registros da Fao (2010) mostram que houve um declínio na área total de florestas no mundo de 0,11% em duas décadas, o que equivale a um decréscimo de 574,8 milhões de hectares (em 1990) para 530,5 milhões de hectares (em 2010). Embora no Brasil as taxas de desmatamento tenham caído significativamente de 0,46% ao ano em 2005 a 0,15% ao ano em 2010, essas taxas voltaram a aumentar para 13,7% entre 2016 e 2017 (BLANKFELD, 2010), de forma que a perda bruta de florestas no Brasil é a segunda maior do mundo (HAASE et al., 2012).

Sabe-se que o processo de perdas florestais no Brasil ocorre desde o descobrimento do país e que, originalmente, a Mata Atlântica cobria 1.296.446 km<sup>2</sup> ou 15% do território brasileiro (MMA, 2015). Toda esta dimensão é considerada como um dos conjuntos de habitats mais diversos do planeta e inclui campos naturais, restingas,

manguezais e outros tipos de formações vegetacionais (WHITMORE, 1998). No entanto, mesmo com toda importância para a biodiversidade, houve um declínio substancial de 35% dos manguezais, 40% de florestas e 50% das áreas alagadas na Mata Atlântica (BLANKFELD, 2010). As transformações nestes habitats afetam de modo substancial todo o sistema e, conseqüentemente, o seu bom funcionamento e serviços ecossistêmicos associados (DEFRIES; FOLEY; ASNER, 2004; RODRIGUEZ et al., 2006; TALLIS et al., 2008; FONSECA et al., 2014).

É insuficiente conhecer os serviços ecossistêmicos sem considerar o modo como as alterações sofridas por estes afetam o fluxo entre diferentes tipos de serviços (TALLIS et al., 2008; COSTANZA et al., 2014). Por exemplo, é frequente a conversão de serviços de regulação em serviços de provisão, por populações humanas que retiram madeira de ambientes florestais para determinadas categorias de uso, como lenha, demarcação de terras, construção de casas, ferramentas de trabalho, dentre outras finalidades (ALBUQUERQUE et al., 2018a). Esta conversão, especialmente para lenha, tem sido apontada como de maior preocupação para a conservação dos serviços, visto que esta é uma necessidade crônica, de maior rotatividade, e representa grande perda de biomassa (ALBUQUERQUE et al., 2018).

Os efeitos das extrações de madeira sobre o funcionamento ecossistêmico muitas vezes não são totalmente compreendidos (BROWN; LUGO, 1990; ALBUQUERQUE et al., 2018a). Como as perturbações humanas provocam modificações severas na estrutura dos ecossistemas e colocam em risco o bem estar humano (LAURANCE et al., 2011; COSTANZA et al., 2014; FONSÊCA, 2017), faz-se necessário e urgente entender quais os direcionadores envolvidos na conversão de serviços ecossistêmicos, para uma melhor condução e manejo dos recursos florestais.

O alarmante aumento demográfico mundial é um dos fatores que interfere na manutenção dos habitats naturais, visto que a procura por provisão de madeira aumentou consideravelmente nas últimas décadas, ultrapassando em muitos casos a capacidade dos ecossistemas de fornecê-los (COSTANZA et al., 1998; DAILY, 2008; MEA, 2005; SUKHDEV, 2008; FONSÊCA, 2017). Nesse contexto, as florestas em áreas urbanas são grandes produtoras de SE de provisão e, por isso, vêm sendo fortemente ameaçadas por ações que retiram elementos dos sistemas. Ou seja, a provisão é mantida por meio da caça, pesca, corte de madeira e exploração de recursos não madeireiros. Para tanto, gera-se poluição, abrem-se trilhas, e acontece a expansão urbana (SANON et al., 2012). Estas práticas afetam diretamente os processos e fatores que sustentam o bom funcionamento

dos ecossistemas (LOVEJOY, 1986; LAURANCE et al., 2011), o que resulta na diminuição da capacidade dessas áreas promoverem SEs.

Este tema, por um lado, serve de pauta para tomadores de decisão traçarem planejamentos sustentáveis, mas inevitavelmente envolvem demandas conflitantes, ou *trade-offs*, que levam a incertezas e julgamentos de valor atrelado (SANON et al., 2012). Demandas conflitantes ocorrem quando a quantidade de um SE é reduzida como consequência do aumento do uso, ou quando há troca de SE em decorrência das necessidades, seja para suprir questões de uso material, econômico ou cultural (DAILY et al., 2016; RODRIGUEZ et al., 2006, ALBUQUERQUE et al., 2018). Desta forma, se o processo de perda de biodiversidade e SEs estiver intrínseco a comportamentos antrópicos, faz-se necessário saber até que ponto a persistência dessas práticas poderá acarretar diversos prejuízos irreversíveis aos ecossistemas, seja em escala local, regional, nacional ou global (MEA, 2005; TURNER; DONATO; ROMME, 2013).

Assim, leis e diretrizes devem garantir a proteção das florestas, em especial as urbanas, sua melhoria por meio de um sistema de governança (JACKSON et al., 1996) e sua manutenção em longo prazo. As áreas protegidas dentro ou próximas às zonas urbanas têm reconhecimento mundial pela sua importância na manutenção da diversidade local e regional (MEA, 2005). No entanto, até o momento, ainda existem lacunas principalmente no que se refere a capacidade dessas áreas protegidas salvaguardarem a biodiversidade ante aos processos de antropização e sua proximidade às zonas urbanas (ELMQVIST et al., 2013).

A identificação dos fatores que motivam a conversão dos SEs por seres humanos, especialmente em áreas urbanas, pode contribuir para que agentes governamentais tracem estratégias para tomadas de decisão, reconhecendo as necessidades da população local. Com isso, medidas urgentes para suprir as necessidades humanas podem ser traçadas por meio de políticas públicas. Afinal, o processo crônico de extração de madeira, que resulta na conversão do SE de regulação (manutenção do Carbono na biomassa, regulação climática, manutenção da biodiversidade) em provisão (fornecimento de madeira para lenha e outros usos) tende a ser progressivo e causar impactos maiores, especialmente se realizados em áreas que já estão sob proteção legal, como em Unidades de Conservação (BRASIL, 2012).

Por isso, desenvolver estudos acerca da conversão dos serviços de regulação em provisão, especificamente do corte de madeira, priorizando a conservação com tomadores de decisão é fundamental para traçar estratégias efetivas de combate à extração de

produtos madeireiros que ocorre em remanescentes florestais (DE DEGROOT et al., 2012). Tendo em vista as necessidades de conservação e aplicação das informações de pesquisa para a tomada de decisão, percebe-se que este trabalho possui não apenas um alcance local, mas regional e global, pois as ações de antropização têm colocado em risco de modo crônico e silencioso os ecossistemas no Brasil e no mundo.

Assim, o presente estudo objetivou avaliar a conversão de serviços ecossistêmicos de regulação em serviços de provisão e seus direcionadores, em uma cronossequência de floresta tropical úmida sob regime de proteção integral. De modo específico, mediu-se a redução da densidade, biomassa e riqueza arbóreas, bem como o padrão da remoção, relação sob diferentes idades e com a facilidade de acesso. Adotou-se como hipótese que a idade florestal, como *proxy* do seu porte, a facilidade de acesso à floresta e a estrutura da vegetação determinam a conversão de serviços ecossistêmicos florestais. Como predição, espera-se que a distância às vias mais próximas influencie negativamente e que a idade e oferta de biomassa e riqueza taxonômica influenciem positivamente a remoção de madeira e consequente conversão de regulação em provisão. Por fim, este trabalho foi concebido como subsídio aos tomadores de decisão para auxiliar como diagnóstico a fim de que tracem medidas efetivas de conservação dos serviços ecossistêmicos e, assim, garantam bem-estar humano.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Serviços ecossistêmicos**

O conceito de Serviço Ecossistêmico (SE) tem sido amplamente utilizado em trabalhos científicos que têm contribuído positivamente frente à atual situação de desvalorização e degradação ambiental planetária (JAX et al., 2018). Assim, os diferentes usos do termo vêm alertando, por meio de documentos de políticas e práticas, sobre os riscos que a humanidade poderá sofrer, caso as atividades antrópicas venham comprometer os SE irreversivelmente (MEA, 2005; TRUCOST, 2013; COSTANZA, 2016).

Os SEs estão atrelados às funções ecossistêmicas que são consideradas como constantes interações entre processos e fatores ecológicos contidos nos seus conjuntos e valores (JAX et al., 2018). Contudo, enquanto a ideia geral dos SEs como contribuições da natureza para o bem-estar humano é facilmente compreensível, colocar o conceito em prática ainda é um desafio que precisa ser trabalhado (DAILY e MATSON, 2008; PRIMMER; FURMAN, 2012).

O termo “Serviços Ecossistêmicos” foi utilizado pela primeira vez no final da década de 1960, ou seja, o uso não é relativamente recente (BEZÁK et al., 2017). Porém, mesmo havendo um aumento do conhecimento sobre os SE, ainda existem desafios significativos que conduzam a uma operação bem-sucedida para manutenção dos SEs em situações do mundo real, visto que poderão vir a ser escassos (PRIMMER; FURMAN, 2012; COSTANZA, 2016; DAILY, 2016). Por isso, considera-se que a contínua capacidade dos SE de manter a vida no planeta tem sido cada vez mais ameaçada.

Em meio às inúmeras definições, os serviços ecossistêmicos podem ser compreendidos como “a capacidade dos ecossistemas em prover benefícios e serviços que possam suprir necessidades fundamentais para vida humana” (HERMANN et al., 2011; DE GROOT, 2012). A fim de tornar conhecidos os processos que sustentam as funções ecossistêmicas e a vida no planeta terra, foram inicialmente listados 17 tipos de serviços ecossistêmicos (COSTANZA et al., 1998). Entretanto, os 17 tipos de serviços ainda eram muito extensos e precisavam ser agrupados em categorias menores, de forma que facilitassem a compreensão para tomadas de decisão em decorrência do cenário global (MEA, 2005).

Só no início do século XX, o termo Serviços Ecossistêmicos foi definitivamente aceito, graças à sua adoção na Avaliação Ecossistêmica do Milênio (do inglês, MEA), em 2003, o que possibilitou novos avanços para tomada de decisão no que se refere à



conservação em escala global, regional e local (DE GROOT, 2012; DAILY, 2016). Vale salientar que a MEA foi a primeira avaliação global dos bens e serviços que contribuem para a manutenção da vida no planeta (MEA, 2005). Como resultado das discussões, a MEA (2003) agrupou os tipos de serviços em quatro categorias, quais sejam: A) Serviço de Provisão (ou Serviço de Abastecimento); B) Serviço de Regulação; C) Serviços Culturais; D) Serviços de Suporte, conforme representado na Tabela 1. Portanto, os SE ofertados pela natureza incluem desde a provisão de alimentos, água, madeira, fibra e recursos genéticos, passando pela regulação ou garantia do equilíbrio do clima, inundações, doenças, qualidade da água, pelos serviços culturais de prover recreação, estética e realização espiritual até o suporte, que têm função de formar o solo e ciclagem de nutrientes (COSTANZA et al., 1998; DALY; FARLEY, 2011; DE GROOT et al., 2010).

**Tabela 1.** Categorias de Serviços Ecossistêmicos.

Serviços Ecossistêmicos	
Categoria	Tipos
<b>Serviço Provisão</b>	Alimentos, água, madeira para combustível, fibras, bioquímicos, recursos genéticos
<b>Serviços Regulação</b>	Regulação climática, regulação de doenças, regulação biológica, regulação e purificação de água, regulação de danos naturais, polinização
<b>Serviços Culturais</b>	Ecoturismo e recreação, espiritual e religioso, estético e inspiração, educacional, censo de localização, herança cultural
<b>Serviços de Suporte</b>	Formação do solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes, produção primária.

Fonte: adaptado do MEA (2003, p. 57).

De maneira geral, colocar o conceito de SE em prática é fazê-lo integrar tomadas de decisão, haja vista uma série de 'soluções baseadas na natureza' que estão potencialmente disponíveis para resolver problemas que confrontam a sociedade (POTSCHIN-YOUNG et al., 2018). Contudo, embora existam inúmeros trabalhos sobre a importância dos SE, as discussões no que se refere às questões ecológicas de sustentabilidade, sobretudo com a escassez dos SEs, ainda demandam trabalhos que abordem com maior riqueza de detalhes (COSTANZA et al., 1998; POTSCHIN-YOUNG et al., 2018). Assim, ainda há muito a se estudar, principalmente no que concerne as questões econômicas atreladas à demanda conflitante (*trade-off*) “ganhar ou perder”. A

garantia da manutenção dos SE requer que se vá além de trabalhos acadêmicos. A garantia da sustentabilidade dos SE requer a aplicabilidade em favor da proteção dos diversos ecossistemas que atuam especificamente na produção dos SE e que contribuam para o bem-estar humano (MEA, 2005; COSTANZA et al., 2014), em diferentes paisagens, especialmente naquelas onde os assentamentos humanos determinam consideravelmente o caráter da paisagem (MEA, 2005).

As paisagens que integram biodiversidade e presença humana são objetos de pesquisa e planejamento relevantes, pois estas arenas são potencialmente visíveis e compreensíveis para os processos socioecológicos e podem ser fortemente moldadas por resultados de planejamentos eficazes (BASTIAN; KRÖNERT; LIPSKÝ, 2006). Por isso, a compreensão de como mudanças nos SEs afetam o bem-estar humano está diretamente relacionada ao desafio do gerenciamento sustentável dos tomadores de decisões que regulam o fluxo de entrada e saída de pessoas das áreas abordadas. O bem-estar humano e a sustentabilidade podem ser alcançados através da proteção e do gerenciamento da paisagem (BRUSSARD et al., 1998; SLOCOMBE, 1998; SZARO; SEXTON; MALONE, 1998; MCLEOD; LESLIE, 2009; CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011). Neste contexto, enquadram-se as áreas protegidas (ALBERT et al., 2014).

Durante muito tempo, o ambiente natural foi globalmente negligenciado, e assim permaneceu por centenas de anos (DE GROOT, 2012). Acreditava-se que este fato estava atrelado à ausência de informações a respeito dos serviços ecossistêmicos que estes ambientes proviam, e que uma boa categorização e avaliação poderiam resolver essas lacunas (COSTANZA et al., 1998). Porém, já no século XXI, com todos os avanços disponíveis, a perda de biodiversidade era contínua e progressiva (COSTANZA, 2016). Desta forma, sabendo que a manutenção da biodiversidade é inerente aos SE, bem como aos processos e funções ecológicas que produzem todos os benefícios, é de fundamental importância a implementação do conceito de SE de maneira sistemática e holística para integração entre os aspectos ambientais, sociais e econômicos da utilização dos ecossistemas (HAUCK et al., 2013; ALBERT et al., 2014).

De modo geral, quando os processos ou funções ecossistêmicas possibilitam uma série de benefícios para o ser humano, devem-se avaliar os prós e os contras de diferentes abordagens participativas e efetivas para manutenção dos SE (MEA, 2005; COSTANZA et al., 2014). Deste modo, os serviços são apropriáveis, utilizáveis e, portanto, inseridos direta ou indiretamente na vida humana (DAILY, 1997; MEA, 2005; DAILY, 2009; DE GROOT et al., 2010). Pesquisas apontam que um dos motivos mais representativos de

alteração nos SEs, além do crescimento populacional, é a remoção progressiva de áreas florestais no mundo. No Brasil, o contexto histórico de exploração dos SE vem desde o descobrimento (COSTANZA et al., 1998; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; COSTANZA, 2016).

Sobre os serviços de provisão, o trabalho De Groot; Wilson e Boumans (2002) relatam seus principais benefícios e riscos de escassez, haja vista a alta demanda por eles. Sobre os serviços de regulação, os cuidados são ainda maiores, porque este tipo de serviço não está relacionado ao “nível” de produção, mas na capacidade que o ecossistema tem de regular outros tipos de serviços. No que se refere aos serviços culturais, vale lembrar que está atrelado ao turismo ecológico, recreação, estudos sobre processos ecológicos, enriquecimento espiritual, apreciação estética e depende diretamente de todos os outros serviços funcionando para garantir sua permanência. Por último, serviços de suporte fornecem capacidade de sustentação para todos os outros tipos de serviços, como formação de solos, ciclagem dos nutrientes, além de beneficiar de forma direta ou indiretamente geração de conhecimentos e valores educativos (COSTANZA et al., 1998; HERENDEEN et al., 1998; DAILY et al., 2004; BARBIER, 2007; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; WINKLER, 2006).

Os ecossistemas produzem bens e serviços que sustentam a humanidade de forma direta ou indireta, como polinização cujos setores agrícolas dependem, e só recentemente tem despertado interesse, principalmente pela capacidade de produção e importância econômica (COSTANZA e DALY, 1992; CARMEN et al., 2018). Nas últimas três décadas, as nações têm se voltado para a sustentabilidade, a partir da percepção da dependência social e humana dos ecossistemas naturais (ARMSWORTH et al., 2007). O estudo aponta ainda, que se alguns tipos de serviço fossem pagos, como o de polinização, seria necessário desembolsar cerca de 12 bilhões de reais por ano, e sem esse serviço a produção seria totalmente afetada; partindo por uma visão conservadora, o desastre seria de 30% a 40%, porém, há correntes de pensamento ainda mais criteriosa que estimam tal redução entorno de 73% na sua totalidade. Diversas iniciativas decorrentes da inclinação às questões ambientais por parte dos países baseiam-se no interesse por capital natural, levando ao surgimento de novos incentivos para criar estratégias econômicas de conservação da natureza, como, por exemplo, mostrar por meio de dados reais que ação humana pode ser um agente de desestabilização dos ecossistemas naturais, e por isso a sociedade precisa antes de tudo estar comprometida com a conservação, levando em consideração o preço que poderia ser pago caso o serviço deixasse de existir (DAILY e

MATSON, 2008; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008). Mas a atual tendência de crescimento da população humana, juntamente com a evolução dos padrões de consumo, somado ao aumento da demanda e o desperdício de alimentos, estão pressionando de modo sem precedentes os ecossistemas e a manutenção dos serviços ecossistêmicos (AZNAR-SÁNCHEZ et al., 2019).

## **2.2. Demanda conflitante (*trade-offs*) entre serviços ecossistêmicos**

Quando um serviço ecossistêmico (SE) é alterado, alteram-se seus componentes e a geração de outros serviços que dele dependem, afetando o bem-estar humano, desde as necessidades mais elementares e inerentes a questões básicas, e que de forma direta ou indiretamente melhoraram a qualidade de vida, incluindo boas relações sociais, segurança e qualidade do ar (DAILY et al., 2016; BOCKSTAEL et al., 2000; AZNAR-SÁNCHEZ et al., 2019). Isso ocorre porque os SE são interdependentes entre si, ou seja, um SE depende do outro para existir (DALY, 1996; HADDAD et al., 2015; DALY; FARLEY, 2011). Um exemplo desta relação é a água, que é considerada como elemento estruturante, porque ao mesmo tempo é provisão e continuamente participa da sustentação ou suporte de muitos outros tipos de serviços (CARO, PINTO e MARQUES, 2018).

O trabalho de Guo e Xu (2019) aponta que o abastecimento de água nas florestas é um apoio a outros tipos de SE aquáticos, por exemplo, provisão de alimentos, sequestro de carbono ou habitat para espécies. Desse modo, a água é um elemento insubstituível e fundamental para a vida, seja na forma de habitat como suporte para um ecossistema aquático ou por meio de um conjunto de serviços fornecidos por outros ecossistemas, dos quais a água é a base (DÍAZ et al., 2018). A exploração insustentável deste tipo de serviço poderá levar ao colapso da biodiversidade no mundo, pois a água desempenha um papel essencial e de alta interdependência dos demais serviços prestados pelos ecossistemas (MANJU; SAGAR, 2017). Por isso, faz-se necessário entender quais as demandas conflitantes entre os tipos de serviços para que não os coloquemos em risco, visto que as questões de produção ultrapassam o limite das necessidades humanas.

Com base no MEA (2005), entre os anos de 1961 e 2003, a produção de alimento aumentou em 160%, sendo que a produção de cereais ficou estimada em 2,5 vezes, carne bovina e de ovelha estiveram em 40%, enquanto carne suína e de aves 60% e 100%, respectivamente. O uso dos serviços para produção em larga escala sempre foi motivo de críticas por estudiosos dos SEs, principalmente porque este sempre foi o motivo causador do atual cenário de aquecimento global (DALY et al., 2008). A produção de alimentos

depende essencialmente de água, um serviço de provisão que é oriundo da estocagem realizada pelas plantas, que também necessitam deste mesmo serviço para sobreviver e executar suas funções para produção de outros tipos de serviços (DALY; FARLEY, 2004-2011). Outro exemplo de desenvolvimento que acarreta danos a este serviço de provisão é o uso da água para a preparação de fertilizantes, que conseqüentemente causam a redução da cobertura florestal e ameaçam a biodiversidade e a sinergia entre serviços ecossistêmicos. Assim, a sobre-exploração deste tipo de serviço, associada ao aumento da remoção de vegetação nativa, faz reduzir a sua disponibilidade (MEA, 2005). A redução e qualidade de água disponível somadas ao decréscimo da cobertura florestal e do carbono estocado na biomassa podem trazer sérias conseqüências para vida no planeta (MOTTA, 1997; MEA, 2005).

A degradação dos serviços ecossistêmicos tem gerado entraves ao desenvolvimento das nações (MEA, 2005; SUKHDEV, 2008). Uma das alternativas de sanar esta problemática seria solucionar os problemas estruturais de comunidades ou populações humanas que estão em situação de vulnerabilidade e dependem direta ou indiretamente dos serviços de provisão, uma vez que, quanto menor for a dependência da população humana em relação à conversão dos serviços ecossistêmicos, maior e melhor será a manutenção dos mesmos (MEA, 2005; DE MEDEIROS et al., 2012).

Os estudos de Sandifer; Sutton-Grier e Ward (2015) apontam que o crescimento populacional desordenado próximo a áreas de vegetação, somando a uma forma de desenvolvimento que converta substancialmente os serviços ecossistêmicos prestados por esses ambientes, tanto compromete a existência dos mesmos como a eficácia dos serviços para manutenção da vida. Os trabalhos de Daily et al. (2009) comprovam que o desflorestamento ou seja a conversão dos serviços de regulação (manutenção do carbono na biomassa) em serviços de provisão (liberação do carbono pela queima de lenha), acarreta em presença esporádica de neblina atribuída à falta de água, uma vez que as plantas tem função importante no estoque deste serviço no solo e no processo de evapotranspiração que pode ser facilmente alterado em decorrência de ações que impeçam o bom funcionamento do ecossistema.

Diante disto, é sabido que as inúmeras formas de desmatamento têm sido apontadas como fator precípua para conversão dos serviços de regulação em provisão, a exemplo do corte de madeira de áreas nativas (TILMAN et al., 2011). A conversão de serviços existentes em áreas nativas por meio do uso antrópico como, por exemplo, aberturas de clareiras e extração de madeiras para produção de combustíveis, são

apontados como causadores dos maiores índices de emissões de gases de efeito estufa lançados na atmosfera (FALKOWSKI et al., 2000; MEA, 2005).

As modificações dos habitats trazem sérias consequências, tanto do ponto de vista ecossistêmico local quanto mundial (SCARANO; CEOTTO, 2015). Alguns efeitos já foram previamente apontados em um estudo realizado entre os anos de 1990 a 2010, que revelou que as transformações provocadas pela antropização foram responsáveis por 12% de todas as emissões de carbono no mundo (FRIEDLINGSTEIN et al., 2010). Além disso, os estudos de Achard et al. (2014) apontam que entre os anos de 2000 a 2010 as emissões de carbono decorrentes do desmatamento chegaram a 10% das emissões globais por combustíveis fósseis, quando comparado com o mesmo período. Isto configura-se como um retrato evidente de que a conversão dos serviços de regulação (estoque de Carbono e regulação climática) em provisão (madeira e lenha) pode gerar diversos efeitos nas funções ecossistêmicas. Ou seja, as ações de degradação nos ecossistemas têm sido um dos maiores problemas enfrentados no mundo. Por exemplo, no Vietnã, as florestas próximas às comunidades e assentamentos humanos estão cotidianamente sujeitas à conversão dos serviços de regulação em provisão e apresentam fortes registros de extração de madeira para queima. Além disso, em 2008, 4,6% das florestas eram consideradas biodiversas, porém as ações crônicas de desmatamento, sobretudo nos serviços ecossistêmicos, destruíram aproximadamente dois terços das florestas e por isso encontram-se em más condições de regeneração (FAO, 2019).

Um exemplo de floresta a qual encontra-se constantemente afetada por ações do tipo crônica é a Mata Atlântica, cuja extração de lenha como processo e conversão de serviços ecossistêmicos tem provocado impacto na conservação. Entretanto, os efeitos da extração de lenha sobre recursos naturais muitas vezes não são totalmente compreendidos (BROWN et al., 2009). A fim de avaliar o efeito da extração de lenha por famílias e empresas em três províncias (Son La, Dien Bien e Lai Chau) no noroeste do Vietnã, Kien e Harwood (2017) concluíram que o uso da lenha pelas famílias foi dominante, em termos de madeira e volume, sendo para as empresas  $1,8 \text{ Mg/ha}^{-1}$  para madeira e  $6 \text{ Mg/ha}^{-1}$  apenas para lenha extraída pelas famílias. Compreende-se que a lenha é um recurso gratuito e traz importantes retornos econômicos para diversas comunidades de baixa renda e são utilizadas tanto como item comercializável quanto para cozinhar alimentos e como medicamentos (ALBUQUERQUE et al., 2006, 2008). Sob esta ótica, um estudo no Vietnam para avaliar o quanto é extraído de lenha por famílias de baixa renda constatou que anualmente são retiradas cerca de 7200 toneladas de lenha (KIEN; HARWOOD,

2017). Estes dados são extremamente alarmantes, porque o processo de extração de lenha leva consigo a conversão do serviço atrelado a perda de carbono e extinção de espécies vegetais.

A Mata Atlântica brasileira está entre os biomas mais ameaçados do mundo. Conforme os estudos de Caro et al. (2018), foram registradas na Mata Atlântica 1.500 espécies vegetais e 380 espécies animais ameaçados de extinção. No que se refere à extensão da Mata Atlântica, um estudo recente avaliou dados obtidos por meio de sensoriamento remoto e identificou que a cobertura vegetal da região possui uma extensão de 16% a 28% do que possuía anteriormente, mostrando que o desmatamento tem sido um agente modificador direto da estrutura da paisagem e por isso encontra-se em um cenário de modificação drástica (RIBEIRO et al., 2009; DALLABRIDA et al., 2018; TABARELLI et al., 2010; REZENDE et al., 2018b). O contexto que representa mais de 70% de perdas de toda sua composição florestal faz desta formação ser considerada *hotspot*, apresentando menos de 30% de sua cobertura original (MITTERMEIER et al., 2011).

Nesse sentido, embora diversas iniciativas tenham sido tomadas, medida urgentes devem ser implementadas para promover economias locais baseadas em manutenção e restauração das florestas (REZENDE et al., 2018a). Neste cenário, a mitigação por carbono continuará sendo relativamente escassa, e assim não será suficiente para barrar e contornar as tendências climáticas que assolam milhares de pessoas no mundo (SCARANO; CEOTTO, 2015). Desta forma, os esforços atuais em restauração florestal e recuperação são fundamentais para a conservação da biodiversidade e manutenção da vida como um todo no planeta (GALETTI et al., 2013).

### **2.3. O serviço de regulação do Carbono na biomassa florestal**

Todos os anos, estima-se que 12 milhões de hectares florestais tropicais são destruídos no mundo, isso é comparado a uma extensão de 30 campos de futebol por minuto (MMA, 2015). Sobre este quantitativo, apenas o Brasil é responsável 1,3 milhões de ha por ano, e desta forma o Brasil assume a posição dentre os países que mais perde florestas no mundo (HANSEN et al., 2015). O desmatamento além de afetar diretamente as espécies animais e vegetais leva ao declínio substancial das populações, além disso, as alterações também provocam impactos no valor que estas áreas possuem. A redução das áreas florestais primárias levou consigo 20% de sua extensão, o que fez resultar em desvalorização de 39 a 54% do seu valor de conservação, apenas em fragmento na

Amazônia (BARLOW et al., 2016). Mas a conversão de serviços ecossistêmicos por meio do desmatamento de áreas tropicais é responsável por 20 a 30% das emissões de carbono no planeta (KEENAN et al., 2015).

Apesar dos esforços de conservação, muitas florestas continuam sendo convertidas tanto pela agropecuária quanto pelas práticas extrativistas (HARDT et al., 2013). No Brasil, em ambientes tropicais, um conjunto de perturbações crônicas tem preocupado pesquisadores, sobretudo no que se refere à degradação lenta das florestas, por meio de ações crônicas que comprometem os processos que possibilitam os serviços ecossistêmicos. Isso resulta em quedas de árvores, aumento das espécies invasoras, existência de clareiras e maior incidência de luz (LAURANCE et al., 2000; 2001; D'ANGELO et al., 2004; OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008; PUTZ; REDFORD, 2010; HARDT et al., 2013). Estas alterações acarretam baixo estoque de carbono e maior emissão de gases de efeito estufa.

O extenso processo de desmatamento pelas quais as florestas tropicais vêm passando pode resultar em um padrão de fragmentos que diferem em idades e estágios sucessionais, além de perder o papel fundamental no ciclo global de carbono, e deixar de abrigar metade das espécies conhecidas no mundo (COSTANZA et al., 1998; TAUBERT et al., 2018). Essa heterogeneidade dos fragmentos e idades afeta a capacidade de armazenamento de carbono, diferindo entre os estágios sucessionais, que levam à substituição de espécies vegetais de crescimento rápido por espécies de menor densidade de madeira e biomassa que contribui com baixo valor do estoque de carbono acima do solo (OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004; LINS, 2010; TABARELLI et al., 2010).

Nas últimas três décadas, a conversão de serviços ecossistêmicos em regiões tropicais no Brasil, e no mundo, contribuíram com mais da metade de todo desmatamento global, marcando 42% na década de 1990, e na primeira década do século XXI com o aumento de 12% deste total, marcou 54% de perda florestal (ACHARD et al., 2014; HOUGHTON, 2005; 2013; HOUGHTON et al., 2012; VAN DER WERF et al., 2009; PAN et al., 2011; BACCINI et al., 2012). As ações de antropização especificamente no Brasil acarretam uma perda anual de 0,3%, e pode variar conforme o tempo e o sistema de governo. Todo este processo retrata a real situação pelas quais as florestas tropicais úmidas vêm passando. Na Mata Atlântica, por exemplo, contabiliza-se 245 mil fragmentos espalhados e destes, cerca de 80% não apresentam área maior que 50 ha



(RIBEIRO et al., 2009). A quantificação de Asner et al. (2009) revelou que a taxa de desmatamento na América do Sul marca 1,8% ao ano.

Nos últimos 20 anos, em decorrência das imprevisibilidades das mudanças climáticas atreladas à perda da biodiversidade, insegurança na produção de alimentos, estoque de carbono, baixo armazenamento de água pelas florestas, aumento na evapotranspiração dos aquíferos, a Mata Atlântica passou a ser um dos pontos mais críticos em biodiversidade no planeta (IPCC, 2007). A fim de salvar o que ainda resta, dezenas de cientistas e entidades interessadas, governos e movimentos sociais vêm tentando abordar lacunas no que se refere à extração de madeira, desflorestamento, industrialização, crescimento econômico e expansão territorial (JOLY et al., 2014).

Conforme os estudos de Tabarelli et al. (2010), as ações antrópicas provocam mudanças que podem ser irreversíveis do ponto de vista ecossistêmico, e pode colocar em risco de desaparecimento tanto populações animais quanto vegetais. As florestas tropicais exercem um importante papel no estoque de milhares de megatoneladas (Mg) de carbono, concentrados tanto na parte superior ao solo como em abaixo dele (SUTTON, 2016). Por exemplo, o estudo de Saatchi et al. (2011) realizado em três países do continente latino-americano (Brasil, Argentina e Bolívia), para avaliar se a quantidade de carbono acima do solo seria maior do que o armazenado abaixo do solo, perceberam que o quantitativo geral de carbono armazenado pelas florestas estudadas, marcaram 247 Gigatoneladas (Gt). Os estudiosos concluíram que, enquanto o carbono armazenado acima do solo para as três florestas somava 193 Gt, o quantitativo armazenado abaixo do solo foi de 53 Gt. A pesquisa aponta que é mais valioso manter a floresta em pé devido alta capacidade de armazenamento de carbono.

Embora as ameaças sobre estas florestas tenham se intensificado nas últimas décadas, elas apresentam os maiores índices de estoque de carbono no planeta (SAATCHI et al., 2011). Ao entender a importância da manutenção das florestas para efetiva atuação nas questões climáticas, com diminuição das elevadas temperaturas e controle ecossistêmico, faz-se necessário que mais atenção seja dada por parte dos tomadores de decisões sejam dadas, para que desta forma possam traçar mais e melhores medidas que visem a proteção definitiva dos fragmentos de Mata Atlântica que ainda restam.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

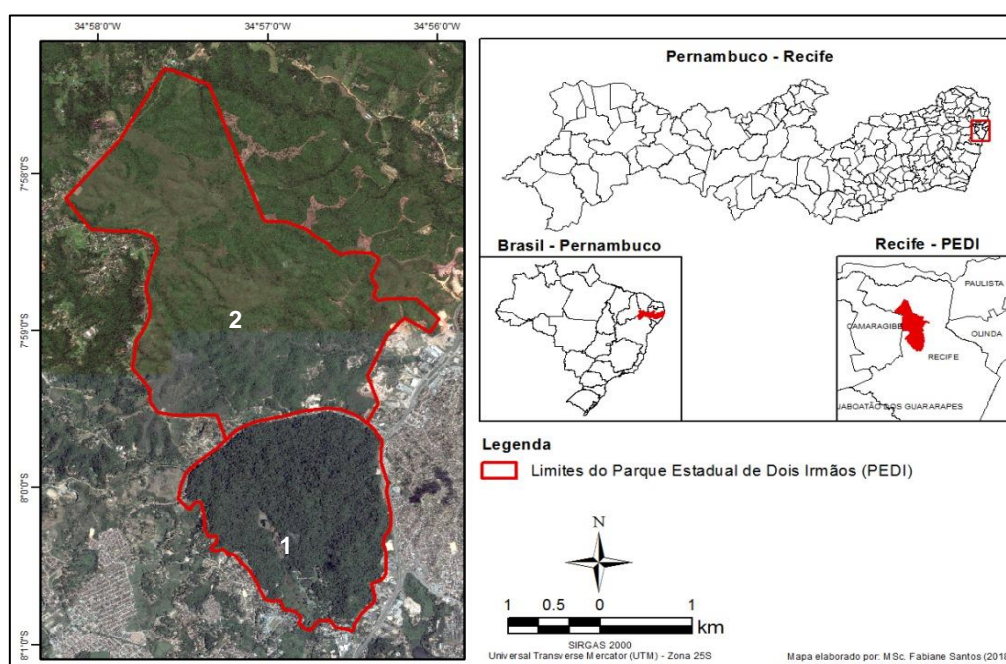
#### 3.1. Caracterização da área de estudos

O estudo foi realizado no Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), uma Unidade de Conservação (UC) de Proteção Integral, localizada na Região Noroeste do Recife, Pernambuco, entre as coordenadas 7°57'22,29" e 8°00'56,4" S; 34°56'0,679" e 34°58'13,63" W.

No PEDI, a vegetação é do tipo Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, sobre solos predominantemente do tipo Argissolo, com textura areno-argilosa e pH de 4 a 5 (ácido) (IBGE, 2012; BRASIL, 2012; PERNAMBUCO, 2014). O clima da região é classificado como As' (quente e úmido), com temperatura média mensal superior a 23°C e precipitação média anual de 2.460 mm, com aumento na pluviosidade no período de outono-inverno, conforme a classificação de Köppen-Geiger (RODRIGUES; SILVA, 2014).

A floresta do PEDI é dividida em dois fragmentos, aqui chamados F1 e F2. F1 é constituído por uma floresta madura e possui 384,42 ha; F2 é formado por floresta secundária jovem e corresponde a 774,09 ha; a área total do PEDI soma 1.158,51 ha (Figura 1). A descrição das idades será caracterizada no item 3.2.

**Figura 1.** Localização do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), no Estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil); em destaque os dois fragmentos florestais (F1, floresta madura e F2, floresta secundária).



Elaborado por SILVA, M. F. A. (2018), disponível em Rodrigues (2019).

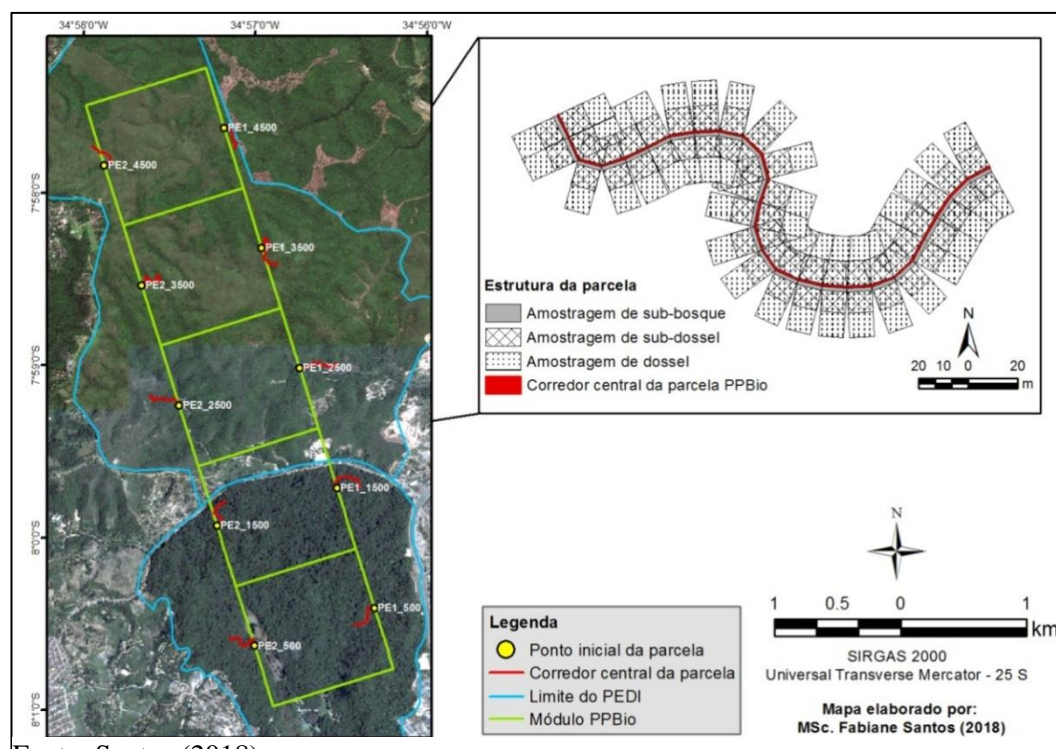
O PEDI está inserido em uma matriz peri-urbana, constituída por bairros residenciais, *campus* sede da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), uma importante rodovia brasileira (BR 101), uma estrada asfaltada que divide os dois fragmentos (Estrada dos Macacos), empreendimentos industriais, comércios de pequeno e grande porte, sítios e granjas. Essa matriz provoca instabilidade na conservação e na sucessão florestal da área de estudo, uma vez que a malha urbana envolve principalmente F1, enquanto F2 é cercada principalmente por granjas e sítios.

### **3.2. Módulo RAPELD e a cronossequência**

Os dados básicos utilizados para a pesquisa foram oriundos do levantamento da estrutura florestal realizado nas áreas F1 e F2 (Figura 1), no módulo do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio/ MCTIC/ CNPq), integrante da Rede Mata Atlântica/ Eixo Nordeste, Sítio PEDI, instalado segundo protocolos do método RAPELD (MAGNUSSON et al., 2005). O módulo é composto por duas trilhas com 5 km de extensão cada, distando 1 km entre si, ao longo das quais foram instaladas 10 parcelas, com 1 km de intervalo entre si. Cada parcela segue a curva de nível do terreno, conforme o protocolo descrito por Freitas; Sparovek e Matsumoto (2016) com 250 m de extensão e 40 m de largura, totalizando 1 ha por parcela (Figura 2) para amostragem da biodiversidade. Em cada parcela, as árvores vivas com diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm foram marcadas, medidas e identificadas, seguindo o protocolo do PPBio (CASTILHO et al., 2014; MAGNUSSON et al., 2005). Os dados foram coletados nas dez parcelas do módulo entre 2015 e 2018 e compõem o banco de dados do PPbio – Sítio PEDI (totalizando ~ 10 ha).

O método RAPELD possibilita extrair informações de alta confiabilidade sobre assembleias biológicas, riqueza de espécies, composição, estrutura da floresta, bem como de processos e fatores que transformam suas fisionomias, enquanto busca controlar a variação ambiental (fatores abióticos) entre as parcelas devido ao modelo sistemático empregado (MAGNUSSON et al., 2005).

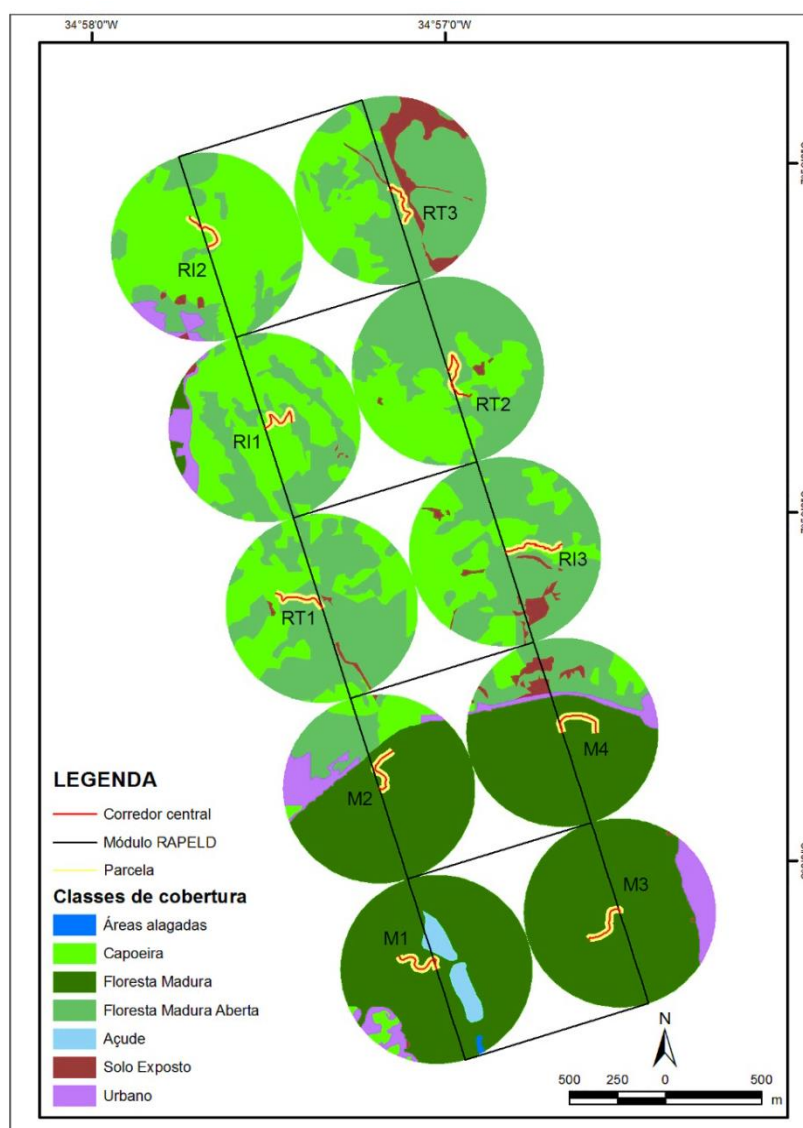
**Figura 2.** Módulo RAPELD do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), localizado no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife – PE. Em destaque, a representação de uma das parcelas, sua estrutura e a área de amostragem, de acordo com os estratos.



Sabendo-se que os fragmentos têm idades distintas e buscando caracterizar esta cronossequência, Santos (2018) analisou a dinâmica de cobertura do solo no módulo RAPELD/ PEDI em três anos, por meio de fotografias aéreas de 1968 disponibilizadas pelo Serviço Geológico do Brasil - CPRM e de 1981 disponibilizadas pela Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco - CONDEPE/ FIDEM, além de imagens de satélite de 2014, obtidas do Google Earth Pro (2015). A partir disso foram determinadas a perda de vegetação e a conversão por diferentes usos do solo na área de estudo e definida a seguinte cronossequência para o módulo (Figura 2):

- Uma área de floresta madura (FM) com pelo menos 60 anos, com quatro parcelas;
- Uma área em regeneração tardia (FRT), formada por floresta madura aberta, com idade entre 38 e 50 anos, com três parcelas; e
- Uma área em regeneração inicial (FRI), formada por capoeira com menos de 38 anos de formação, com três parcelas.

**Figura 3.** Uso e cobertura do solo e localização das parcelas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco. M: floresta madura; RT: floresta regenerante tardia; RI: floresta regenerante inicial. Fonte: Aguiar (2016); Santos (2018).



Fonte: Santos (2018).

### 3.3. 3.3 Coleta de dados

#### 3.3.1 Amostragem das árvores cortadas nas parcelas (cepas)

A coleta de dados foi realizada entre os meses de janeiro e julho de 2019, nas 10 parcelas instaladas no módulo RAPELD/ PEDI. Foram considerados na coleta todos os troncos de árvores cortados, com diferentes diâmetros na altura do corte, mensurados com auxílio de fita centimétrica (circunferência na altura do corte e altura do tronco cortado). Esses troncos cortados serão aqui denominados cepas.



Três categorias de decomposição foram adotadas para definir o tempo do corte. Para a primeira categoria (grau de decomposição 1 – GD1), definiu-se o corte como recente, por ter rebrota e face cortada com características preservadas, hidratada, em muitos casos com exsudato presente (figura 4). Para a categoria 2 (grau de decomposição 2 – GD2), adotou-se como corte com tempo intermediário, apresentando cepas secas, com casca descamando com facilidade, estrutura do corte na altura da cepa envelhecida, presença de decompositores (cupins, formigas e líquens) (figura 4b). E a categoria 3 (grau de decomposição 3 – GD3), foi representada por cepas em decomposição avançada (Figura 4c).

**Figura 4.** Categorias de tempo de corte adotadas na amostragem de cepas em parcelas do módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife – PE, Brasil. (a) Registro de rebrota em categoria de tempo de corte GD1, (b) mensuração da cepa na categoria GD2 com auxílio da fita centimétrica e (c) decomposição avançada GD3.



As amostras receberam plaqueta de alumínio com numeração em ordem crescente, para evitar duplicidade de amostragem por parcela. As informações foram anotadas em planilha e posteriormente digitalizadas e organizadas por parcela (Apêndice 1).

As cepas foram, sempre que possível, identificadas em campo, a partir da observação das rebrotas e características dendrológicas, com auxílio de maitero parataxonomista. Das plantas não identificadas, foram retiradas amostras das rebrotas para identificação por especialistas; as que estavam em decomposição avançada não foram possíveis de identificar. Os nomes científicos seguiram a Flora do Brasil (Flora do Brasil 2020) e The PlantList (2018) e a ordem taxonômica das famílias seguiu o sistema de classificação das Angiospermas APG IV (BYNG et al. 2016).

### 3.3.2 Estimativa da biomassa perdida das árvores cortadas

Para estimar a biomassa removida a partir das cepas, como índice de conversão do serviço de regulação em provisão, foi empregada uma equação alométrica que utiliza o DAP dos indivíduos arbóreos como variável independente. Por esse motivo, fez-se necessário obter em campo um fator de correção, para que as circunferências e os diâmetros a nível dos cortes (CNC e DNC), respectivamente, das cepas pudessem ser convertidos ao CAP e DAP respectivamente.

Para encontrar o fator de correção, foram consideradas as classes diamétricas e classes de altura existentes na amostra das cepas conforme o método de Sturges (1926). Na amostra, foram definidas quatro classes diamétricas e quatro classes de altura (Tabela 2).

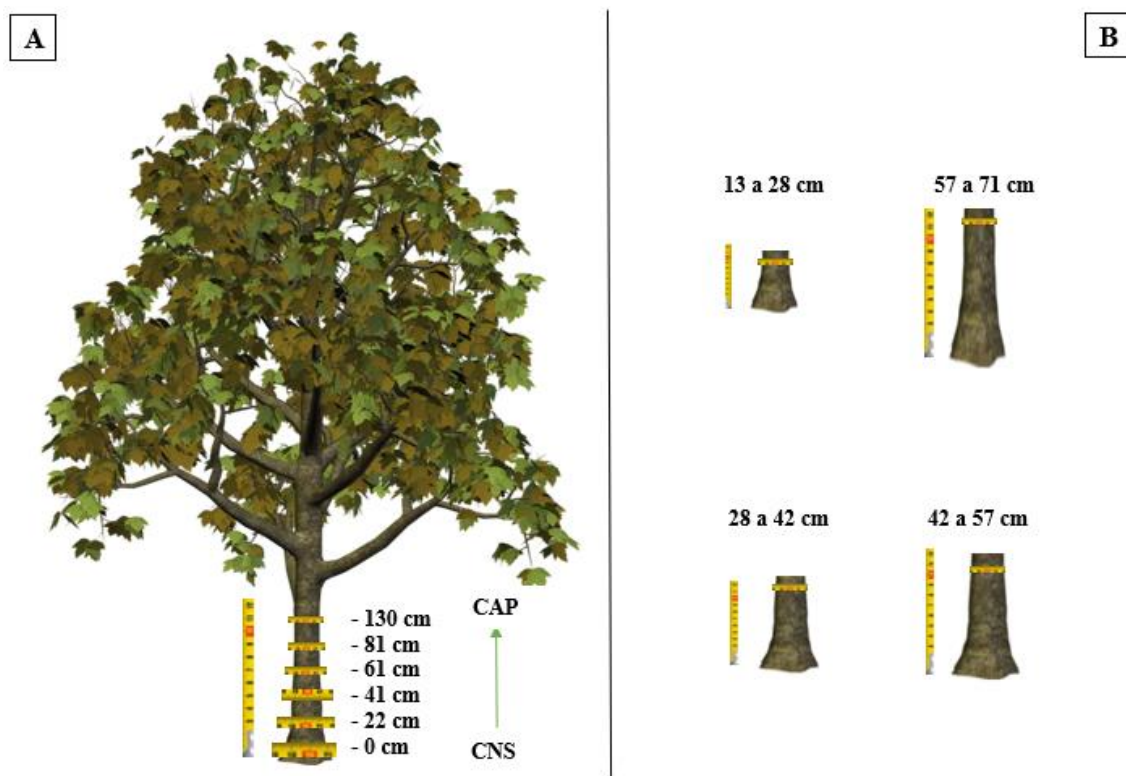
**Tabela 2.** Classes de circunferências e altura utilizadas para obtenção do fator de correção de circunferências para estimativa das circunferências ao nível do peito (CAP) das árvores cortadas (cepas), no módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife – PE, Brasil.

Classes de Circunferências (cm)	Classes de Alturas (cm)
13   28	12   31,5 cm
28   42	31,5   51,05 cm
42   57	31,5   51,05 cm
57   71	70,58   90,10 cm

Fonte: Autor, 2020.

Para cada classe diamétrica, foram amostradas em campo 20 árvores vivas e íntegras, totalizando 80 indivíduos. Em cada árvore, foram medidas as circunferências em seis alturas, sendo: no solo (CNS), nas quatro alturas referentes aos centros das classes de altura (Tabela 2) e ao nível do peito (CAP) (Figura 5).

**Figura 5.** Medidas de diâmetro em diferentes alturas a partir da circunferência ao nível do solo - CNS (0 m) na sequência até medida padrão (circunferência à altura do peito - CAP a 130 cm do solo) (A); distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos cortados (cepas) (B); em parcelas do módulo PPBio, Sítio PEDI, Recife – PE, Brasil.



Fonte: Autor, 2020.

O fator de correção (FC) foi obtido, em cada classe de diâmetro, para as cinco classes de altura (Tabela 3), de forma que cada cepa pudesse ter seu CAP e DAP estimados. Por exemplo, uma cepa com CNC = 15 cm, medida a 41 cm do solo teve o CAP estimado multiplicando-se pelo  $FC = 0,91$ . Os diâmetros à altura do peito (DAP) para estimativa da biomassa removida foram obtidos a partir das circunferências medidas em campo multiplicadas pelo FC correspondente (Tabela 3).



**Tabela 3.** Fatores de correção (FC) aplicados na estimativa das circunferências a altura do peito (CAP) a partir das árvores cortadas (cepas) amostradas no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. Para a escolha do FC a ser aplicado a uma cepa, deve-se posicioná-la na respectiva classe de altura e classe de circunferência. CNS, circunferência ao nível do solo.

		Classes de altura (cm)				
Classes de circunferências (cm)	CNS	12   31,5	31,5   51,05	51,05   70,58	70,58   90,10	
13   28	0,81	0,86	0,91	0,92	0,95	
28   42	0,84	0,88	0,92	0,96	0,97	
42   57	0,79	0,86	0,91	0,93	0,95	
57   71	0,79	0,83	0,90	0,92	0,95	

Fonte: Autor, 2020.

De posse dos valores de CAP e DAP estimados, aplicamos a equação alométrica (Eq.1) pantropical de Pearson et al. (2005) (Eq. 1) a cada indivíduo amostrado como cepa para estimar o quanto foi perdido pela conversão de serviços ecossistêmicos no que se refere à biomassa. A partir da aplicação da equação de Pearson et al. (2005), foi possível obter os valores de biomassa convertida para cada indivíduo nas diferentes idades florestais. A partir da mesma equação, foi calculada a biomassa das plantas vivas do banco de dados do PPBio:

$$\text{BAS (kg.árv)} = \text{EXP} (-2,289+2,649*\text{Ln (DAP)}-0,021*\text{Ln (DAP}^2))$$

(Equação 1)

Em que: BAS, biomassa arbórea acima do solo (kg.árv); EXP, exponencial; DAP, diâmetro a altura do peito (cm); Ln, logaritmo neperiano.

### 3.4. Análise dos dados

Para as análises, foram reunidas as variáveis dependentes, obtidas das cepas, que caracterizam o corte seletivo e a conversão de serviços ecossistêmicos, e as variáveis independentes, caracterizadas como de oferta/ suprimento e de acesso. Em cada parcela, cinco unidades amostrais (UA) foram criadas, de forma a totalizar 50 unidades amostrais para análise.

As variáveis para exploração seletiva incluíram abundância (número de cepas), biomassa (biomassa de árvores removidas em Mg) e riqueza (número de espécies) de árvores exploradas. As variáveis de oferta foram: idade da parcela (três estágios

sucessionais: FM, FRT, FRI), riqueza (número de espécies), abundância (número de indivíduos) e biomassa de plantas vivas (Mg), sendo estas obtidas a partir do banco de dados do Programa PPBio. Descrevemos o acesso como: proximidade de cada UA (centro) direta à borda da floresta mais próxima; proximidade da UA (centro) à borda através de uma trilha existente, ambas em metros; e declividade, em percentual, coletado com um clinômetro de visada. Todos os dados foram calculados por unidade amostral (UA).

Para testar a hipótese de que a idade, a facilidade de acesso à floresta e a estrutura da vegetação direcionam a conversão de serviços ecossistêmicos florestais, confrontamos as variáveis preditoras com as variáveis dependentes (abundância, biomassa e riqueza). Nas análises, utilizamos apenas as cepas com grau de decomposição 1 e 2, ou seja, de corte mais recente, de forma a acomodar na janela temporal de remoções realizadas em 2019, após os dados mais recentes fornecidos pelo Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), no site PEDI (2015-2018). Para cada variável resposta, utilizou-se um modelo linear generalizado misto (GLMM). As parcelas foram consideradas como fator aleatório, com o objetivo de reduzir o viés de pseudo-replicação. Utilizamos a distribuição Gaussiana no modelo de resposta à biomassa e a distribuição de Poisson para modelos de abundância e riqueza.

Posteriormente, os modelos foram selecionados de acordo com a metodologia de Zuur et al. (2009), utilizando o Critério de Akaike (AIC) para comparações de modelos. Realizamos todas as análises utilizando o software R, versão 3.6.0 (R Core Team, 2019), utilizando as funções lme (Package nlme; e glmer (Package lme4 (PINHEIRO; BATES, 2017).

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1. Padrão geral do corte seletivo no PEDI – Espécies e abundância**

Como resultado, foram registradas 290 cepas, distribuídas da seguinte forma na cronossequência: 216 em quatro parcelas de floresta madura (FM); 15 na floresta regenerante tardia (FRT) e 59 na floresta em regeneração inicial (FRI) (Tabela 4). A densidade de cepas encontradas nas parcelas corresponde a 54 ind.ha<sup>-1</sup> em FM; 5 ind.ha<sup>-1</sup> em FRT; e 20 ind.ha<sup>-1</sup> em FRI.

Do total de cepas encontradas neste estudo, 267 (92%) estavam no grau de decomposição 1 e 2, e a maioria foi identificada ao nível de espécie. A identificação gerou uma riqueza de 55 espécies que estiveram distribuídas em 25 famílias botânicas, mais a categoria Indeterminada, todas extraídas com ferramenta de corte. Na FM, foram registradas 41 espécies, seguida da FRI, com 20 espécies e FRT, com oito espécies. A lista completa de espécies encontradas está disponível na Tabela 4. Considerando apenas os cortes mais recentes, o total de cepas registradas em FM caiu para 48 ind.ha<sup>-1</sup>.

Deste modo, vemos a extração de madeira no PEDI é uma situação preocupante, principalmente por ser crônica, que poderá se estender por longos anos, afetando negativamente a densidade e composição da floresta. É importante ressaltar que, quando a conversão de serviço ecossistêmico ocorre de modo persistente, as consequências poderão ser irreversíveis, por afetarem a floresta e a manutenção dos serviços ecossistêmicos, e trazendo sérios prejuízos econômicos e ambientais (COSTANZA et al., 2014).

**Tabela 4.** Registro total das espécies e famílias botânicas amostradas como cepas (troncos cortados), em três graus de decomposição, na cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FM - floresta madura; FRT - floresta regenerante tardia; FRI - floresta regenerante inicial.

<b>FAMÍLIA / ESPÉCIE</b>	<b>FRI1</b>	<b>FRI2</b>	<b>FRI3</b>	<b>FRT1</b>	<b>FRT2</b>	<b>FRT3</b>	<b>FM1</b>	<b>FM2</b>	<b>FM3</b>	<b>FM4</b>
<b>ANACARDIACEAE</b>	-	-	6	-	-	-	-	1	-	5
<i>Anacardium occidentale</i> L.	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	-	-	3	-	-	-	-	1	-	-
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
<b>APOCYNACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Tabernaemontana coriacea</i> Link ex Roem. &Schult.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<b>ARALIACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2
<b>BURSERACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	1	6	-	2
<i>Protium giganteum</i> Engl.	-	-	-	-	-	-	-	6	-	1
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand.	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<b>CELASTRACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-
<b>CLUSIACEAE</b>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tovomita brevistaminea</i> Engl.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<b>FABACEAE</b>	-	-	2	-	4	1	-	3	2	4
<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S.Irwin&Barneby.	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hymenaea rubriflora</i> Ducke.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	-	-	-	-	4	-	-	2	-	3
<b>HUMIRIACEAE</b>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme.	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<b>HYPERICACEAE</b>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-

Continuação...

<b>FAMÍLIA / ESPÉCIE</b>	<b>FRI1</b>	<b>FRI2</b>	<b>FRI3</b>	<b>FRT1</b>	<b>FRT2</b>	<b>FRT3</b>	<b>FM1</b>	<b>FM2</b>	<b>FM3</b>	<b>FM4</b>
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<b>LAURACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	4	-	4
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez, O	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Ocotea canaliculata</i> (Meisn.) Mez	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Ocotea gardneri</i> (Meisn.) Mez.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Ocotea limae</i> Vattimo-Gil.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<b>LECYTHIDACEAE</b>	-	-	3	-	-	-	6	-	-	1
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	-	-	29	-	-	-	6	-	-	1
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<b>MALVACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A.Robyns	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<b>MELASTOMATACEAE</b>	-	-	2	-	1	-	-	3	-	3
<i>Miconia affinis</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Miconia amacurensis</i> Wurdack DC.	-	-	1	-	1	-	-	3	-	28
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<b>MORACEAE</b>	-	-	1	-	-	1	2	6	-	22
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber.	-	-	1	-	-	-	-	6	-	3
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby.	-	-	-	-	-	1	-	-	-	19
<b>MYRTACEAE</b>	-	-	7	-	1	-	-	1	-	5
<i>Eugenia umbrosa</i> O.Berg	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eugenia uniflora</i> L.	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	-	-	2	-	-	-	-	1	-	4
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<b>PERACEAE</b>	-	-	1	-	4	-	-	9	-	21
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miersex Benth.	-	-	-	-	4	-	-	9	-	21
<i>Richeria grandis</i> Var. Grandis	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<b>PRIMULACEAE</b>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-

Continuação...

<b>FAMÍLIA / ESPÉCIE</b>	<b>FRI1</b>	<b>FRI2</b>	<b>FRI3</b>	<b>FRT1</b>	<b>FRT2</b>	<b>FRT3</b>	<b>FM1</b>	<b>FM2</b>	<b>FM3</b>	<b>FM4</b>
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<b>RUBIACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Rudgea umbrosa</i> Müll.Arg.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<b>SALICACEAE</b>	-	-	1	-	-	-	-	2	-	2
<i>Casearia javitensis</i> Kunth.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<b>SAPINDACEAE</b>	-	-	1	2	-	-	-	1	-	2
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Talisia macrophylla</i> (Mart.) Radlk.	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-
<i>Talisia retusa</i> R.S. Cowan.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<b>SAPOTACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	2	8	-	5
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D. Penn.	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
<i>Pouteria gardneriana</i> (A.DC.) Radlk.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	-	-	-	-	-	-	1	6	-	2
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<b>VIOLACEAE</b>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Hymenaea rubriflora</i> Ducke.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>2</b>	<b>-</b>	<b>55</b>	<b>2</b>	<b>11</b>	<b>2</b>	<b>14</b>	<b>80</b>	<b>4</b>	<b>121</b>

Tratando-se de uma floresta urbana, sabe-se que o crescimento urbano e das populações de baixa renda que vivem no entorno de florestas tende a aumentar de forma rápida, e este efeito, além de provocar escassez de serviços ecossistêmicos, leva à extinção de espécies vegetais; é o aprofundamento das desigualdades sociais somado ao impacto na biodiversidade global (MEA, 2005; SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012; GONG; HU, 2016). Isso pode ser nitidamente observado no entorno da floresta objeto de pesquisa, na qual o corte de madeira é histórico e poderá se aprofundar ainda mais nos próximos anos, uma vez que nossos dados apontam que cerca de 85% das cepas apresentavam caules finos ( $DAP < 10$  cm), o que caracteriza indivíduos regenerantes. Desta forma, é pertinente ressaltar, que se esses indivíduos não tivessem sido alvo de corte seletivo, poderiam no futuro próximo contribuir na manutenção dos serviços ecossistêmicos locais, principalmente no estoque de carbono. Além das extrações aqui documentadas, também foi constatado por Fonseca et al. (2014), quedas de árvores nas áreas de estudo, o que implica dizer que já existem quedas naturais em excesso, que impactam o armazenamento de biomassa, e que a sobrevivência dos indivíduos registrados como cepas seria fundamental para manter os estoques de biomassa e carbono.

É importante ressaltar que, o corte de árvores contribui para que todo o ecossistema seja impactado, mas também afeta o bem estar humano. Portanto, é fundamental que existam ações que melhor supervisionem os pontos críticos das áreas de conservação, para impedir as ações de corte seletivo (RIBEIRO et al., 2015). Principalmente porque estas ações podem estar atreladas à falta de recursos que afeta rendimentos familiares na medida em que as pessoas procuram substitutos que são adquiridos por compra, exigindo o gasto de dinheiro. O aumento das despesas com produtos alternativos (e aumento da pobreza) pode gerar ainda mais dependência sobre os recursos naturais, o que tende a aumentar a gama de problemas sociais e ambientais (DE MEDEIROS et al., 2012). Diante dos inúmeros registros de árvores removidas, medidas urgentes devem ser implementadas, porque identificamos através do grau de decomposição cortes muito recentes, e cortes antigos, sinalizando que o processo é crônico e silencioso.

Os estudos apontam que o corte de lenha na Mata Atlântica é frequentemente relacionado à queima para produção de combustível, mas existem outras categorias de uso que podem estar atreladas as extrações de recursos madeireiros (TABUTI; DHILLION; LYE, 2003; LIVESLEY et al., 2016; LAURANCE et al., 2020; TABARELLI et al., 2020). Sobre este aspecto, existe um tempo médio para reposição da

madeira com base nas categorias de uso, por exemplo: com finalidade de construção, o tempo é de 16,9 anos, sendo maior do que o tempo para tecnologia (4,3 anos) e lenha (55,6 dias) (DE MEDEIROS et al., 2011). Isso quer dizer que o tempo de rotatividade do corte para produção de combustível é ainda mais destrutivo, porque, além de requerer queima imediata do recurso, a quantidade é sempre maior em relação às outras categorias de uso (DE MEDEIROS et al., 2011; ALBUQUERQUE et al., 2018). Portanto, faz-se necessário investigar se os cortes seletivos identificados por esta pesquisa tenham sido para produção de combustível, porque isso poderá em um curto intervalo de tempo reduzir substancialmente a abundância e riqueza de espécies florestais, visto que a rotatividade para esta categoria é maior (DE MEDEIROS et al., 2012).

A avaliação para perda de recursos florestais pode ser melhor compreendida nos estudos de Albuquerque et al. (2018), quando apontam que o ser humano continuará a modificar a biodiversidade global, por meio de atividades curtas e duradouras, mas salienta que reconhecer estas ações é essencial para as futuras transformações contemporâneas, principalmente porque na maioria das vezes as ações estão atreladas às preferências e motivações. Além disso, De Medeiros et al. (2012) apontam que as principais modificações na paisagem também estão atreladas à escolarização da população residente, à falta de oportunidades de emprego formal, às preferências por espécies florestais, à facilidade no acesso à área e à proximidade de residências das formações florestais.

Durante a execução da coleta de dados da presente pesquisa, foram identificados barulhos e ruídos (carro-de-som, motocicletas, caixa-de-som e vozes humanas), que podem ser considerados como sinais de aproximação da comunidade residente do entorno, especialmente nas proximidades da FM. Buxton et al. (2017), analisando os efeitos dos ruídos em áreas protegidas nos Estados Unidos, perceberam que os impactos são intensos e provocam consequentes modificações na composição da comunidade florestal. Porém, o que mais preocupa na presente pesquisa são os acessos frequentes das pessoas por meio das trilhas. Principalmente porque pouco se conhece a respeito da dinâmica e do comportamento das espécies contidas no interior do PEDI.

O fragmento florestal do PEDI é geralmente utilizado no fornecimento do serviço “cultural” que permite o acesso direto de pessoas ao fragmento, para conhecer de perto as funções ecossistêmicas, que são fundamentais ao bem estar humano (COSTANZA et al., 1998; MEA; 2005; DE GROOT et al., 2010; COSTANZA et al., 2014). Por isso, o PEDI apresenta trilhas que são utilizadas para momentos de aprendizado, recreação,



passeios ecológicos com técnicos e profissionais que conduzem as pessoas de modo seguro (AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE MEIO AMBIENTE, 2014). Porém, essas trilhas têm sido utilizadas na inserção de pessoas que rotineiramente extraem madeira como sinal de conversão de serviço de regulação em provisão.

Sendo assim, infere-se por meio desta pesquisa que o principal objetivo da conversão é para a produção de combustível, e, por isso, está estruturada de acordo com as idades da cronossequência no PEDI. O estudo de Santos (2019) realizou a ordenação das ações antrópicas por idades florestais e constatou que a floresta madura apresenta maiores traços antrópicos em comparação com as outras idades. A referida pesquisa apontou que a FM foi a área de interesse pela população local, devido à sua fisionomia vegetal, falta de vigilância, proximidade e facilidade de acesso nas bordas.

Essas ações discordam do que é preconizado pela IUCN (1994), quando afirma que as áreas de conservação são consideradas como um pilar de estratégias para desenvolvimento e proteção à diversidade biológica. Contudo, apesar desta situação de vulnerabilidade pelas quais a floresta vem passando, pesquisas apontam que a proteção de áreas reduz de 10 a 20 vezes o desmatamento dos ecossistemas, como visto na floresta Amazônica (FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005). Nesta pesquisa, percebeu-se que a população não circula livremente na unidade; com isso acreditamos que a população tem consciência do que faz e que este é um momento importante para se trabalhar a conservação com os moradores do entorno.

Sobre as áreas menos afetadas pelo corte (FRT), pode-se dizer que toda área florestal onde existe menor exploração revela uma oportunidade aos tomadores de decisões para traçarem estratégias que possam assegurar a riqueza biológica do local (DAMSCHEIN et al., 2006; RIBEIRO et al., 2009). Os dados desta pesquisa representam a delicada situação histórica que o PEDI vem passando, visto que todas as idades da cronossequência estão em situação de desmatamento crônico. Conforme os estudos de Fonseca et al. (2014), não há amparo legal que possibilite o corte de lenha em UCs de proteção integral por populações residentes do seu entorno.

É importante ressaltar que existem moradias com estruturas cobertas de madeiras muito próximas à área de estudo. Observou-se também fogão a lenha no entorno de algumas casas, o que indica que uma parcela da população depende da lenha para produção de combustível. Além disso, também registramos novas trilhas com características de que foram abertas recentemente, implicando no aumento da inserção de pessoas nas florestas e conseqüentemente da extração de recursos florestais. Contudo, as

questões socioculturais dos povos residentes ao entorno do fragmento precisam ser mais bem investigadas, visto que as questões econômicas já são reconhecidas como fortes indicadores para extração de recursos madeireiros, como aponta De Medeiros et al., (2012). Os estudos de Albuquerque et al. (2018) enfatizam que as ações baseadas em práticas culturais podem desencadear situações crônicas de desflorestamento severo, provocando distúrbios antropogênicos irreversíveis na riqueza e composição das espécies.

Os maiores registros de extração na FM foram das espécies *Miconia amacurensis* (Melastomataceae), *Pogonophora schomburgkiana* (Peraceae) e *Helicostylis tomentosa* (Moraceae). Já para FRI *Eschweilera ovata* (Lecythidaceae), *Anacardium occidentale* (Anacardiaceae) e *Myrcia spectabilis* (Myrtaceae) foram as mais coletadas, e na FRT: *Parkia pendula* (Fabaceae), *P. schomburgkiana* e *Talisia macrophylla* (Sapindaceae) (Tabela 5). As espécies aqui identificadas foram as que apresentaram maiores registros de extração em detrimento das outras. Isso implica dizer que as ações de extração poderão levar essas espécies ao declínio em curto espaço de tempo, tendo em vista que a rotatividade da coleta para essas espécies também foi alta quando relacionada com a produção de combustível (DE MEDEIROS et al., 2016).

**Tabela 5.** Registro das espécies com maior supressão, representadas como cepas (trancos cortados) na cronosequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. FM - Floresta Madura; FRT - Floresta Regenerante Tardia; FRI - Floresta Regenerante Inicial.

Idade	Espécie	Biomassa (kg)	Abundância
FM	<i>Miconia amacurensis</i>	999.26	31
FM	<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	457.98	29
FM	<i>Helicostylis tomentosa</i>	434.42	19
FM	<i>Protium heptaphyllum</i>	231.92	2
FM	<i>Eschweilera ovata</i>	217.89	7
FM	<i>Myrcia guianensis</i>	148.32	13
FM	<i>Indeterminada</i>	128.84	12
FM	<i>Miconia affinis</i>	127.77	2
FM	<i>Pouteria bangii</i>	123.17	3
FM	<i>Pouteria torta</i>	114.29	9
FM	<i>Brosimum guianense</i>	113.44	9
FM	<i>Parkia pendula</i>	110.24	5
FM	<i>Protium giganteum</i>	96.59	7
FM	<i>Thyrsodium spruceanum</i>	86.68	5
FM	<i>Hymenaea rubriflora</i>	85.44	2
FM	<i>Schefflera morototoni</i>	65.05	3
FM	<i>Ocotea gardneri</i>	60.44	3
FM	<i>Casearia javitensis</i>	52.97	2
FM	<i>Chamaecrista ensiformis</i>	31.83	2
FM	<i>Inga thibaudiana</i>	30.99	1
FM	<i>Maytenus obtusifolia</i>	30.53	3
FM	<i>Eriotheca macrophylla</i>	25.30	1

Continuação...

<b>Idade</b>	<b>Espécie</b>	<b>Biomassa (kg)</b>	<b>Abundância</b>
FM	<i>Cupania oblongifolia</i>	24.99	2
FM	<i>Tovomita brevistaminea</i>	21.51	1
FM	<i>Casearia sylvestris</i>	20.81	2
FM	<i>Brosimum rubescens</i>	18.76	2
FM	<i>Richeria grandis</i>	17.97	1
FM	<i>Tabernaemontana coriacea</i>	15.53	1
FM	<i>Pouteria gardneriana</i>	14.25	1
FM	<i>Rudgea umbrosa</i>	12.71	1
FM	<i>Ocotea canaliculata</i>	11.87	2
FM	<i>Ocotea limae</i>	11.28	1
FM	<i>Paypayrola blanchetiana</i>	11.28	1
FM	<i>Himatanthus phagedaenicus</i>	10.60	1
FM	<i>Ocotea brachybotrya</i>	9.13	1
FM	<i>Myrcia sylvatica</i>	8.57	1
FM	<i>Tapirira guianensis</i>	8.57	1
FM	<i>Ocotea indecora</i>	7.51	1
FM	<i>Pradosia lactescens</i>	7.51	1
FM	<i>Pouteria grandiflora</i>	6.53	1
FM	<i>Talisia macrophylla</i>	4.66	1
FRT	<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	94.09	4
FRT	<i>Parkia pendula</i>	63.33	4
FRT	<i>Helicostylis tomentosa</i>	58.70	1
FRT	<i>Chamaecrista ensiformis</i>	36.02	1
FRT	<i>Miconia amacurensis</i>	14.09	1
FRT	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i>	10.60	1
FRT	<i>Talisia macrophylla</i>	10.14	2
FRT	<i>Eugenia uniflora</i>	7.58	1
FRI	<i>Eschweilera ovata</i>	362.18	29
FRI	<i>Anacardium occidentale</i>	109.76	3
FRI	<i>Myrcia spectabilis</i>	58.03	3
FRI	<i>Indeterminada</i>	52.52	4
FRI	<i>Talisia retusa</i>	43.14	1
FRI	<i>Tapirira guianensis</i>	34.60	3
FRI	<i>Myrcia guianensis</i>	21.74	2
FRI	<i>Eugenia umbrosa</i>	16.83	1
FRI	<i>Miconia minutiflora</i>	15.22	1
FRI	<i>Hymenaea courbaril</i>	13.16	2
FRI	<i>Casearia javitensis</i>	12.71	1
FRI	<i>Miconia amacurensis</i>	9.92	1
FRI	<i>Myrsine guianensis</i>	8.14	1
FRI	<i>Vismia guianensis</i>	8.02	1
FRI	<i>Lecythis pisonis</i>	6.54	1
FRI	<i>Erythroxylum citrifolium</i>	6.06	1
FRI	<i>Eugenia uniflora</i>	5.59	1
FRI	<i>Clusia nemorosa</i>	5.39	1
FRI	<i>Pera glabrata</i>	4.51	1
FRI	<i>Brosimum guianense</i>	4.44	1
<b>Total</b>		<b>5110.45</b>	<b>267</b>

Durante a análise dos dados, percebemos que o tipo de corte também pode indicar a finalidade do uso, de acordo com o instrumento utilizado para o corte (KIEN;

HARWOOD, 2017). Por meio da identificação das espécies, algumas das que foram cortadas apresentam propriedades caloríferas importantes para produção de combustível. *Pogonophora schomburgkiana*, *Myrcia guianensis* e *Miconia amacurensis* são comumente utilizadas por comunidades rurais (ALBUQUERQUE et al., 2008; 2018). Contudo, estudos acerca desta categoria de uso do serviço precisariam ser estruturados com a população local do entorno do PEDI. Conforme Ribeiro et al. (2009), trabalhos que visem a conservar remanescentes têm sido ponto chave para a conservação de florestas, visto que muitas áreas florestais estão diminuindo em diversas regiões do mundo. Os estudos de Santo-Silva et al. (2016) alertam que a extração de lenha empobrece até os remanescentes mais bem conservados do mundo.

Outra questão importante a ser considerada é o fato de algumas espécies terem sido pouco procuradas e estarem representadas pelo baixo número de cepas encontradas. Comparando-se com o banco de dados do programa PPBio, vimos que, embora a abundância de algumas espécies seja quantitativamente maior em relação aos outras conforme registros de 2018, é importante salientar que as espécies com menor número de indivíduos extraídos foram as de menor abundância no fragmento. Conforme Martorell e Peters (2005) os efeitos causados pelas ações humanas na extração das espécies florestais coloca em risco as espécies locais da área, principalmente porque estas ações quase sempre estão atreladas a critérios de coletas. Por isso, se faz necessário entender como funciona a dinâmica das espécies presentes no banco de dados. De acordo com Tabuti; Dhillion e Lye (2003), a colheita de lenha para o uso doméstico ou comercial, além de causar a diminuição na abundância de espécies, provoca o empobrecimento total das comunidades.

Em um estudo realizado na Mata Atlântica, Albuquerque et al. (2008) perceberam que os indivíduos das espécies *Eschweilera ovatta* e *Pogonophora schomburgkiana* foram as mais extraídas por meio do corte, e o principal objetivo para o uso era produção de combustível, demonstrando os maiores volumes de madeira armazenada na análise estatística. Estes dados corroboram com os registrados por esta pesquisa, pois as mesmas espécies estão entre as três mais exploradas. Assim, para as espécies que apresentam maiores valores de procura, a taxa de rotatividade é maior em menor tempo (DE MEDEIROS et al., 2011).

Os estudos de Kien e Harwood (2017), realizados com uma população humana que reside no entorno de florestas urbanas protegidas no Vietnã, descobriram que de toda lenha extraída em quatro províncias, cerca de 20% do uso estava voltado a produção de

energia em residências. Já o estudo de KEENAN et al. (2015) relatou que cerca de 84% da biomassa extraída é provocada por culturas insustentáveis de fontes tradicionais no Vietnã, a produção de energia. Na região metropolitana do Recife, mais especificamente em um fragmento de Mata Atlântica, De Medeiros (2011) apontam que 92% de toda madeira extraída é utilizada para a produção de energia.

A exploração de madeira em áreas protegidas provoca uma série de fatores, tais como perda de habitats e principalmente a extinção de espécies (LUCENA et al., 2012). Por isso, é fundamental a sua proteção para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (TILMAN et al. 2011). Além disso, as ações de desmatamento comprometem a estrutura da assembleia regenerante do local, o que pode ser um risco para a área de estudo, visto a gravidade da situação do desmatamento em outras áreas florestais (TABARELLI et al. 2010).

Além das espécies que já foram mencionadas, a presente pesquisa também alerta quanto ao aumento das pressões extrativistas em particular sobre as espécies *Miconia amacurensis*, *Helicostylis tomentosa*, *Protium heptaphyllum* e *Parkia pendula*. Essas espécies apresentam altos valores de preferências, e são geralmente destinadas também à produção de combustível (CONDE et al., 2017). Por isso, alertamos que se o processo seletivo de espécies permanecer no PEDI, poderá comprometer todos esforços implementados e estruturados para a conservação da unidade.

Ressalta-se que o uso e a conversão dos serviços ecossistêmicos por populações humanas podem estar fortemente relacionados à percepção que esses grupos têm da abundância ou escassez dos serviços disponíveis (CAMPOS et al., 2018). Diante das espécies extraídas, é importante verificar se a população do entorno está percebendo a mudança na composição da floresta, pois acreditamos que na ausência de percepção por parte dos moradores como um agente causador dessas alterações, será reforçada a necessidade de desenvolvimento de estratégias de conservação, a fim de garantir erradicação das ações crônicas.

#### **4.2. Padrão geral do corte seletivo no PEDI - Biomassa**

Os resultados contabilizaram, para as 267 cepas de corte mais recente, uma remoção geral de biomassa de 5.11 Mg ou 0,57 Mg.ha<sup>-1</sup> em um ano, sendo a maior quantidade na FM (1.0 Mg.ha<sup>-1</sup>), seguida pela FRI (0.3993 Mg.ha<sup>-1</sup>) e FRT (0.0982 Mg.ha<sup>-1</sup>) (Tabela 6). Diante dos resultados, podemos observar que a Floresta Madura apresentou maior perda de biomassa chegando a aproximadamente 79% do total

registrado. Algumas espécies tiveram alta remoção de biomassa (Tabela 5), mas baixa densidade, pois a quantidade de biomassa estocada varia conforme a circunferência e idade dos indivíduos (FONSÊCA et al. 2019). O aumento da conversão de biomassa foi progressivo com a idade, comportamento esperado numa cronosequência. A expressiva perda de biomassa na FM em comparação com as outras florestas na cronosequência mostra o quanto a FM tem sido drasticamente afetada no que se refere à conversão de regulação em provisão.

Os valores encontrados para biomassa perdida acima do solo por meio de corte ilegal no PEDI são uma expressão real de como as atividades têm prejudicado a conservação e manutenção dos serviços ecossistêmicos na área. Esta realidade tem se mostrado preocupante principalmente em escala global, uma vez que os registros disponíveis informam que todos os anos perdemos cerca de 13 milhões de hectares pelo desmatamento no Brasil e no mundo (MEA, 2005). Essas ações são ainda mais significativas quando estimativas das emissões de carbono giram em torno de 5,6 a 8,6, o que faz resultar no desaparecimento de 14.000 a 40.000 mil árvores das florestas tropicais (POORTER et al., 2016). As ações que provocam redução de biomassa no PEDI, por serem crônicas, retardam o restabelecimento do estoque de carbono (CHAZDON, 2008) e da manutenção dos serviços de regulação climática.

Desta forma, frisamos que as ações crônicas de conversão dos serviços de regulação em provisão no estoque de biomassa têm sido uma demanda conflitante (*trade-off*) permanente. Embora as florestas estudadas, sobretudo, as de regeneração inicial e floresta regeneração tardia, tenham sido as que menos sofreram pressão no que se refere à remoção de biomassa, os valores de biomassa acima do solo (BAS) são expressivos do ponto vista de perda. Um estudo recente avaliando o estoque de biomassa em florestas que, após abandono estão se regenerando naturalmente, perceberam que a sucessão pode ser interrompida caso haja ações crônicas de desmatamento (POORTER et al., 2016).

Shimamoto et al. (2018) apontam que as ações de restauração contribuíram para um aumento significativo nos níveis de indicadores ecológicos de SE (reservatório de carbono, atributos do solo e proteção da biodiversidade) em comparação com as áreas perturbadas. Neste caso, se as ações de desmatamento permanecerem como o registrado por esta pesquisa, poderá comprometer os serviços ainda disponíveis. Sobre este ponto, Clark (2007) alerta que, enquanto os efeitos permanentes de mudanças climáticas são difíceis de se reverter e podem durar séculos, as ações antrópicas que afetam o

armazenamento de carbono comprometem totalmente o estoque de biomassa em curto espaço de tempo, principalmente se estiverem atreladas às questões de urbanização (SILVA-JUNIOR et al., 2018).

**Tabela 6.** Variáveis de oferta (disponibilidade) de árvores extraídas e da assembleia viva amostradas em uma cronosequência no Parque Estadual Dois Irmãos (PEDI), Recife, Pernambuco, Brasil, por área e idade florestal. DBH, diâmetro na altura do peito (1.30 m); SD, desvio padrão; Mg, megagrama; ha, hectares; ind, indivíduos.

Áreas	Parcelas	Árvores cortadas				Árvores vivas			
		Biomassa	Riqueza	Abundância	DAP (cm)	Biomassa	Riqueza	Abundância	DAP (cm)
		(Mg.ha <sup>-1</sup> )	(Espécies.ha <sup>-1</sup> )	(Ind.ha <sup>-1</sup> )	Média±DP	(Mg.ha <sup>-1</sup> )	(Espécies.ha <sup>-1</sup> )	(Ind.ha <sup>-1</sup> )	Média±DP
Floresta madura	MF1	0.0318	1	2.00	6.63±2.4	183.99	94	1201	12.9±10.5
	MF2	2.6842	23	108.00	7.92±1.7	342.83	87	1128	15.8±14.3
	MF3	0.4673	6	13.00	7.99±4.2	277.16	65	1118	14.1±13.2
	MF4	0.8341	25	70.00	5.80±1.7	262.41	77	656	17.8±15.2
<b>Total</b>		<b>4.0174</b>	<b>41</b>	<b>193.00</b>	<b>7.16±2.3</b>	<b>1066.39</b>	<b>173</b>	<b>4103</b>	<b>14.8±13.3</b>
<b>Total por hectare</b>		<b>1.0044</b>		<b>48.25</b>		<b>266.60</b>		<b>1026</b>	
Floresta regeneração tardia	FRT1	0.1897	5	11.00	6.98±1.4	67.43	111	1688	9.04±4.9
	FRT2	0.0947	2	2.00	10.6±1.4	54.28	50	1055	9.94±5.6
	FRT3	0.0101	1	2.00	4.46±0.1	46.76	57	1067	9.69±4.9
<b>Total</b>		<b>0.2946</b>	<b>8</b>	<b>15.00</b>	<b>7.12±2.1</b>	<b>168.47</b>	<b>146</b>	<b>3810</b>	<b>9.48±5.1</b>
<b>Total por hectare</b>		<b>0.0982</b>		<b>5.00</b>		<b>56.16</b>		<b>1270</b>	
Floresta regeneração inicial	FRI1	0.7560	20	56.00	6.08±1.9	131.36	59	921	12.9±9.6
	FRI2	0.0425	1	3.00	6.60±0.7	20.16	54	586	8.68±4.1
	FRI3	-	-	-	-	7.51	24	91	10.8±7.9
<b>Total</b>		<b>0.7985</b>	<b>20</b>	<b>59.00</b>	<b>6.11±1.8</b>	<b>159.03</b>	<b>88</b>	<b>1598</b>	<b>11.31±8.2</b>
<b>Total por hectare</b>		<b>0.2662</b>		<b>19.67</b>		<b>53.01</b>		<b>533</b>	
Total geral		5.1105	55	267.00	6.93±2.2	1393.89	265	9511	<b>12.2±10.4</b>
<b>Total por hectare</b>		<b>0.5678</b>		<b>26.70</b>		<b>139.39</b>		<b>951</b>	



A redução de biomassa arbórea por meio do corte seletivo com maior intensidade em FM mostrou-se intensamente atrelada às questões de proximidade e facilidade de acesso em suas bordas, somada a oferta e uso do serviço, bem como do porte das plantas. Observou-se também que, na FM, a quantidade de indivíduos cortados foi maior quantitativamente em relação aos diâmetros dos indivíduos em FRT e FRI. Isto sugere que as pessoas que entraram na floresta conhecem bem as áreas e agem com critérios bem estabelecidos. Esse tipo de comportamento baseado em categoria de uso foi observado por Albuquerque et al. (2018). A redução de biomassa por meio das ações de antropização pode estar relacionada às preferências pelos diâmetros dos indivíduos arbóreos, uma vez que registramos indivíduos com maiores diâmetros, o que conseqüentemente subtrai maiores quantidades de BAS.

Os resultados aqui apresentados nos permitem enxergar que uma considerável quantidade de BAS e serviços ecossistêmicos de regulação estejam em declínio nas diferentes idades da cronossequência, o que também foi registrado em outras áreas do Brasil, nas quais o processo de extração de madeira ameaça não apenas o estoque de carbono, mas a biodiversidade local (TSCHARNTKE et al., 2012; BUSA, 2013; SPECHT et al., 2015; CAVIEDES; IBARRA, 2017). As florestas aqui estudadas experimentam níveis difusos e graves de distúrbios crônicos em pequena escala, mas de alta frequência.

É pertinente ressaltar que a dinâmica da conversão de SE, por meio da extração de madeira pode ser descrita através da análise socioeconômica. Ribeiro et al. (2011), investigaram que na região do semiárido, as ações de desmatamento proveniente da economia baseada no extrativismo podem ser responsáveis pela conversão de florestas maduras em estágios sucessionais secundários, relacionada à constante extração de produtos florestais e culturas de pecuária. Essas ações ainda não foram devidamente explicitadas no plano de manejo do PEDI.

Conforme Specht et al. (2015), a remoção crônica de lenha em Mata Atlântica primárias e secundárias está associada às populações rurais de baixa renda. As características das espécies primárias foram um ponto forte para conversão do serviço usado na produção de combustível, registrando 76% do total. Infelizmente, no Brasil, mesmo esses estudos sendo essenciais, ainda há muito a se fazer, contudo os poucos trabalhos científicos que existem sugerem que a pobreza está positivamente correlacionada com o consumo de lenha para produção de combustível (RAMOS; ALBUQUERQUE, 2012; RAMOS et al., 2008).

Além disso, os estudos De Medeiros et al. (2012) apontam que as características socioeconômicas de comunidades rurais explicam até 31% do consumo de lenha na região e a renda mensal foi a variável mais importante. Contudo, a pobreza não é a única e, às vezes, também não é o principal fator determinante da dependência de lenha (ALBUQUERQUE et

al., 2009). Fatores como proximidade às fontes (remanescentes florestais), acesso a terras privadas, e públicas disponibilidade de mão-de-obra para extração e o acesso a outras fontes de energia podem ajudar a explicar a quantidade de lenha extraída pelos povos (DE MEDEIROS et al., 2012; RAMOS et al., 2008). Vale ressaltar que o problema de extração de lenha é crônico e histórico, mesmo sendo em uma área de proteção integral, por isso deve ser vista como uma oportunidade para ajudar a entender como as populações que residem no entorno são levadas a tomarem decisões que afetam o estoque de carbono na área.

Observamos também que na área de regeneração tardia e inicial existiam clareiras e espécies florestais de pequeno e médio porte. Essas características estão relacionadas à sucessão inicial e à magnitude dos distúrbios crônicos de pequena escala, e são um componente-chave da qualidade da paisagem (MELO et al., 2013). Os nossos resultados sugerem que além dos acessos facilitados por trilhas, proximidade da população as bordas e ausência de vigilância, as necessidades econômicas devem ser levadas em consideração.

#### **4.3. Direcionadores da conversão – Disponibilidade na assembleia viva e acesso**

As 267 cepas aqui analisadas representam uma redução de 2,8% da abundância de 9511 indivíduos e 0,37% da biomassa total de 1393,89 Mg da assembleia viva amostradas no banco de dados do PPBio (10 hectares) (ver Tabela 6). Já as 55 espécies registradas como cepas representam 20,8% das 265 espécies disponíveis na comunidade arbórea.

Na análise dos dados (Tabela 7), verificou-se que a abundância de árvores cortadas foi influenciada pela idade na cronossequência, com maior extração na FM ( $z = 2,41$ ,  $df = 20$ ,  $p = 0,01$ ). Entretanto, a menor extração foi em FRT ( $z = 2,90$ ,  $df = 20$ ,  $p = 0,003$ ), apesar de sua maior disponibilidade de árvores em comparação à FRI. Isso implica dizer que abundância de plantas na FM é direcionadora para a conversão dos serviços e exploração florestal, mas as pessoas não são conduzidas a explorar pela abundância na FRT. Esse padrão é explicado pelo fato de as variáveis indicadoras de acessibilidade também influenciarem para um maior corte de árvores, de modo que locais (parcelas) mais próximas às bordas e espaços urbanizados ( $z = -2,943$ ,  $df = 20$ ,  $p = 0,003$ ) e terrenos com as menores declividades ( $z = -2,173$ ,  $df = 20$ ,  $p = 0,029$ ) foram os mais explorados (Figura 6). As áreas com maior disponibilidade de biomassa tiveram o número máximo de árvores derrubadas ( $z = -3,06$ ,  $df = 20$ ,  $p = 0,002$ ). A perda de biomassa, porém, não esteve relacionada à idade, disponibilidade de recursos ou variáveis de acesso, pois todos os valores foram não significativos (Tabela 7).

O corte maior em FM e FRI pode ser explicado pela proximidade da área urbana e falta de vigilância, fatores que podem induzir as pessoas a extraírem recursos madeireiros e não madeireiros, como também constatado por Ribeiro et al. (2015). Tendo em vista que as parcelas mais exploradas estão localizadas próximas à comunidade do entorno, as pessoas encontram o recurso com maior facilidade em relação às outras áreas, que além de serem mais distantes do meio urbano, têm acesso mais difícil. Ainda a sobre maior proximidade e retirada de madeira, De Medeiros et al. (2011) constataram que 92% dos cortes de madeira são preferencialmente em locais onde o acesso é rápido e a abundância é maior. Conforme Tabuti; Dhillon e Lye (2003), distâncias percorridas até as áreas de coleta de lenha são curtas e pouco tempo é gasto.

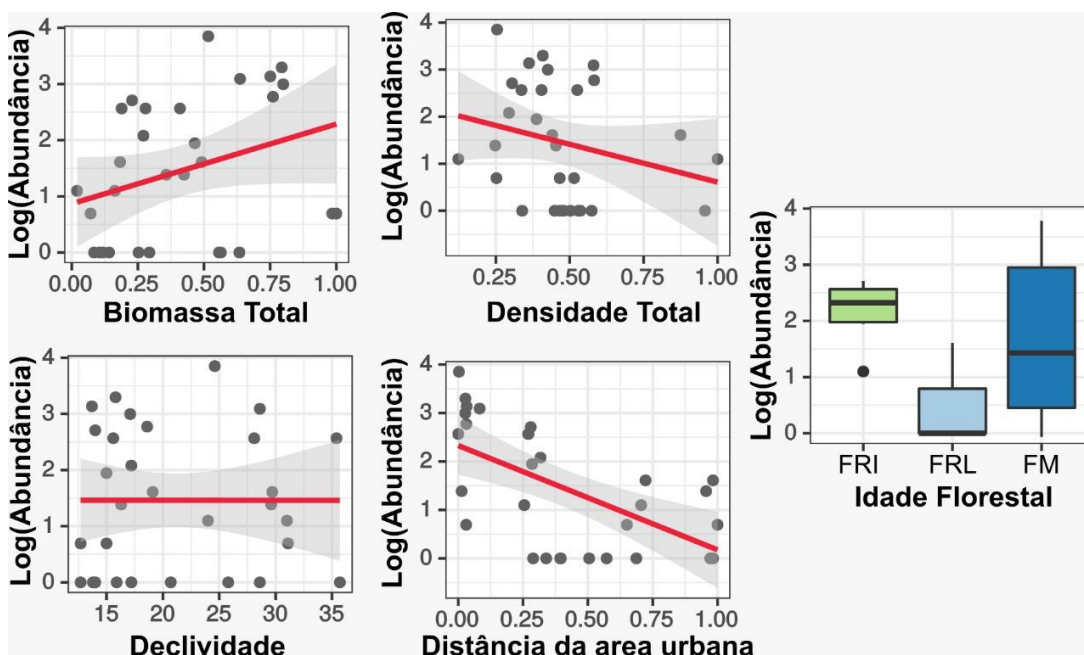
**Tabela 7.** Resultado dos Modelos Lineares Mistos (GLMM) entre diferentes fatores bióticos e abióticos (idades, distância da trilha, distância urbana, biomassa total, densidade total, riqueza de espécie e declividade) *versus* perda de abundância, riqueza e abundância de espécies arbóreas amostradas como tocos (troncos cortados). Os \* sinalizam as variáveis explicativas com efeito significativo na remoção, na cronossequência no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil.

Variável dependente	Variável resposta	Std.		Df	t	z	Pr(> t )	Pr(> z )
		Estimativa	Error					
Abundância	Floresta regeneração tardia	2,758	0,9507	20	—	2,901	—	0.0037**
	Floresta madura	2,0397	0,8452	20	—	2,413	—	0.0158*
	Floresta regeneração inicial	1,3549	0,9878	20	—	1,372	—	0,1702
	Distância da área urbana	-3,458	1,1750	20	—	-2,943	—	0.0033**
	Biomassa total registrada	-1,8933	0,6176	20	—	-3,066	—	0.0022**
	Densidade total	2,9427	1,2028	20	—	2,446	—	0.0144*
	Riqueza total de espécies	-0,0291	0,0202	20	—	-1,438	—	0,1505
	Declividade	-0,0452	0,0208	20	—	-2,173	—	0.0298*
Riqueza	Floresta regeneração tardia	0,8883	0,5068	24	—	1,753	—	0,0797
	Floresta madura	0,9222	0,357	24	—	2,583	—	0.0098**
	Floresta regeneração inicial	0,8851	0,3934	24	—	2,25	—	0.0245*
	Distância da área urbana	-1,9438	0,4041	24	—	-4,81	—	1.51°06***
	Densidade total	0,8933	0,6696	24	—	1,334	—	0,1822
Biomassa	Floresta regeneração tardia	137,8193	163,2827	13,8383	0,844	—	0,413	—
	Floresta madura	234,9331	140,7615	8,7037	1,669	—	0,131	—
	Floresta regeneração inicial	3,3413	134,3388	5,7321	0,025	—	0,981	—
	Distância até a trilha mais próxima	-133,352	127,2046	37,0375	1,048	—	0,301	—
	Distância da área urbana	-191,984	208,3447	7,6527	0,921	—	0,385	—
	Biomassa total registrada	-89,6008	139,38	36,9412	0,643	—	0,524	—
	Densidade total	153,4853	223,9742	35,6323	0,685	—	0,498	—
	Riqueza total de espécies	-0,6629	3,6864	34,5943	-0,18	—	0,858	—
	Declividade	-1,0434	3,2101	39,412	0,325	—	0,747	—

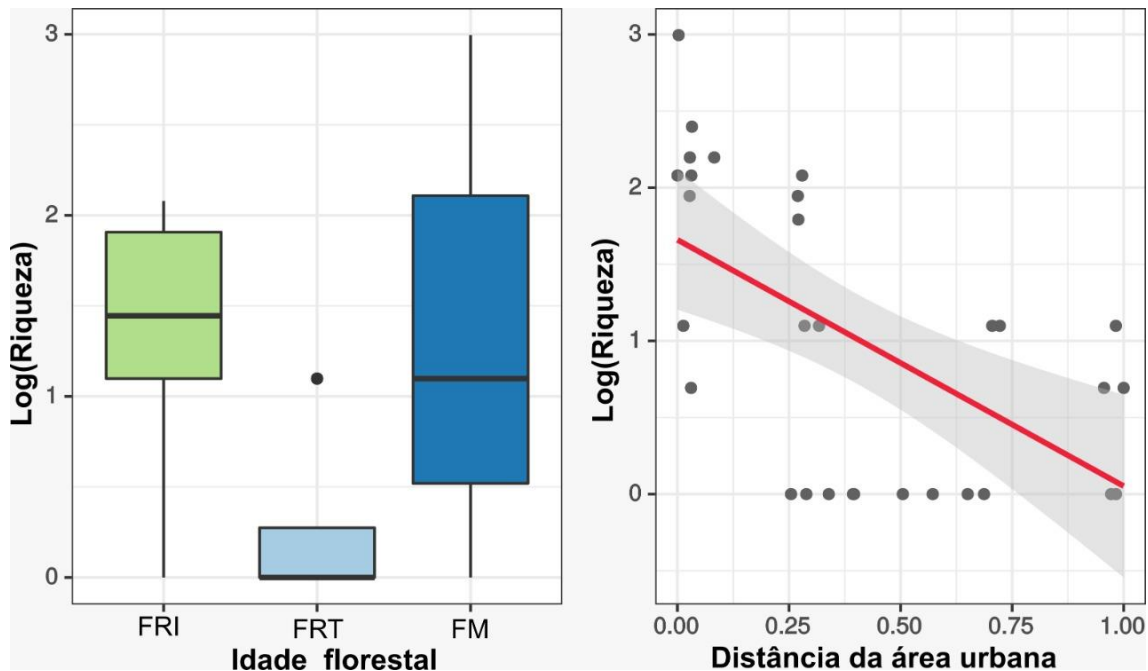
A idade da cronossequência influenciou na riqueza de espécies extraídas, com maior remoção de espécies na FM ( $z = 2,58$ ,  $gl = 24$ ,  $p < 0,01$ ) e menor remoção na FRI ( $z = 2,25$ ,  $df = 24$ ,  $p = 0,02$ ). As pessoas, então, são direcionadas a extraírem mais espécies em floresta com maior idade sucessional, onde há maior oferta do recurso. A variável distância de acesso às áreas urbanas também revelou que quanto mais distante está o recurso, menor é a quantidade de espécies retiradas da floresta ( $z = -4,81$ ,  $df = 24$ ,  $p < 0,01$ ) (Figura 7).

Os dados da presente pesquisa mostram que o maior quantitativo de espécies foi das parcelas que compõem a FM. O que explica a maior supressão, assim, é a acessibilidade, maior oferta de indivíduos, ausência de vigilância pública e maior porte dos indivíduos. Embora a área não contenha maiores quantidades de trilhas na cronossequência, é bem acessível pelas bordas, principalmente porque existe uma estrada que separa os fragmentos que compõem o PEDI. Seguindo o princípio de oferta e demanda de Phillips e Gentry (1993), adaptado para Etnobotânica, a presente pesquisa revela que existem indicativos de que as pessoas que retiram madeira na unidade podem estar sendo induzidas pelo valor de uso do serviço disponível. Desta forma, acreditamos que a pressão do corte em especial sobre algumas espécies (ver tabela 5), pode estar atrelada à disponibilidade das mesmas, em termos de oferta e acessibilidade. Conforme Lucena et al. (2012), a procura por espécies é diretamente proporcional à disponibilidade, ou seja, quanto maior a disponibilidade, maior será a procura e a persistência do uso poderá esgotar populações vegetais.

**Figura 6.** Relação da Abundância de tocos com a idade da cronossequência, abundância total de plantas vivas, declividade e distância do perímetro urbano no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil.



**Figura 7.** Relação da riqueza de cepas com a idade da cronossequência, abundância total de plantas vivas, declividade e distância do perímetro urbano no Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil.



## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Além das espécies extraídas e seus respectivos volumes de biomassa convertidos, existe uma preocupação maior sobretudo referente ao futuro da Unidade de Conservação. Neste estudo foi possível concluir que, caso ações de desmatamento do tipo crônica não sejam sanadas, maiores quantidades de serviços ecossistêmicos serão convertidos em um curto espaço de tempo, visto que todos os valores obtidos por esta pesquisa são de registros de cortes que ocorreram no último ano, quase todos em 2019. Ou seja, em 2021 os valores poderão dobrar os percentuais de conversão, o que significa riscos à manutenção das espécies vegetais presentes da Unidade de Conservação. Salientamos ainda que os tomadores de decisões atualizem no plano de manejo da unidade a situação atual da população residente no entorno da UC, pois pessoas em situação de pobreza historicamente são conduzidas a habitarem locais onde existe vegetação e recursos hídricos, porque as utilizam com fonte de sobrevivência. Ainda assim, nossos dados apontam que o processo de fiscalização deve ser melhor conduzido na Unidade, pois em locais onde existia aparente guarnição da floresta foram os mais afetados pelo corte de

madeira, o que nos leva a crer que o sistema de vigilância previsto no plano de manejo da Unidade não é suficiente.

Nosso estudo também mostrou que as quantidades de trilhas utilizadas para a extração da madeira influenciam diretamente na estrutura da floresta e manutenção dos serviços, visto que as pessoas procuram locais onde existe maior acessibilidade, quantidades de recuso disponível e com maior proximidade. Desta forma, orientamos aos tomadores de decisão que as trilhas, principalmente aquelas que não são utilizadas pela unidade, sejam fechadas e recomendamos a restauração florestal com plantio de espécies nativas e que sejam monitoradas por técnicos qualificados, como previsto no plano de manejo do Parque.

Por isso, o presente diagnóstico *in situ* pode ser considerado como uma importante ferramenta para tomadas de decisão no âmbito público, visto que o PEDI é uma Unidade de Conservação Estadual legalmente estabelecida, com plano de manejo e gestão conceituada. Por fim, sugere-se que as ações de conservação sejam ainda mais efetivas e que a comunicação dos gestores do parque com cientistas que estudam a Unidade sempre esteja fortalecida, de forma contribuir para a conservação e manutenção do remanescente de Mata Atlântica historicamente ameaçado.

## REFERÊNCIAS

- ACHARD, F. et al. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global Change Biology**, v. 20, n. 8, p. 2540-2554, 2014. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.12605>
- AGUIAR, A. P. et al. The Central and Serra do Mar Corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *The atlantic forest of South America: biodiversity status, threats and outlook*, [s. l.], p. 118–132, 2003. Disponível em: . Acesso em: 22 maio. 2018.
- ALBERT, C. et al. Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. **Landscape Ecology**. v. 29, p. 1277–1285, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-014-0085-0>
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. Humans as niche constructors: Revisiting the concept of chronic anthropogenic disturbances in ecology. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 1–11, 2018. a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.006>. Acesso em: 31 jul. 2018.
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. Ten important questions/issues for ethnobotanical research. **Acta Botanica Brasilica**, v. 33, n. 2, p. 376-385, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0331>
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. The role of ethnobotany and environmental perception in the conservation of atlantic forest fragments in Northeastern Brazil. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, n. 1, p. 27-34, 2008. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-006-1074-9>
- ARMSWORTH, P. R. et al. Ecosystem-service science and the way forward for conservation. **Conservation Biology**, v. 21, n.6, p. 1383–1384, 2007. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2007.00821.x>
- ASNER, G. P. et al. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1386-1395, 2009. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.2009.01333.x>
- AZNAR-SÁNCHEZ, J. A. et al. The worldwide research trends on water ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 99, p. 310-323, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X18309786>
- BACCINI, A. G. S. J. et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182-185, 2012. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/230720042\\_Estimated\\_Carbon](https://www.researchgate.net/publication/230720042_Estimated_Carbon)
- BARBIER, E. B. Valuing ecosystem services as productive inputs. **Economic Policy**, v. 22, n. 49, p. 178-229, 2007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-0327.2007.00174.x>

BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/304581127\\_Anthropogenic](https://www.researchgate.net/publication/304581127_Anthropogenic)

BASTIAN, O.; KRÖNERT, R.; LIPSKÝ, Z. Landscape diagnosis on different space and time scales – a challenge for landscape planning. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 3, p. 359–374, 2006. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-005-5224-1>

BEZÁK, P. et al. Divergence and conflicts in landscape planning across spatial scales in Slovakia: An opportunity for an ecosystem services-based approach?. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 13, n. 2, p. 119-135, 2017. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/21513732.2017.13>

BLANKFELD, K. Is Brazil's Economy Getting Too Hot?. **Forbes**. 13 dez. 2010. Disponível em: <https://www.forbes.com/.../2010/12/13/is-brazils-economy-getting-too-hot>

BOCKSTAEL, N. E. et al. On measuring economic values for nature. **Environ. Sci. Technol.** v, 34 p. 1384-1389. 2000. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es990673l>

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2012. Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia. Acesso em: 02 Agosto 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. 2015. Disponível em: < <https://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs> > . Acesso em: 28 novembro 2019.

BROWN, G. et al. Ecological impacts of firewood collection—a literature review to inform firewood management on public land in Victoria. **Arthur Rylah Institute for Environmental Research and Department of Forest and Ecosystem Science, The University of Melbourne**, 2009. Disponível em: <https://findanexpert.unimelb.edu.au/scholarlywork/318189-ecological>. Acesso em: 02 outubro 2020.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. **Plant and Soil**, v. 124, n. 1, p. 53-64, 1990. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00010931>. Acesso em: 20 outubro 2020.

BRUSSARD, P. F.; REED, J. M.; TRACY, C. R. Ecosystem management: what is it really?. **Landscape and Urban Planning**, v. 40, n. 1-3, p. 9-20, 1998. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204697000947>. Acesso em: 23 outubro 2020.

BUSA, J. H. M. Deforestation beyond borders: Addressing the disparity between production and consumption of global resources. **Conservation Letters**, v. 6, n. 3, p. 192-199, 2013. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1755-263X.2012.00304.x>. Acesso em: 23 junho 2020.



BUXTON, R. T. et al. Noise pollution is pervasive in US protected areas. **Science**, v. 356, n. 6337, p. 531-533, 2017. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/356/6337/531>. Acesso em: 23 fevereiro 2020.

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**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016. Disponível em: <https://www.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1095-8339.2003.t01-1-00158.x>. Acesso em: 09 janeiro 2020.

CAMPOS, J. L. A. et al. How can local representations of changes of the availability in natural resources assist in targeting conservation?. **Science of the Total Environment**, v. 628, p. 642-649, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718304522>. Acesso em: 02 janeiro 2020.

CARMEN, E. et al. Knowledge needs for the operationalisation of the concept of ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 441-451, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.012>. Acesso em: 02 janeiro 2020.

CARO, C.; PINTO, R.; MARQUES, J. C. Use and usefulness of open source spatial databases for the assessment and management of European coastal and marine ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 95, p. 41-52, 2018. Disponível em: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-74831-1\\_6](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-74831-1_6). Acesso em: 03 março 2019.

CASTILHO, C. et al. **Manual para Medição e Marcação de Árvores em grades e módulos RAPELD do PPBio**. 2014. Disponível em: <[https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo\\_estrutura\\_vegetacao\\_2014\\_0.pdf](https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo_estrutura_vegetacao_2014_0.pdf)> Acesso em: 25 de junho de 2018.

CAVIEDES, J.; IBARRA, J. T. Influence of anthropogenic disturbances on stand structural complexity in Andean temperate forests: implications for managing key habitat for biodiversity. **PLoS One**, v. 12, n. 1, p. e 0169450, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169450>. Acesso em: 07 março 2019.

CHAPIN, F. S.; et al. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4419-9504-9>. Acesso em: 23 outubro 2019.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/20054261>. Acesso em: 20 setembro 2020.

CLARK, D. A. Detecting tropical forests' responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. **Biotropica**, v. 39, n. 1, p. 4-19, 2007. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2006.00227.x>. Acesso em: 20 junho 2020.

CONDE, B. E. et al. Local ecological knowledge and its relationship with biodiversity conservation among two Quilombola groups living in the Atlantic Rainforest, Brazil. **PLoS One**, v. 12, n. 11, p. e0187599, 2017. Disponível em: <https://www.stylight.com.br/its>. Acesso em: 03 março 2020.

COSTANZA, R. et al. Ecosystem Services and theory and practice. Routledge handbook of ecosystem services. London and New York: **Routledge**; p. 15–24, 2016. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20146762>. Acesso em: 02 setembro 2019.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959378014000685>. Acesso em: 02 outubro 2019.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 3-15, 1998. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800998000202>. Acesso em: 08 junho 2019.

COSTANZA, R.; DALY, H. Natural capital and sustainable development. **Conservation Biology**, v. 6, p. 37–46, 1992. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x>. Acesso em: 06 junho 2020.

DAILY, G. C. et al. Ecosystem services in decision making: time to deliver. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 21-28, 2009. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/080025>. Acesso em: 02 janeiro 2019.

DAILY, G. C. et al. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. **Ecological Society of America Washington (DC)**, 1997. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/200032845>. Acesso em: 02 junho 2019.

DAILY, G. C. Securing nature and people: can we replicate and scale success. In: POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R.; FISH, R.; KERRY TURNER, R. editors. **Routledge handbook of ecosystem services**. London and New York: Routledge; p. 304–310, 2016.

DAILY, G. C.; MATSON, P. A. Ecosystem services: from theory to implementation. **Proceedings of The National Academy Of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9455-9456, 2008. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2474530>. Acesso em: 02 junho 2020.

DALLABRIDA, J. P. et al. Tree component demography in an upper montane mixed ombrophilous forest under chronic anthropogenic disturbances. **Revista Árvore**, v. 41, n. 3, 2018. Disponível em: [https://www.shop2gether.com.br/shop2gether/final\\_liquida](https://www.shop2gether.com.br/shop2gether/final_liquida). Acesso em: 07 de agosto 2020.

DALY, H. E. et al. Ecological Economics: principles and applications. Island Press: Washington, DC, 2004. Disponível em: <https://www.goodreads.com/book/show/77985>. Acesso em: 09 junho 2020.

DALY, H. E.; FARLEY, Joshua. Ecological economics: principles and applications. Island press, v. 1, n 4, p. 170-179, 2011. Disponível em: <https://islandpress.org/books/ecological-economics-second-edition>. Acesso em: 09 junho 2019.

DAMSCHEN, E. I. et al. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, v. 313, n. 5791, p. 1284-1286, 2006. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/313/5791/1284>. Acesso em: 23 junho 2020.

D'ANGELO, S. A. et al. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 2, p. 243-246, 2004. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/4091956>. Acesso em: 03 junho 2019.

DE GROOT, R. et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50-61, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041612000101>. Acesso em: 02 agosto 2020.

DE GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260-272, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1476945X09000968>. Acesso em: 09 junho 2020.

DE GROOT, R. S. et al. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393-408, 2002. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800902000897>. Acesso em: 10 junh 2019.

DE MEDEIROS, P. M. et al. Pressure indicators of wood resource use in an Atlantic forest area, northeastern Brazil. **Environmental Management**, v. 47, n. 3, p. 410-424, 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-011-9618-3>. Acesso em: 20 junho 2020.

DE MEDEIROS, P. M. et al. Socio-economic predictors of domestic wood use in an Atlantic forest area (north-east Brazil): a tool for directing conservation efforts. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 19, n. 2, p. 189-195, 2012. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13504509.2011.614288>. Acesso em: 20 de junho 2020.

DEFRIES, R.S. et al. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 5, p. 249-257, 2004. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/1540-9295>. Acesso em: 20 junho 2020.

DÍAZ, M. E. et al. Exploring the complex relations between water resources and social indicators: the Biobío Basin (Chile). **Ecosystem Services**, v. 31, p. 84-92, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041617304333>. Acesso em: 11 junho 2019.

FALKOWSKI, P.G. et al. The global carbon cycle: A test of our knowlege of Earth as a system. **Science**, v. 290, n. 5490, p. 291-296, 2000. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/290/5490/291>. Acesso em: 12 março 2020.

FAO – Food and Agriculture Organization. **Forestry for poverty reduction in Viet Nam**. 2005. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/008/af349e/af349e0s.html>. Acesso em 20 Setembro 2019.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global Forest Resources Assessment 2010**–FAO. Papers 163, Rome, Italy. 2010. Disponível em: [www.fao.org/new-york/events/2020-world-food-day/en](http://www.fao.org/new-york/events/2020-world-food-day/en). Acesso em: 23 junho 2020.

FAOSTAT. Brazil, **Emissions** – Land use total and Emissions – Agriculture total. viewed on August 19, 2019. Disponível em: [www.fao.org/climatechange/36143-0fa4483057747f41c08183b7](http://www.fao.org/climatechange/36143-0fa4483057747f41c08183b7). Acesso em: 23 junho 2020.

FERREIRA, L. V. et al. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/ea/v19n53/24086.pdf>. Acesso em: 23 julho 2020.

FONSECA, G.A.B. et al. Biodiversidade e unidades de conservação. In: Congresso Brasileiro de Unidades De Conservação. **Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação V, I - Conferências e Palestras**. (2014). Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/237517238>. Acesso em: 23 de março 2020.

FONSÊCA, N. C. **Estimativa de biomassa e necromassa arbórea acima do solo em um fragmento de floresta tropical**. 2017. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017. Disponível em: [www.ppgcf.ufrpe.br/sites/www.ppgcf.ufrpe.br/files/documentos](http://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/www.ppgcf.ufrpe.br/files/documentos). Acesso em 23 junho 2019.

FONSÊCA, N. C. et al. Evaluation of the Plant Necromass Component: Methodological Approaches and Estimates in Atlantic Forest, Northeast Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/334153212> Evaluation of the. Acesso em: 02 maio 2020.

FREITAS, F.L.M. et al. A adicionalidade do mecanismo de compensação de Reserva Legal da Lei 12.651/2012: Uma análise da oferta e demanda de Cotas de Reserva Ambiental. In: IPEA (Ed.), **As Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para a implementação da nova lei**. p. 125-158. IPEA, Brasília. 2016. Disponível em: [https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com\\_content&id=28358](https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&id=28358). Acesso em: 20 junho 2019.

FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Update on CO2 emissions. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 12, p. 811-812, 2010. Disponível em : <https://www.globalcarbonproject.org/global/pdf/Friedlignstein> 20. Acesso em: 02 junho 2020.

GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086–1090, 2013. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/340/6136/1086>. Acesso em: 09 maio 2020.

GONG, C.; HU, C. The Way of Constructing Green Block's Eco-grid by Ecological Infrastructure Planning. **Procedia Engineering**, v. 145, p. 1580-1587, 2016. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877705816302065>. Acesso em: 23 junho 2020.

GUO, C.; XU, H.. Use of functional distinctness of periphytic ciliates for monitoring water quality in coastal ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 96, p. 213-218, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X18306836>. Acesso em: 23 agosto 2020.

HAASE, D. et al. Synergies, trade-offs, and losses of ecosystem services in urban regions: an integrated multiscale framework applied to the Leipzig-Halle Region, Germany. **Ecology and Society**, v. 17, n. 3, 2012. Disponível em: <https://core.ac.uk/display/27165138>. Acesso em: 20 janeiro 2020.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 12, p. 1-50, 2015. Disponível em: <https://advances.sciencemag.org/content/1/2/e1500052>. Acesso em: 03 outubro 2020.

HANSEN, R. et al. The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 228-246, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041614001521>. Acesso em: 23 de janeiro 2020.

HARDT, E. et al. The influence of natural and anthropogenic landscapes on edge effects. **Landscape and Urban Planning**, n. 120, p. 59-69, 2013. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.12398>. Acesso em: 06 janeiro 2020.

HAUCK, J. et al. The promise of the ecosystem services concept for planning and decision-making. **GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society**, v. 22, n. 4, p. 232-236, 2013. Disponível em: <https://core.ac.uk/display/38626974>. Acesso em: 23 janeiro 2020.

HERENDEEN, R. A. et al. Monetary-costing environmental services: nothing is lost, something is gained. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 29-30, 1998. Disponível em: <https://ideas.repec.org/a/eee/ecolec/v25y1998i1p29-30.html>. Acesso em: 20 janeiro 2020.

HERMANN, A. et al. The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review. **Living Reviews in Landscape Research**, v. 5, n. 1, p. 1-37, 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/50848619>. Acesso em: 20 janeiro 2020.

HOUGHTON, R. A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, v. 11, n. 6, p. 945-958, 2005. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x>. Acesso em: 12 janeiro 2019.

HOUGHTON, R. A. et al. Carbon emissions from land use and land-cover change. **Biogeosciences**, n. 12, p. 5125-5142, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718328134>. Acesso em: 12 agosto 2020.

HOUGHTON, R. A. The emissions of carbon from deforestation and degradation in the tropics: past trends and future potential. **Carbon Management**, v. 4, n. 5, p. 539-546, 2013. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/269846162>. Acesso em: 23 janeiro 2020.

IBGE, Rio de Janeiro. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia. Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <https://www.politize.com.br/ministerio-do-meio-ambiente>. Acesso em: 21 julho 2020.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme IGES**, Japão. 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl>. Acesso em: 23 janeiro 2020.

IPCC.: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Cambridge University Press**, 2007. Disponível em: <https://www.homesolutionscn.com/mude/sua-vida>. Acesso em: 12 janeiro 2020.

IUCN - The World Conservation Union. **A Guide to the Convention on Biological Diversity**. IUCN, Gland, Switzerland. 1994. Disponível em: <https://www.iucn.org/content/world-conservation-union-iucn>. Acesso em: 12 janeiro 2019.

JACK, B. K.; KOUSKY, C.; SIMS, K. R. E. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9465-9470, 2008. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2474507>. Acesso em: 21 agosto 2020.

JACKSON, R. B. et al. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. **Oecologia**, v. 108, n. 3, p. 389-411, 1996. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00333714>. Acesso em: 12 janeiro 2020.

JAX, K. et al. Handling a messy world: Lessons learned when trying to make the ecosystem services concept operational. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 415–427, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2212041617300177>. Acesso em: 20 janeiro 2020.

JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25209030>. Acesso em: 21 janeiro 2020.

KEENAN, R. J. et al. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 9-20, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715003400>. Acesso em: 21 janeiro 2020.

KIEN, N. D.; HARWOOD, C. Timber demand and supply in northwest Vietnam: the roles of natural forests and planted trees. **Small-Scale Forestry**, v. 16, n. 1, p. 65-82, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11842-016-9343-0>. Acesso em: 21 janeiro 2020.

LAURANCE, W. F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, v. 10, p. 290– 294. 2012. Acesso em 09 de outubro de 2020. Disponível em: [https://www.nature.com/articles/nature11318?error=cookies\\_not](https://www.nature.com/articles/nature11318?error=cookies_not). Acesso em: 20 outubro 2020.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105-116, 2001. Disponível em: [https://www.lyst.com/liana\\_clothing/sale](https://www.lyst.com/liana_clothing/sale). Acesso em: 23 janeiro 2020.

LAURANCE, W. F. et al. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836-836, 2000. Disponível em : <https://www.researchgate.net/publication/32014645>. Acesso em: 09 janeiro 2019.

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/223834823>. Acesso em: 21 março 2020.

LINS E SILVA, A. C. B. **Influência da área e da heterogeneidade de habitats na diversidade vegetal em fragmentos de Floresta Atlântica**. 2010.181 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2010. Disponível em: [https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/40154/1\\_R](https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/40154/1_R) – E. Acesso em: 21 janeiro 2020.

LIVESLEY, S. E. F, et al. The Biodiversity of Urban and Peri-Urban Forests and the Diverse Ecosystem Services They Provide as Socio-Ecological Systems. **Forests**, [s. l.], v. 7, n. 12, p. 291. 2016. Disponível e: <https://www.mdpi.com/1999-4907/7/12/291/htm>. Acesso em: 23 outubro 2019.

LOVEJOY, T. E. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. 1986. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/000632079190139Z>. Acesso em: 03 janeiro 2020.

LUCENA, R. F. P. et al. The ecological apparency hypothesis and the importance of useful plants in rural communities from Northeastern Brazil: An assessment based on use value. **Journal of Environmental Management**, v. 96, n. 1, p. 106-115, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479711003306>. Acesso em: 12 janeiro 2020.

MAGNUSSON, W. 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, 2005. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/247853878> RAPELD. Acesso em: 12 janeiro 2019.

MANJU, S.; SAGAR, N. Renewable energy integrated desalination: A sustainable solution to overcome future fresh-water scarcity in India. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 594-609, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032117301764>. Acesso em: 23 janeiro 2019.

MARTORELL, C.; PETERS, E. M. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 199–207, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320705000522>. Acesso em: 23 janeiro 2019.

MCLEOD, K.; LESLIE, H. **Ecosystem-Based Management for the Oceans**. Island Press, Washington DC, 2009. P. 392. Disponível em: <https://islandpress.org/books/ecosystem-based-management-oceans>. Acesso em: 23 janeiro 2019.

MEA – Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well - Being: Synthesis**. Island Press, DC. ISBN 1-59726-040-1, 2005. Disponível em: <https://islandpress.org/books/ecosystems-and-human-well-being-synthesis>. Acesso em: 23 janeiro 2020.

MELO F. P. L. et al. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science and Policy**, v. 33, p. 395–404, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901113001494>. Acesso em: 09 outubro de 2020.

MELO, F. P. L et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 8, p. 462-468, 2013. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23375444>. Acesso em: 21 janeiro 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE-MMA. **ENREDD+**: Estratégia nacional para redução das emissões provenientes do desmatamento e da degradação florestal, conservação dos estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal / Brasil (2010). Disponível em: [redd.mma.gov.br/images/publicacoes/enredd\\_documento\\_web.pdf](http://redd.mma.gov.br/images/publicacoes/enredd_documento_web.pdf). Acesso em: 21 janeiro 2019.

MITTERMEIER, R. A. et al. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, v. 234, n. 12, p. 3–22. 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/225989074>. Acesso em: 03 agosto 2020.

MOTTA, S. R. **Manual de Valoração Econômica de Recursos Ambientais**. Brasília: MMA, 254p, 1997. Disponível em: <https://www.saudeesustentabilidade.org.br/site/wp-content/uploa>. Acesso em: 09 janeiro 2019.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 4, p. 389-394, 2004. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2935881>. Acesso em: 12 agosto 2020.

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



<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005744>. Acesso em: 20 janeiro 2019.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/333/6045/988>. Acesso em: 23 outubro 2020.

PEARSON, T. S., WALKER, S., and BROWN, W.S. Sourcebook for Land Use, Land-Use Change and Forestry Projects, 175, 64, 2005. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/16491>. Acesso em: 06 janeiro 2020.

PERNAMBUCO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEMAS). **Plano de Manejo**: Parque Estadual de Dois Irmãos. Recife, PE, 2014. Disponível em: <https://www.semas.pa.gov.br>. Acesso em: 23 agosto 2020.

PHILLIPS, O.; GENTRY, A. H. The useful plants of Tambopata, Peru: I. Statistical hypotheses tests with a new quantitative technique. **Economic Botany**, v. 47, n. 1, p. 15-32, 1993. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02862203>. Acesso em: 06 agosto 2019.

PINHEIRO J. et al. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1 131. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>, (2017). Disponível em: <https://www.shop2gether.com.br/shop2gether/final liquida>. Acesso em: 23 março 2020.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211-214, 2016. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/292977877\\_Biomass\\_resilience](https://www.researchgate.net/publication/292977877_Biomass_resilience). Acesso em: 21 abril 2020.

POTSCHIN-YOUNG, M. et al. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 428–440, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S221204161630523X>. Acesso em: 23 setembro 2019.

PRIMMER, E.; FURMAN, E. Operationalising ecosystem service approaches for governance: do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems?. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 85-92, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041612000137>. Acesso em: 20 março 2020.

PUTZ, F.E.; REDFORD, K.H. The importance of defining 'forest': tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. **Biotropica**, v. 42, p. 10–20, 2010. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x>. Acesso em: 21 janeiro 2019.

RAMOS, M. A. et al. Use and knowledge of fuelwood in an area of Caatinga vegetation in NE Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 6, p. 510-517, 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953407002164>. Acesso em: 21 janeiro 2020.

RAMOS, M. A.; ALBUQUERQUE, U. P. The domestic use of firewood in rural communities of the Caatinga: How seasonality interferes with patterns of firewood collection. **Biomass and Bioenergy**, v. 39, p. 147-158, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953412000049>. Acesso em: 23 março 2020.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018a. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064418301317>. Acesso em: 21 janeiro 2020.

REZENDE, C. L. et al. Land use policy as a driver for climate change adaptation: a case in the domain of the Brazilian Atlantic forest. **Land Use Policy**, 2018b. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837717306440>. Acesso em: 20 abril 2020.

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. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1365-2664.12420>. Acesso em: 23 janeiro 2020.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 405-434, 2011. Disponível em: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-20992-5\\_21](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-20992-5_21). Acesso em: 21 janeiro 2020.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142(6):1141–1153, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320709000974>. Acesso em: 05 janeiro 2019.

RODRIGUES, M. F.; SILVA, S. P. V. (Coord.). **Plano de Manejo Parque Estadual de Dois Irmãos**. Recife, 2014. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/328306373> Plano de Manejo. Acesso em: 24 abril 2020.

RODRIGUEZ, J. P. et al. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, 2006. Disponível em: <https://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28>. Acesso em: 27 abril 2020.

SAATCHI, S. S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, 2011. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/108/24/9899>. Acesso em: 18 janeiro 2020.

SANDIFER, P. A.; SUTTON-GRIER, A. E.; WARD, B. P. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 1-15, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041614001648>. Acesso em: 23 janeiro 2020.

SANON, S. et al. Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vienna, Austria. **Journal of Environmental Management**, v. 111, p. 159-172, 2012. Disponível em: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20123398112>. Acesso em: 18 outubro 2019.

SANTOS, C. S. **Perturbações Antrópicas na Mata Atlântica Periurbana: Impactos no Ecossistema e na Assembleia de Plantas**. 2018. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. Disponível em: [www.ppgcf.ufrpe.br/.../documentos/dissertacao\\_fabiane\\_carolyn](http://www.ppgcf.ufrpe.br/.../documentos/dissertacao_fabiane_carolyn). Acesso em: 25 outubro 2019.

SANTO-SILVA, E. E. et al. Habitat fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic forest landscape. **Plant Ecology**, v. 217, p. 1129–1140, 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s11258-016-0638-1>. Acesso em: 23 outubro 2019.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, Paula. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319-2331, 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-015-0972-y>. Acesso em: 23 dezembro 2019.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 40, p. 16083-16088, 2012. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/109/40/16083>. Acesso em: 07 de abril 2018.

ELMQVIST, T. et al. (Eds.). Challenges and Opportunities. Springer Netherlands, Dordrecht, **Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services**: p. 1–12, 2013. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/109/40/16083>. Acesso em: 02 janeiro 2020.

SHIMAMOTO, C. Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PloS one**, v. 13, n. 12, p. e0208523, 2018. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0208523>. Acesso em: 04 agosto 2018.

SILVA-JUNIOR, V. et al. Landscape urbanization threatens plant phylogenetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Urban Ecosystems**, v. 21, n. 4, p. 625-634, 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11252-018-0745-y>. Acesso em: 23 outubro 2018.

SLOCOMBE, D. S. Lessons from experience with ecosystem-based management. **Landscape and Urban Planning**, v. 40, n. 1-3, p. 31-39, 1998. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204697000960>. Acesso em: 23 outubro 2018.

SPECHT, M. J. et al. Burning biodiversity: Fuelwood harvesting causes forest degradation in human-dominated tropical landscapes. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 200-209, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989414000894>. Acesso em 12 janeiro 2018.

SUKHDEV, P. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Interim Report of the Convention on Biological Diversity. European Communities, **Cambridge**: United Kingdom, 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989414000894>. Acesso em: 20 janeiro 2020.

SUTTON, P.C.; ANDERSON, S.J. Holistic valuation of urban ecosystem services in New York City's Central Park. **Ecosystem Services**, v. 19, p. 87–91, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.04.003>. Acesso em: 23 janeiro 2019.

SZARO, R. C.; SEXTON, W. T.; MALONE, C. R. The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. **Landscape and Urban Planning**, v. 40, n. 1-3, p. 1-7, 1998. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204697000935>. Acesso em: 23 janeiro 2020.

TABARELLI, M. 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. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320710000443>. Acesso em: 20 janeiro 2018.

TABARELLI, M. et al.. Habitat fragmentation and forest management alter woody plant communities in a Central European beech forest landscape. *Biodiversity and Conservation*. 123. (23). 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10531-020-01996-6>. Acesso em: 23 setembro 2020.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2008.00454.x>. Acesso em: 09 janeiro 2018.

TABUTI, J. R. S.; DHILLION, S. S.; LYE, K. A. Firewood use in Bulamogi County, Uganda: species selection, harvesting and consumption patterns. **Biomass and Bioenergy**, v. 25, n. 6, p. 581-596, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953403000527>. Acesso em: 08 outubro 2019.

TALLIS, H. et al. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9457-9464, 2008. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/105/28/9457>. Acesso em: 23 jan 2020.

TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519-522, 2018. Disponível em: [https://www.ufz.de/export/data/2/210171\\_Article.pdf](https://www.ufz.de/export/data/2/210171_Article.pdf). Acesso em: 08 outubro 2018.

TILMAN, D. et al. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 50, p. 20260-20264, 2011. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/108/50/20260>. Acesso em: 23 agosto 2018.

TRUCOST. **Natural Capital at Risk: The Top 100 Externalities of Business**. TEEB for Business Coalition, 2013. Disponível em: <https://www.trucost.com/publication/natural-capital-risk-top>. Acesso em: 09 janeiro 2019.

TSCHARNTKE, T. et al. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53-59, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320712000821>. Acesso em: 23 maio 2020.

TURNER, M. G.; DONATO, D. C.; ROMME, W. H. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1081-1097, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-012-9741-4>. Acesso em: 23 agosto 2019.

VAN DER WERF, G. R. et al. Estimates of fire emissions from an active deforestation region in the southern Amazon based on satellite data and biogeochemical modelling. **Biogeosciences**, v. 6, n. 2, p. 235-249, 2009. Disponível em: <https://academiccommons.columbia.edu/doi/10.7916/D80C6757>. Acesso em: 09 janeiro 2019.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford University Press, 1998. Disponível em: <https://www.amazon.com.br/Introduction-Tropical-Rain-Forests/dp/0198542747>. Acesso em: 10 agosto 2018.

WINKLER, R. Valuation of ecosystem goods and services: part 1: an integrated dynamic approach. **Ecological Economics**, v. 59, n. 1, p. 82-93, 2006. Disponível em: [https://www.homesolutionscn.com/mude/sua vida](https://www.homesolutionscn.com/mude/sua%20vida). Acesso em: 09 agosto 2019.

ZUUR, A. F., IENO, E. N., & Elphick, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v.1, n. 1, p. 3-14. (2009). Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.2041>. Acesso em: 23 outubro 2018.

## **APÊNDICE**

