UILIAN DO NASCIMENTO BARBOSA

NUTRIÇÃO FLORESTAL COMO INDICADORA DA OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES

Recife – PE
Jun/2023

UILIAN DO NASCIMENTO BARBOSA

NUTRIÇÃO FLORESTAL COMO INDICADORA DA OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais.

Orientador:
Profº Drº. Fernando José Freire

Coorientadora:

Profª. Drª. Ana Carolina Borges Lins e Silva

Recife – PE
Jun/2023

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)

B238n Barbosa, Uilian do Nascimento
Nutrição florestal como indicadora de espécies / Uilian do Nascimento Barbosa. - 2023.
151 f.

Orientador: Fernando Jose Freire.
Coorientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.
Inclui referências e apêndice(s).

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, 2023.

1. eficiência nutricional. 2. serapilheira. 3. decomposição foliar. 4. espécies ameaçadas. 5. exóticas invasoras. I. Freire, Fernando Jose, orient. II. Silva, Ana Carolina Borges Lins e, coorient. III. Título

CDD 634.9

UILIAN DO NASCIMENTO BARBOSA

NUTRIÇÃO FLORESTAL COMO INDICADORA DA OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES

Banda Examinadora

_____

Dr. Adriano Castelo dos Santos - Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá - IEPA

_____

Profª. Drª Ana Lícia Patriota Feliciano – Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

_____

Drª Eliane Cristina Sampaio de Freitas – Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

_____

Profª. Drª Marília Alves Grugiki - Universidade Federal do Alagoas – UFAL

Orientador:

_____

Profº Drº. Fernando José Freire – Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

Coorientadora:

_____

Profª. Drª Ana Carolina Borges Lins e Silva – Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

Recife – PE
Jun/2023

AGRADECIMENTOS

À Deus, pai amado e todo poderoso, que está sempre comigo, me apoiando e suprindo todas as necessidades físicas e emocionais, me ajudando a finalizar este ciclo.

A minha família que amo e me apoia sempre: Fábio Galindo, Priscila Barboza, Vera Barboza e Vinícius Arruda.

Ao meu querido amigo e pastor Bruno Gustavo Celestino de Siqueira, por me escutar e orar por mim, ajudando a restabelecer minhas forças nos momentos de apreensão.

Aos meus queridos orientadores Dr. Fernando José Freire e Drª Ana Carolina Borges Lins e Silva por toda a paciência, dedicação e amor ao trabalho que fizemos.

Aos meus coachs Carlos Henrique de Melo Magalhães Júnior, Keila Silva Galvão e psicóloga Hermengarda Maria Andrade de Oliveira pelo apoio emocional nos momentos de desespero e de falta de foco.

Aos membros da banca de projeto Profª Drª Maria Betânia Galvão dos Santos Freire, Profª Drª Maria da Penha Moreira Gonçalves e Dr. Jefferson Rodrigues Maciel.

Aos membros da banca de qualificação Profª Drª Ana Lícia Patriota Feliciano, Profª Drª Maria da Penha Moreira Gonçalves, Prof. Dr. Renato Lemos dos Santos e Dr. Jefferson Rodrigues Maciel.

Aos membros da banca de dados parciais Profª Drª Maria da Penha Moreira Gonçalves e Drª Tassiane Novacosque Feitosa Guerra (CPRH).

Aos membros da banca de avaliação final: Dr. Adriano Castelo dos Santos (IEPA), Profª. Drª. Marília Alves Grugiki (UFAL), Profª. Drª Eliane Cristina Sampaio de Freitas, Profª. Drª Ana Lícia Patriota Feliciano (UFRPE).

À querida Juliana Pereira Ferreira, secretária da Pós-graduação em Ciências Florestais da UFRPE, que sempre nos ajuda em tudo o que precisamos com dedicação e amor ao trabalho.

Aos meus amigos de turma por todo o apoio e convivência: Adriano Castelo, Anderson Francisco, Anelisa Finger, César Henrique, Géssyca Sena, Lorena Melo, Marcos Araújo, Jhonathan Gomes, Júlio Sobreira, Lidiane, Tamires Leal.

A todos os doscentes do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais: Drª Ana Lícia Patriota Feliciano, Drª Ana Carolina Borges Lins e Silva, Drª Isabelle Maria Jacqueline Meunier, Drª Lúcia de Fátima Carvalho Chaves, Drª Maria Betânia Galvão dos Santos Freire, Dr. Luiz Carlos Marangon, Dr. Emanuel Araújo Silva por todos os ensinamentos e dedicação ao programa.

Aos docentes de outros Programas de Pós-graduação que cursei disciplinas: Dr. Thiago Gonçalves Souza, por me ajudar a perceber falhas na base de meus estudos a tempo de corrigí-las, Dr. Severino Mendes de Azevedo Junior e Dr. Ulysses Paulino de Albuquerque.

Ao Prof. Dr. Renato Lemos dos Santos e toda a sua equipe de laboratório do Instituto Federal de Pernambuco – Campus Vitória de Santo Antão, onde foram realizadas grande parte das análises químicas, diante das dificuldades encontradas por mudança de legislação para aquisição de reagentes.

A Profª Drª Maria Betânia Galvão dos Santos Freire e toda sua equipe de laboratório de Química do Solo do Departamento de Agronomia, em especial, Pedro Gabriel Correia de Lucena e Paulo Roberto Dias.

Ao Jardim Botânico do Recife, instituição que trabalho desde que me formei como engenheiro florestal e me faz sentir um profissional realizado.

Aos meus amigos de trabalho: Afonso Agra, Ana Patrícia, Bárbara Teixeira, Bruno Karol, Bruno Viana, Carlos Fraga, Jefferson Maciel, Júnia Braga, Ladivania Nascimento, Liliane Rose, Marcílio Campos, Rosemary Ratacasso e William Wanderley.

Aos ex chefes do Jardim Botânico do Recife que me apoiaram e ajudaram durante o processo de desenvolvimento dos estudos e trabalhos de campo: Sérgio Rocha e Fábio Gomes e atual gestora do espaço, Ladivania Nascimento.

Ao "Marquinhos", Marcos Antônio das Chagas, que me ajudou no trabalho de campo com instalação de parcelas e principalmente na identificação de espécies, fazendo questão de ensinar tudo o que sabia a respeito de botânica.

A todos os estagiários que estiveram comigo durante as atividades de campo, em especial: Lucas José Souza de Mello, André Machado de Castro, Karoline Juliana Costa da Silva, Larissa Lopes, Beatriz Elis de Souza Carlos, Raquel Luíza Alves de Araújo, Nicole Pegoraro Gomes, Raquel Luíza, Victor Matheus da Silva Santos.

Aos estagiários que trabalharam nas análises químicas: Maria Isabela Carvalho dos Santos Lima, Rayane Keyla Silva dos Santos, Maria Claudilane Gonçalves de Oliveira, Suelen Samili da Silva, Abias Sales dos Santos e Irapoan Neves de Oliveira Junior.

À querida Adeilda Galindo, por costurar as mais de 350 bolsas de nylon para pesquisa de decomposição.

BARBOSA, UILIAN DO NASCIMENTO. Nutrição florestal como indicadora da ocorrência de espécies. 2023. Orientador: Fernando José Freire. Co-orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.

RESUMO

Pouco se sabe sobre contribuição individual de espécies florestais na relação solo-floresta, no processo de ciclagem de nutrientes e o quanto isso afeta a coexistência. Há relatos na literatura que a eficiência nutricional em florestas é responsabilidade de um grupo reduzido de espécies. Adicionalmente, a invasão biológica por espécies exóticas pode estar alterando o ecossistema, causando riscos de extinção local, entretanto, existem muitas lacunas para explicar o sucesso delas em outros ambientes. Assim, este estudo objetivou conhecer a estrutura de uma comunidade arbórea e avaliar o estoque de nutrientes no solo, eficiência nutricional e ciclagem de nutrientes de espécies florestais em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Jardim Botânico do Recife, Nordeste do Brasil. Para isso, foi utilizado método fitossociológico com instalação de 40 parcelas distribuídas sistematicamente, totalizando 1 hectare amostrado. Posteriormente, foram definidas 14 espécies classificadas com base na densidade absoluta, ameaça de extinção e exóticas invasoras para entender a relação entre padrão de distribuição e fertilidade do solo, produção de biomassa, estoque e contribuição individual no aporte e decomposição de serapilheira na ciclagem de N, P, K, Ca e Mg. Foram amostrados 1063 ind ha^{-1}, 112 espécies (seis exóticas) coexistindo em um padrão de poucas com alta densidade, incluindo duas exóticas (*Artocarpus heterophyllus* e *Hevea brasiliensis*) e a grande maioria com baixa densidade, incluindo três ameaçadas de extinção. Foi observado que espécies ameaçadas e exóticas invasoras apresentaram preferência por solos menos ácidos e mais férteis. Além disso, espécies de alta densidade apresentaram baixos requerimentos nutricionais e maior eficiência na produção de biomassa. Já espécies de baixa densidade, incluindo ameaçadas de extinção, apresentaram alto requerimento. Entre as invasoras, *A. heterophyllus* apresentou baixo requerimento nutricional, compatível com as nativas de alta densidade, enquanto *H. brasiliensis,* alto requerimento, o que pode explicar porque apesar da alta densidade, ter baixa frequência, ocorrendo de forma agregada. Dentre os requerimentos de *Paubrasilia echinata* e *H. brasiliensis* destacou-se o P, nutriente limitante em solos brasileiros. Isso pode explicar a dificuldade da ameaçada que historicamente foi abundante nas matas brasileiras, hoje, mesmo depois de anos realizando plantios de enriquecimento, continua apresentando poucos indivíduos por hectare. Quanto à deposição de serapilheira, espécies de alta densidade apresentaram contribuição muito similar, enquanto algumas pioneiras e exóticas aportaram com pelo menos o dobro da quantidade e, nesse ponto, as invasoras têm contribuído muito para melhoria da fertilidade do solo na decomposição desse material. *A. heterophyllus*, assim, como as de baixa densidade, apresentaram grande contribuição no aporte de serrapilheira e devido a ter alelopatia, pode estar sendo beneficiada nesta competição por espaço físico. Além da contribuição por este aporte, a decomposição foliar de espécies de baixa densidade e exóticas invasoras tem sido muito mais rápida, disponibilizando mais nutrientes para o solo em menos tempo. Nessa perspectiva, as exóticas invasoras têm sido responsáveis pela alteração do ecossistema florestal na Floresta Tropical Úmida estudada, alterando características do solo e a relação solo-floresta, alterando assim, a composição florística e estrutura populacional das espécies nativas, colocando-as em risco de extinção local.

Palavras-chave: eficiência nutricional, serapilheira, decomposição foliar, espécies ameaçadas, exóticas invasoras.

BARBOSA, UILIAN DO NASCIMENTO. Forest nutrition as an indicator of species ocurrence. 2023. Advisor: Fernando José Freire. Committee: Ana Carolina Borges Lins e Silva.

ABSTRACT

Little is known about the individual contribution of forest species to the soil-forest relationship in nutrient cycling and how it affects coexistence. There are reports in the literature that nutritional efficiency in forests is the responsibility of a reduced group of species. Additionally, biological invasion by exotic species may be altering the ecosystem, causing risks of local extinction. However, there are many gaps in explaining their success in other environments. Thus, this study aimed to understand the structure of a tree community and assess the nutrient stock in the soil, nutritional efficiency, and nutrient cycling of forest species in a fragment of the Moist Tropical Forest at the Recife Botanical Garden in Northeast Brazil. A phytosociological method was used with the installation of 40 systematically distributed plots, totaling 1 ha of sampling. Subsequently, 14 species were identified, including those with high and low absolute density, endangered species, and invasive exotics, to understand the relationship between distribution patterns and soil fertility, biomass production, stock, and individual contribution to litter input and decomposition in the cycling of N, P, K, Ca, and Mg. A total of 1063 individuals per ha were sampled, with 112 species (including six exotics) coexisting in a pattern of few species with high density, including two exotics (*Artocarpus heterophyllus* and *Hevea brasiliensis*), and the majority with low density, including three endangered species. Endangered and invasive exotic species showed a preference for less acidic and more fertile soils. High-density species had low nutritional requirements and greater biomass production efficiency. On the other hand, low-density species, including endangered species, had high nutrient requirements. Among the invasive species, *A. heterophyllus* showed low requirements, compatible with high-density natives, while *H. brasiliensis* showed high requirements, which may explain why, despite the high density, it has low frequency and occurs in an aggregated manner. Among the requirements of *Paubrasilia echinata* and *H. brasiliensis*, phosphorus stood out as a limiting nutrient in Brazilian soils. This may explain the difficulty faced by the endangered species, which historically was abundant in Brazilian forests but now, even after years of enrichment plantings, continues to have few individuals per hectare. Regarding litter deposition, high-density species showed very similar contributions, while some pioneer and exotic species contributed at least twice the amount. In this regard, invasive species have greatly contributed to improving soil fertility through the decomposition of litter material. A. heterophyllus, as well as low-density species, made a significant contribution to litter input, and due to allelopathy, it may be benefiting in this competition for physical space. In addition to this contribution, leaf decomposition of low-density and invasive exotic species has been much faster, making more nutrients available to the soil in less time. From this perspective, invasive exotics have been responsible for altering the forest ecosystem in the studied Moist Tropical Forest, thus changing soil characteristics and the soil-forest relationship, consequently altering the floristic composition and population structure of native species, putting them at risk of local extinction.

Keywords: Nutritional efficiency, litter, leaf decomposition, threatened species, invasive exotic species.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 15

2. REVISÃO DE LITERATURA 18

2.1 BIODIVERSIDADE EM FLORESTA TROPICAL ÚMIDA E SEUS RISCOS 18

2.2. COEXISTÊNCIA ENTRE ESPÉCIES 20

2.3 INVASÃO BIOLÓGICA: ESPÉCIES EXÓTICAS X EXÓTICAS INVASORAS 24

2.4. INDICADORES DE CONSERVAÇÃO E AMEAÇA DE EXTINÇÃO 28

2.5. EFICIÊNCIA NUTRICIONAL DE ESPÉCIES FLORESTAIS 30

2.6. CICLAGEM DE NUTRIENTES EM FLORESTA TROPICAL ÚMIDA 34

REFERÊNCIAS 36

CAPÍTULO I - COMUNIDADE ARBÓREA EM FLORESTA TROPICAL ÚMIDA: COEXISTÊNCIA ENTRE ESPÉCIES NATIVAS DE AMPLA E BAIXA OCORRÊNCIA, AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO E EXÓTICAS INVASORAS 45

RESUMO 46

ABSTRACT 47

1. INTRODUÇÃO 48

2. MATERIAL E MÉTODOS 50

2.1 ÁREA DE ESTUDO 50

2.2 COLETA DE DADOS 52

2.3 ANÁLISE DE DADOS 52

2.3.1 Suficiência amostral 52

2.3.2 Florística e caracterizações de espécies 53

2.3.3 Parâmetros fitossociológicos e índices de diversidade e equabilidade 53

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 55

3.1 SUFICIÊNCIA AMOSTRAL 55

3.2 FLORÍSTICA E INDICADORES DE CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES 55

3.3 PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS E ÍNDICES DE DIVERSIDADE E EQUABILIDADE 64

3. CONCLUSÃO **77**

REFERÊNCIAS **78**

CAPÍTULO II – NUTRIÇÃO E EFICIÊNCIA NUTRICIONAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS DE FLORESTA TROPICAL ÚMIDA NO NORDESTE DO BRASIL **84**

RESUMO **85**

ABSTRACT **86**

1. INTRODUÇÃO **87**

2. MATERIAL E MÉTODOS **89**

2.1 ÁREA DE ESTUDO 89

2.2 COLETA DE SOLO 90

2.3 SELEÇÃO DE ESPÉCIES 90

2.3.1 Caracterização das espécies **91**

2.4 BIOMASSA FOLIAR E EFICIÊNCIA NUTRICIONAL 96

2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA 97

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO **98**

3.1 ANÁLISE DE SOLO 98

3.2 BIOMASSA FOLIAR E EFICIÊNCIA NUTRICIONAL 100

REFERÊNCIAS **110**

CAPÍTULO III - ATRIBUIÇÕES DE DIFERENTES ESPÉCIES ARBÓREAS DE FLORESTA TROPICAL ÚMIDA NA CICLAGEM DE NUTRIENTES: COEXISTÊNCIA ENTRE ESPÉCIES DE AMPLA E BAIXA DENSIDADE, AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO E EXÓTICAS INVASORAS **115**

RESUMO **116**

ABSTRACT **117**

1 INTRODUÇÃO **118**

2 MATERIAL E MÉTODOS **120**

2.1 ÁREA DE ESTUDO 120

2.2 SELEÇÃO DE ESPÉCIES 121

2.3 COLETA DE SERAPILHEIRA 122

2.4 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR 123
2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA 125
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO 126
3.1 APORTE DE SERAPILHEIRA 126
3.2 DECOMPOSIÇÃO 134
4. CONCLUSÃO 143
REFERÊNCIAS 144
CONCLUSÃO GERAL 148
APÊNDICE 150

1. INTRODUÇÃO

A pressão sobre áreas florestais para conversão de uso têm contribuído para a redução e fragmentação desses ambientes, interferindo no equilíbrio e estruturação do ecossistema. Adicionalmente, a invasão biológica por espécies exóticas também tem causado desequilíbrio ambiental, perda de biodiversidade, além de grandes prejuízos financeiros para execução de ações de controle e erradicação.

As alterações de uso do solo ao longo dos séculos contribuíram para alta exploração de recursos, que por consequência introduziu em listas de risco de extinção mundial, 82.845 espécies, sendo 72% exploradas indevidamente para comércio, reprodução ou subsistência (Maxwell *et al*., 2016). A velocidade de extinção de espécies é muito maior que a descrição de novas, mesmo sabendo que 10-20% das espécies de angiospermas ainda são desconhecidas (Scheffers *et al*., 2012). Desde 1500, 75% das espécies extintas tiveram como causa a exploração, atividades agrícolas e combinação com a introdução de espécies exóticas invasoras (Maxwell *et al*., 2016).

Nessa perspectiva, é importante realizar estudos e monitoramento de populações arbóreas para entender o comportamento ecológico e características edafoclimáticas na área estudada (Gomes *et al*. 2021). Esse monitoramento proporciona entendimento de padrões ecológicos ou mesmo alteração de padrões diante de impactos ambientais tanto a nível de população, quanto comunidades e ecossistemas florestais.

Diversos estudos (Albuquerque *et al*., 2018; Lima *et al*., 2018; Silva *et al*., 2018) têm sido realizados para entender como se estrutura a vegetação em ambientes florestais e relação solo-floresta, porém, a interpretação dos dados costuma ser restrita às espécies de maior abundância ou maior valor de importância (VI). Contudo, vale destacar que nesses estudos em ambientes de floresta tropical, o padrão encontrado é de poucas espécies com grande abundância, enquanto a maioria apresenta baixa densidade e frequência. Dessa forma, é necessário buscar entendimento sobre o que pode gerar essas baixas densidades na maioria das espécies.

Dentre outros fatores, características do solo costumam representar grande importância sobre a distribuição de espécies, já que além do suporte físico, este substrato também fornece água e nutrientes para o desenvolvimento das plantas (Silva *et al*., 2015). Após absorvidos e utilizados pelos vegetais, os nutrientes são devolvidos ao solo pela deposição de serapilheira e decomposição dessa biomassa, em grande parte constituída por folhagem (Souza *et al*., 2018), influenciando nas características físicas e químicas do solo.

Assim, percebe-se uma relação cíclica, na qual o solo influencia a vegetação e a vegetação influencia a dinâmica de fertilidade do solo.

O estudo das características do solo e sua relação com vegetação nativa possibilita conhecer como se estrutura a comunidade florestal, embasando ações de conservação (Higuchi *et al*., 2014). Para o entendimento do manejo nutricional em florestas é necessário quantificar estoque e conhecer os fluxos de entrada e saída de nutrientes, sendo importante para tomada de decisão sobre práticas de conservação e reposição de nutrientes (Vargas *et al*., 2018).

Nadeau e Sullivan (2015), estudando a influência da fertilidade de solos na riqueza de florestas tropicais na Costa Rica, identificaram que quanto mais pobres os solos, maior a diversidade de espécies florestais. Nas áreas de floresta tropical, que costumam apresentar grande riqueza, os solos costumam ser mais intemperizados e pobres em nutrientes. De acordo com Aerts e Chapin (2000), plantas que ocorrem nesses solos oligotróficos possuem maior eficiência nutricional que as ocorrentes em solos férteis. Essa eficiência é a relação entre biomassa produzida e estoque nutricional da planta (Barbosa *et al*., 2019), isto é, a quantidade de nutriente necessária para produzir a biomassa vegetal.

Lima *et al*. (2018), estudando a eficiência nutricional de espécies florestais em um fragmento de Floresta Tropical Úmida, na zona da mata sul de Pernambuco, identificaram que existe uma divisão de trabalho entre as espécies, diferenciando as que ciclam mais determinado nutriente que outras. Esse fato pode ser considerado uma estratégia no compartilhamento de recursos (Bündchen *et al*., 2013), favorecendo a coexistência em áreas de grande biodiversidade (Richards; Schmidt, 2010). Desta forma, exigências distintas resultam em diferenças de abundâncias, bem como padrões de distribuição de espécies (Higuchi *et al*., 2011). Porém, as espécies que têm sido foco de estudos detalhados apresentam ocorrência ampla e geralmente são encontradas facilmente, enquanto que as recém descobertas, com ocorrência restrita, abrange a grande maioria das descritas (Pim *et al*., 2014).

Este padrão encontrado remete a teoria do nicho, definida por Hutchinson (1957) como conjunto de condições ambientais determinantes para proporcionar a sobrevivência e reprodução de dada espécie. De acordo com essa teoria, espécies distintas não conseguem ocupar o mesmo nicho, o que leva à exclusão competitiva. Essa exclusão sugerida por Gause (1934) ocorre quando espécies utilizam o mesmo recurso em uma mesma área, não sendo possível a coexistência, então a espécie que faz o uso mais eficiente de dado recurso, exclui as demais. Ao mesmo tempo, quando uma espécie é dependente de um determinado recurso e a

quantidade dele é reduzida, ela se torna dependente da densidade e seu sucesso limitado por ele (Chesson, 2000).

Nesta perspectiva, este trabalho objetiva elucidar a relação da fertilidade do solo com a coexistência de espécies florestais de diferentes densidades de ocupação em fragmento de Floresta Tropical Úmida a partir da avaliação de biomassa foliar, teor e estoque de N, P, K, Ca e Mg, bem como eficiência nutricional e ciclagem de nutrientes, de modo a esclarecer os seguintes questionamentos:

1 – Como está estruturada a vegetação arbórea no ambiente de Floresta Tropical Úmida estudado?

2 - Qual a influência da fertilidade do solo na coexistência entre espécies florestais de alta e baixa densidade absoluta?

3 – Existe diferença na contribuição das espécies arbóreas na ciclagem de nutrientes?

4 - Qual a relação nutricional entre grupos de espécies nativas de ampla ocorrência, raras/ameaçadas de extinção e exóticas invasoras?

Foram consideradas as seguintes hipóteses: i) A restrição na ocorrência de espécies florestais está relacionada às características químicas do solo e à eficiência dessas espécies no uso de nutrientes; ii) Espécies de ocorrência restrita (menos abundantes) tem baixa eficiência devido ao alto requerimento nutricional, sendo um dos fatores que contribui para sua exclusão do ambiente; iii) A elevada densidade de espécies invasoras afeta a ciclagem e a disponibilidade de nutrientes no solo, interferindo no equilíbrio nutricional do ambiente contribuindo ainda mais para a diminuição da ocorrência das espécies ameaçadas de extinção.

A tese foi organizada em três capítulos:

I - Estrutura de comunidade arbórea em Floresta Tropical Úmida: coexistência entre espécies nativas de ampla e baixa ocorrência, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras;

II – Nutrição e eficiência nutricional de espécies arbóreas de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil;

III – Atribuições de diferentes espécies arbóreas de floresta tropical úmida na ciclagem de nutrientes: coexistência entre espécies de ampla e baixa densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras

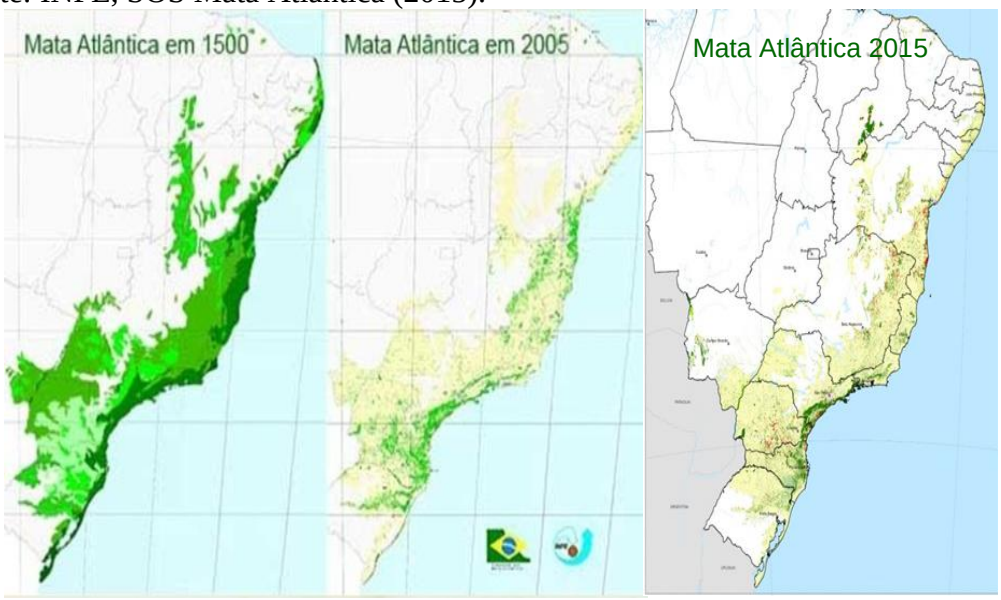
2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 BIODIVERSIDADE EM FLORESTA TROPICAL ÚMIDA E SEUS RISCOS

As florestas tropicais concentram grande riqueza da biodiversidade mundial, abarcando mais da metade das espécies já identificadas, sendo o Brasil, o maior detentor desta riqueza, com cerca de 30% dessas florestas em seu território (Lima *et al*., 2021). Contudo, a perda dessa biodiversidade tem sido motivo de grande preocupação, diante de perturbações que influenciam na composição e diversidade de espécies (Pessoa; Araújo, 2020).

O processo de conversão de uso em áreas florestais é considerado principal responsável pela extinção de espécies, antes mesmo de se conhecer a distribuição original, os aspectos determinísticos dessa distribuição e potenciais utilidades (Pim *et al*., 2014). Porém, a invasão biológica também reflete em riscos, geralmente dificultando a coexistência, causando exclusão competitiva e até mesmo a extinção local. No Brasil, áreas de Floresta Atlântica, de acordo com Rezende *et al*. (2018) foram reduzidas a cerca de 28% da área originalmente ocupada pelo bioma (Figura 1). Além disso, devido a fragmentação, 84% da cobertura é formada por pequenos fragmentos com menos de 50 hectares (Ribeiro *et al*., 2009).

Figura 1. Comparativo de área ocupada pelo bioma Mata Atlântica em 1500, 2005 e 2015. Fonte: INPE, SOS Mata Atlântica (2015).



Apesar desta fragmentação, a diversidade de espécies não está necessariamente relacionada ao tamanho da área florestal, mas sim, principalmente, aos níveis de perturbação encontrados nestes ambientes. Desta forma, remanescentes de médio e pequeno porte

desempenham grande importância na conservação da biodiversidade em florestas tropicais (Pessoa; Araújo, 2020).

Para conhecer a biodiversidade vegetal, é necessário realização de estudos florísticos, os quais poderão embasar seleção de áreas prioritárias para conservação (Cruz *et al*., 2018). Esses estudos podem prover informações ecológicas importantes para o melhor entendimento sobre comunidades vegetais no que tange a formação de grupos ecológicos e sucessão florestal, distribuição de espécies, fenologia, dispersão, produção de biomassa, relações solo-planta e impactos de ações antrópicas (Silva *et al*., 2022; Figueiredo; Figueiredo, 2019).

A sucessão ecológica trata-se da substituição de espécies vegetais ao longo do tempo, onde espécies pioneiras se estabelecem em clareiras ou áreas abertas, enquanto às tardias germinam e se desenvolvem em áreas sombreadas (Fellito *et al*., 2017). Em florestas úmidas a a sucessão ocorre com base na tolerância das espécies ao sombreamento, iniciando o processo com pioneiras e em fase avançada diminuição da ocorrência de árvores caducifólias e com folhas compostas diante das alterações microclimáticas que tornam o ambiente menos quente e seco (Poorter *et al*., 2021).

Em áreas de solos ricos em nutrientes, a luz assume como principal fator de redução na diversidade de plantas (Houston; Angelis, 1994). Já em áreas de floresta tropical, os solos pobres serão determinantes na composição de espécies (Pinho *et al*., 2017). Identificar nutrientes limitantes no solo pode fornecer informações importantes sobre a ocorrência de espécies ou até mesmo a composição geral de uma comunidade (Barton *et al*., 2020).

Diante da limitação nutricional nos solos de florestas tropicais, de acordo com Raulino *et al*. (2021), espécies que apresentam menores teores nutricionais são mais eficientes no uso desses nutrientes. E de acordo com os autores, a biomassa das espécies influencia no estoque nutricional e consequente liberação de nutrientes para outras espécies, o que promove a sustentabilidade nutricional do solo.

No Nordeste do Brasil, Lima *et al*. (2018), estudando a eficiência nutricional de espécies florestais em um fragmento de Floresta Atlântica, identificaram a existência de particionamento de nicho, diferenciando as que ciclam mais determinado nutriente que outras. Isso permite a coexistência entre espécies, dificultando a exclusão competitiva e consequente extinção local.

2.2 COEXISTÊNCIA ENTRE ESPÉCIES

Em ecologia de comunidades sabe-se que a coexistência entre espécies ocorre devido a diferenciação de nicho, de modo a reduzir a competição interespecífica, o que possibilita a grande diversidade de espécies que encontramos em florestas tropicais (D'Andrea *et al*., 2020).

Para o entendimento acerca de coexistência é importante destacar a definição de nicho por Hutchinson (1957). O pesquisador definiu nicho como conjunto de condições bióticas e abióticas que regulam a distribuição, abundância e coexistência entre espécies. Hutchinson (1957) trouxe ainda conceitos como nicho fundamental e nicho realizado, sendo o primeiro, algo mais conceitual, em que a espécie poderia ocupar na ausência de outras, e o segundo, o efetivamente ocupado, considerando as interações existentes.

A coexistência está relacionada à ocorrência de populações de espécies sobrepostas em uma mesma área e tempo, considerando então a delimitação de um espaço geográfico definido competindo pelos mesmos recursos (Giacomini, 2007). Ocorre quando o balanço entre natalidade e mortalidade a longo prazo tende a zero, ou seja, quando a natalidade apenas compensa a mortalidade ocorrente (Meszéna *et al*., 2006).

Agregação de indivíduos de uma população também possibilita a coexistência, já que ao permanecer de forma agrupada em espaço determinado, abre-se possibilidade de ocupação de espaços restantes por outras espécies (Giacomini, 2007).

Os mecanismos de coexistência podem ser do tipo estabilizadores ou equalizadores (Chesson, 2000). Os estabilizadores são aqueles que aumentam a diferença de nicho entre espécies, diminuindo a sobreposição. Assim, cada espécie possui associação com um determinado grupo de recursos e a competição intraespecífica é maior que a interespecífica. Já os equalizadores reduzem diferenças de habilidade competitiva entre espécies e, neste caso a competição interespecífica é maior que a intraespecífica, levando à exclusão das menos competitivas (Menezes; Martins; Araújo, 2016).

Quando duas espécies competem por dois recursos e a produtividade de uma delas depende majoritariamente de um desses e isso reduz a densidade deste recurso, conclui-se que o mesmo se torna um fator limitante para o crescimento da população desta espécie. Caso ocorra a mesma situação com a outra espécie, porém, com dependência de outro recurso, poderá haver coexistência. Por outro lado, quando uma delas demonstra resultado superior de produtividade por unidade de determinado recurso, ampliando sua população a ponto de explorar até recursos não preferenciais, limitantes para outra espécie, ocorrerá a exclusão competitiva (Giacomini, 2007).

Alterações de estratégias de espécies (*trade-offs*) relacionada à disponibilidade de recursos e distúrbios ocorridos na comunidade são responsáveis pela determinação da coexistência (Angulo *et al*., 2013). Porém, de acordo com estudos de Dislich, Johst e Huth (2010), trocas de alguns atributos fisiológicos isoladamente não conseguem determinar coexistência a longo prazo. Neste caso, os *trade-offs* não possuem efeito estabilizador, apenas equalizador.

Espécies que apresentam requerimentos ecológicos semelhantes e consequente forte sobreposição de nicho não costumam coexistir a longo prazo (Cornwell; Ackerly, 2009). Na competição entre espécies que utilizam o mesmo nicho ecológico podem ocorrer três situações distintas: extinção de uma dessas espécies; expulsão de uma delas do território utilizado; alteração do nicho ecológico de uma ou ambas (Amabhis; Martho, 2004).

Quanto maior a variação ambiental, maiores serão as chances de ocorrer coexistência (Chesson; Warner, 1981; Chesson, 2000). A ocorrência de diferentes pragas e patógenos também auxiliam no impedimento que uma espécie domine uma floresta, permitindo a coexistência (Gillett, 1962).

De acordo Leigh *et al*. (2004) vários fatores favorecem a coexistência entre espécies arbóreas, dentre eles: perturbações como a queda de árvores com aberturas de clareiras; especialização em diferentes estratos da floresta, características de solo, ou com polinizadores e dispersores; e pressão de pragas.

Para pesquisas em ambientes de competição espacialmente homogêneos é necessário estabelecer as seguintes etapas: i) tipo de fator limitante; ii) tipo de interação competitiva; iii) escala espacial de abrangência; iv) se a competitividade da espécie varia no espaço (Amarasekare, 2003). Nesses estudos também se faz necessário a delimitação do número de espécies, de modo a facilitar as análises (Giacomini, 2007).

Para que ocorra a coexistência é necessário que as espécies tenham comportamentos diferentes na forma como impactam ou são impactadas por determinados recursos ou inimigos naturais, sendo necessário que ocorram diferenciações que ampliem a competição intraespecífica em detrimento da interespecífica (Amarasekare, 2003).

As espécies coexistentes brigam em um mesmo espaço por recursos como luminosidade, água e nutrientes, porém, com intensidades diferentes, o que permite a coexistência. Mesmo com esse particionamento de nicho, a coexistência ocorre por envolver combinações de estratégias para o uso de recursos (Riva *et al*., 2017).

De acordo com Amarasekare (2003) a partição de nicho pode ocorrer de três formas: particionamento de recursos (nutrientes, água, luminosidade) ou inimigos naturais;

particionamento temporal (sucessão de espécies); ou espacial (escala local, na comunidade ou regional em metacomunidades). Espécies lenhosas costumam apresentar plasticidade na absorção de nutrientes (Riva *et al*., 2017).

Variações espaciais na disponibilidade de recursos podem proporcionar que diferentes espécies ocorram em locais diferentes, o que levaria a uma coexistência regional de espécies excluídas a nível local (Amarasekare, 2003). Quando as espécies arbóreas conseguem ampliar suas populações evitando a extinção, ocupando nichos diferenciados, a diversidade de espécies será ampliada devido a maior oportunidade de nichos, que surgem por variabilidade de hábitats ou de oportunidades por hábitat (Leigh *et al*., 2004).

Com relação a estudos de particionamento de nicho de espécies arbóreas, Kawaletz *et al.* (2013) propuzeram a separação de nichos por interações abaixo (água, nutrientes, etc.) e acima do solo (baseada principalmente na influência de luminosidade). Outros estudos tem demonstrado que ao invés da partição de nicho, as espécies de floresta tropical coexistem devido a padrões de agrupamento de acordo com características semelhantes (D'Andrea *et al*., 2020).

Peñuelas *et al*. (2008) estudando a coexistência entre espécies arbóreas no Nordeste da Espanha, mediram concentrações nutricionais de macro e micro nutrientes em fração foliar. Identificaram o que denominaram "nicho biogeoquímico", demonstrando que as espécies diferiram no uso de quantidades e proporções de nutrientes, o que promovia a coexistência. Verificaram também, plasticidade adaptativa no uso dos nutrientes por algumas espécies diante de diferentes condições climáticas, afirmando que isso implicaria em mudanças na estrutura da comunidade.

Outro grupo de pesquisadores conduzido por Riva *et al*. (2017), estudando características foliares de 45 espécies em diferentes ambientes topográficos do Mediterrâneo também identificaram que as diferenças na composição química foliar demonstraram partição de nicho biogeoquímico em todos os gradientes de área estudada, possibilitando a coexistência.

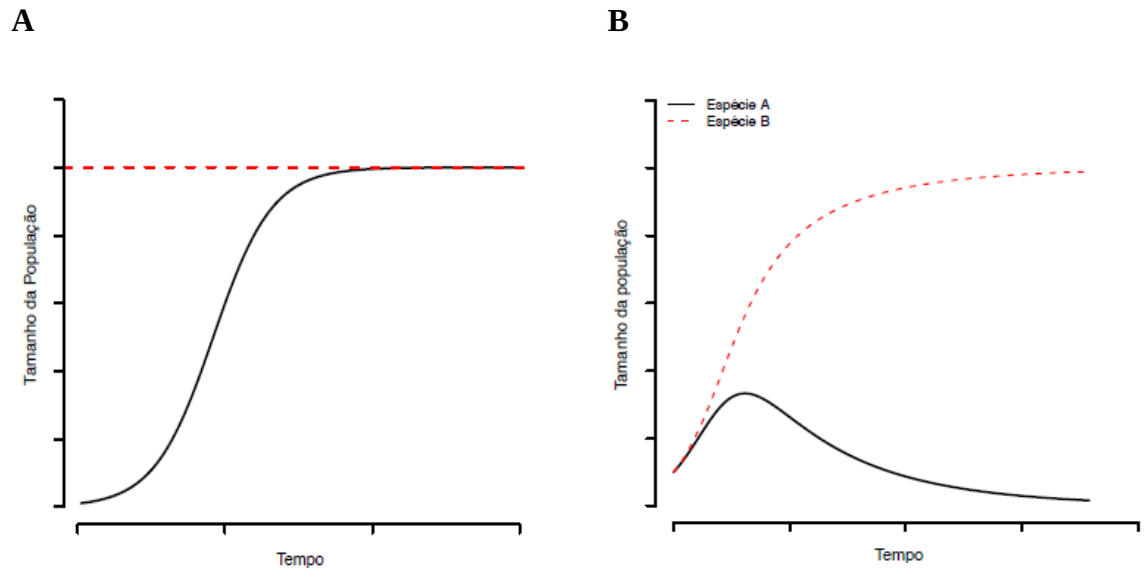
De acordo a teoria do nicho, espécies distintas não conseguem ocupar o mesmo nicho, podendo haver exclusão competitiva (Barton *et al*., 2020). O conceito de exclusão, de acordo com Darlington Jr. (1972) já era citado por Darwin, considerando que espécies concorrentes tenderiam a afetar populações umas das outras, levando a extinção de algumas. Quando uma espécie é dependente de um determinado recurso e reduz a quantidade desse recurso, ela se torna dependente da densidade desse recurso e limitada por ele (Chesson, 2000).

Essa exclusão ocorre quando existe sobreposição de nicho entre espécies, e ocorrendo entre nativas e invasoras ecologicamente semelhantes, pode haver exclusão de espécies mais vulneráveis, como as ameaçadas de extinção. Por outro lado, se existe coexistência entre essas populações em outros locais, é provável que esteja ocorrendo partição de nicho (Derbridge; Koprowski, 2019).

Estudos relacionados a teoria de coexistência e exclusão competitiva ganharam força na década de 1930 através do biólogo russo Georgy Frantsevich Gause em seu livro "*The Struggle for Existance*". O pesquisador, realizando experimento entre duas espécies de protozoários, verificou que em determinado momento, a espécie de maior tamanho e reprodução mais lenta reduzia sua população até a extinção, enquanto a outra continuava a crescer até alcançar a estabilização (Gause, 1934).

Esse princípio é apoiado por vários modelos matemáticos, sendo o mais conhecido, o de Alfred J. Lotka e Vito Volterra (Murrel; Purves; Law, 2002), o qual demonstra que espécies concorrentes mais fortes, com o tempo eliminam as mais fracas pela extinção. O modelo Lotka Volterra é formado por duas equações, sendo uma para cada espécie, onde na ausência de competidor, ocorrerá crescimento até o alcance da capacidade de suporte do ambiente (Figura 2A). Do contrário, na existência de competição (Figura 1B), uma das espécies terá seu crescimento populacional reduzido, podendo ser excluída do ambiente (Mandai, 2014).

Figura 2. A - Crescimento populacional da espécie A na competição intraespecífica. B - Previsão de competição interespecífica entre espécies A e B, ocorrendo exclusão competitiva. Fonte: Mandai (2014).



A exclusão competitiva sugerida por Gause (1934) ocorre quando espécies utilizam o mesmo recurso em uma mesma área, não sendo possível a coexistência. Então, a espécie que faz o uso mais eficiente do recurso, exclui as demais (Menezes; Martins; Araújo, 2016).

Nas primeiras décadas após estudos de Gause, a exclusão competitiva foi estudada por experimentos laboratoriais, ainda hoje bastante realizados (Cushing *et al*., 2007). Atualmente, diante da dificuldade de observação direta da competição na natureza, usam-se muitos modelos matemáticos para previsão de probabilidade de exclusão competitiva e coexistência (Uricchio *et al*., 2019). Porém, pe necessário a realização de estudos em áreas naturais para entender como esses processos funcionam na prática.

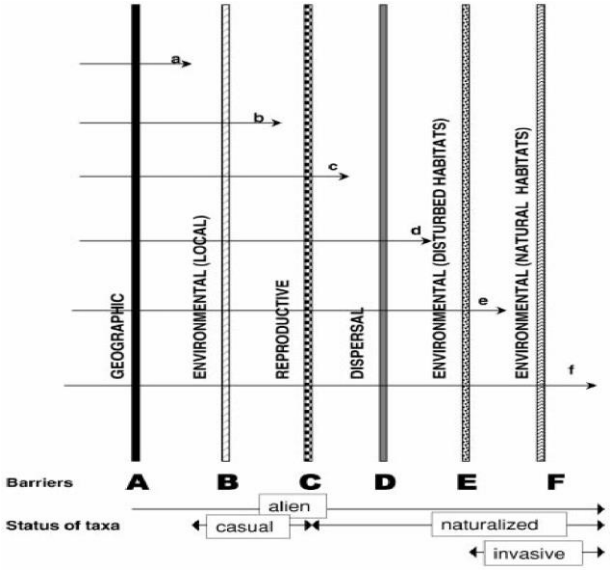
2.3 INVASÃO BIOLÓGICA: ESPÉCIES EXÓTICAS X EXÓTICAS INVASORAS

A invasão biológica ganhou notoriedade na ciência a partir da publicação do livro "*The ecology of invasions by animals and plants*" por Charles Elton (1958). O tema já era citado por naturalistas do século XIX, tais como Darwin, Alphonse de Candolle, Joseph Hooker e Charles Lyell, mas na época ainda não considerado como grande propulsor de impacto a biodiversidade (Richardson; Pyšek, 2008). As espécies exóticas invasoras são consideradas a segunda maior causa da perda de biodiversidade no mundo (Ziller, 2000).

Espécies exóticas invasoras podem causar grandes impactos no ambiente invadido, incluindo alterações na abundância e riqueza de espécies nativas, bem como na ciclagem de nutrientes (Pyšek, 2011; Vilá *et al*., 2011). Normalmente, esse sucesso na invasão se dá devido a maior competitividade no uso de recursos não utilizados e maior produtividade de biomassa que espécies nativas (Kawaletz *et al*., 2013).

Ainda hoje existe muita confusão com relação ao uso de termos exóticas e exóticas invasoras. Espécies exóticas são aquelas não encontradas naturalmente em determinado local. Quando introduzidas neste local (de forma intencional ou acidental), transpõem barreiras geográficas (Figura 3). Neste novo ambiente podem encontrar barreiras bióticas e abióticas (ausência de competidores, predadores, disponibilidade de nichos vazios ou expansão para novos nichos) e então não passar dessa fase, ocorrendo apenas casualmente. Caso supere essas barreiras e consigam se reproduzir, serão consideradas naturalizadas. Podem continuar nesta fase, sem causar impactos na comunidade. Porém, ocorrendo algum tipo de distúrbio ambiental, as plantas podem ampliar sua população, produzindo descendentes férteis em áreas distintas de onde ocorreu introdução inicial, a partir de 100m da planta mãe em intervalo de tempo menor de 50 anos. Nesta fase serão consideradas como espécies invasoras, causando desequilíbrio no ambiente (Richardson *et al*., 2000).

Figura 3. Representação do processo de quebra de barreiras para ocorrência de invasão biológica por espécie exótica, de acordo com Richardson (2000).



Williamson e Brown (1986), considerando que nem todas as espécies exóticas tornam-se invasoras, propuseram a regra dos 10%. De acordo com essa regra, apenas 10% das espécies exóticas introduzidas se desenvolveriam em novo local, 10% dessas se tornariam naturalizadas e 10% das naturalizadas se tornariam invasoras. Porém, essa regra tem sido muito criticada e colocada em prova em outros estudos, com resultados variando entre 5-20% (Williamson, 1999) a até mesmo em torno de 0,1% (Godfray; Crawley, 1998).

Para obtenção de sucesso no processo de invasão, a planta exótica deve ter elevada tolerância e plasticidade à variabilidade de condições ambientais (Richardson; Pyšek, 2006). Nesta perspectiva, Fang e Wang (2020) citam a tolerância ao sombreamento e capacidade de privar as demais espécies de luminosidade no ambiente, diante da cobertura de copa.

Espécies exóticas com características de fixadoras de nitrogênio normalmente obtêm sucesso no processo de invasibilidade devido ao rápido crescimento, obtendo mais rapidamente vantagem quando a luminosidade é fator limitante (Macdougall; Gilbert; Levine, 2009).

Com base na teoria de nicho e coexistência, diferenças vantajosas no condicionamento físico e de nicho entre espécies exóticas e nativas em uma comunidade são determinantes no sucesso da invasão (Macdougall; Gilbert; Levine, 2009). Como exemplo, citam que uma espécie exótica com raízes explorando maiores profundidades do solo obtém mais sucesso quando cercado por outras espécies com raízes rasas. Nessa perspectiva, Kawaletz *et al*.

(2013), sugerem que em estudos de competição interespecíficas, as interações entre plantas sejam estudadas distinguindo de modo claro competição abaixo e acima do solo.

Já com relação ao ambiente invadido, para Heckman *et al*. (2017), três fatores influenciam no processo de ocupação por plantas exóticas: pressão de inimigos naturais em espécies nativas, disponibilidade de nutrientes no solo e riqueza de espécies nativas. Isso remete a hipótese de resistência biótica, a qual prediz que quanto mais saudável a floresta, com altas taxas de ocupação espacial por espécies nativas, número de espécies e uso dos nutrientes, maior será a resistência à invasão por espécies exóticas (Nunez-Mir *et al*.,2017).

Comunidades com maior riqueza de espécies podem também ter forte efeito alelopático em exóticas, devido à composição de diferentes aleloquímicos (complementaridade de nicho) resultantes da mistura de espécies nativas, conforme comprovado experimentalmente por Adomako *et al*. (2019).

Com relação aos atributos comuns às espécies exóticas que facilitem a disseminação, a ponto de torná-las invasoras, podem ser citados: alta taxa de crescimento, grande produção de sementes com alta longevidade no solo, altos percentuais de germinação, maturação precoce, floração e frutificação por longos períodos, alelopatia, ausência de patógenos ou predadores (Genovesi, 2005; Parker *et al*., 1999).

Uma hipótese conhecida como propulsora da invasão é a liberação do inimigo, já que no novo ambiente a espécie exótica encontra-se livre de seus inimigos naturais (Korell *et al*., 2019). Essa hipótese pode explicar casos de espécies consideradas raras em seus ambientes naturais que se tornam invasoras em outros ambientes a partir do auxílio humano (Catford; Bode; Tilman, 2018).

A inclusão de uma espécie exótica no ecossistema pode proporcionar inúmeras respostas em diferentes espécies nativas, modificando a partir da invasão, a dinâmica ocorrente anteriormente, gerando problemas de dimensões ecológicas e econômicas. Além disso, podem afetar indiretamente o ser humano diante de impactos causados na dinâmica populacional de espécies nativas valiosas (Knowler, 2015).

Apesar da forma como o impacto sobre um ecossistema ocorre não ser totalmente entendido, uma única espécie exótica invadindo um novo ambiente pode impactar o local de várias formas na dinâmica da comunidade e funções do ecossistema (Fang; Wang, 2020). A ecologia da invasão estuda questões relacionadas à introdução de espécies, processo de naturalização, invasão, interações, impactos econômicos e sociais (Richardson; Pyšek, 2006).

É difícil prover o entendimento de impactos de espécies exóticas invasoras no ecossistema, principalmente os indiretos e se realmente são elas que impulsionam as

mudanças que podem ser mediadas pela diversidade, biomassa ou ambos (Linders *et al*., 2019). Os autores, estudando a invasão de *Prosopis juliflora* em ambientes secos da África Oriental verificaram que a redução da diversidade de plantas (impacto direto) foi responsável por redução da abundância de espécies invertebrados e biomassa herbácea, que por sua vez, reduziu estabilidade do solo e teor de carbono orgânico.

Para medida de impacto do invasor, Parker *et al*. (1999) sugerem a verificação de abundância da população ou biomassa, já que demonstra espaço não disponível para outras espécies. Sugerem ainda outros quatro níveis: 1) impactos a nível de indivíduos (natalidade e mortalidade); 2) impactos genéticos (a exemplo da hibridação); 3) na comunidade (riqueza, diversidade, etc.); 4) processos ecossistêmicos (produtividade primária, disponibilidade de nutrientes, etc.)

Inúmeras espécies arbóreas exóticas foram introduzidas na silvicultura nas últimas décadas, devido a características de tolerância a condições diversas, rápido crescimento, frutificação e produção de sementes, o que eleva o risco futuro de invasão biológica (Richardson; Rejmánek, 2011). Assim, de modo a frear a invasibilidade em diferentes ecossistemas, esses autores sugerem questões prioritárias na pesquisa, tais como: i) Criação de listas de espécies invasoras; ii) Análises detalhadas do potencial invasor de espécies de uso comercial; iii) Redução de introduções e disseminação a partir da conscientização sobre o tema, pesquisas, incentivos e criação de legislação aplicada; iv) Prover entendimento de como ocorre o processo de invasão; v) Mapeamento e avaliação dos impactos.

Apesar de muitos estudos apontarem a riqueza de espécies nativas como principal resposta à invasão biológica, a abundância deve ser considerada métrica principal nas abordagens de pesquisa devido a sua sensibilidade de resposta a alterações no ambiente (Pearson *et al*., 2016).

Outro problema relativo ao estudo de invasão biológica é a dificuldade de estudar os distúrbios que conduzem a espécie exótica ao *status* de invasora. Em áreas de vegetação predominantemente gramínea, um ano chuvoso, ocorrência de queimadas ou escavações por tatus podem ser suficientes para desencadear ocupação por espécies lenhosas exóticas (Mazía; Chaneton; Ghersa, 2019).

Em estudos realizados sobre distribuição de espécies exóticas invasoras no Brasil, Reis *et al*. (2022) identificaram a Floresta Atlântica como o bioma mais afetado. Os autores relacionaram ainda uma predominância de espécies exóticas invasoras em regiões com climas bastante distintos do tipo As, Aw, Cfa, Af e Bsh, áreas antropizadas e de solos degradados.

2.4 INDICADORES DE CONSERVAÇÃO E AMEAÇA DE EXTINÇÃO

Em estudos de comunidades vegetais costuma-se notar um padrão de poucas espécies com grande abundância, enquanto a maioria pode ser considerada rara a nível local. O tema raridade é polêmico entre pesquisadores, mas de grande importância para definir prioridades de conservação, já que espécies raras se tornam mais susceptíveis à alterações climáticas e impactos ambientais advindos de ações antrópicas e naturais. Essa raridade pode estar relacionada a diversos fatores, como distribuição espacial, tamanho da população, estratégias de polinização e dispersão, relações solo-planta.

O conceito de raridade é tratado de formas distintas por pesquisadores. Rabinowitz *et al.* (1986) consideraram três parâmetros para definir uma espécie como rara: tamanho da população, hábitat de preferência e distribuição geográfica das espécies. Para Martins (1991), são aquelas espécies que apresentam apenas 1 ind.ha^{-1}. Hubell (2013) utiliza como medida de raridade a comparação de abundâncias coletivas, considerando comuns as espécies que compreendam 50% de todos os indivíduos amostrados e raras as 50% restantes.

Impactos causados por ações antropogênicas causam grandes perdas de biodiversidade, o que torna necessário a implantação de estratégias de conservação de espécies (Pearson; Clarck; Hahn, 2021). Mas além desses impactos, a dificuldade de coexistência também pode ser responsável por tornar espécies raras localmente, levando à exclusão competitiva (extinção local).

Para caracterização de populações é importante considerar diversos parâmetros que proporcionem melhor entendimento da ecologia das espécies e relações entre elas na comunidade, bem como interações com o ecossistema. Brandão *et al.* (2020) estudando espécies arbóreas em Floresta Tropical Úmida no Estado de Alagoas consideraram indicadores ecológicos estruturais como parâmetros fitossociológicos, índices de diversidade e equabilidade, presença de espécies exóticas, altura média, diâmetro médio, grupos ecológicos e síndromes de dispersão.

No mundo inteiro, mais de 82.845 espécies são enquadradadas em categorias de risco de extinção na lista vermelha da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) (Maxuell *et al*., 2016). No Brasil, de acordo com levantamentos sobre a flora realizados pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNFLORA), de 46.223 espécies registradas no país, 6.046 foram avaliadas quanto ao estado de conservação, 2.953 caracterizadas como ameaçadas (2113 constam na lista oficial – Portaria MMA nº 443/2014), porém, apenas 332 estão inseridas em planos de conservação (Cncflora, 2022).

Para criação destas listas são consideradas dez categorias distintas de risco, descritas pela IUCN, de modo a haver padronização mundial: Extinta (EX), Extinta na Natureza (EW), Criticamente ameaçada (CR), Em perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase ameaçada (NT), Menos preocupante (LC), Deficiente de dados (DD), Não aplicável (NA) e Não avaliada (NE) (Brasil, 2014).

Segundo o Secretariado da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), desde 1600, as espécies exóticas invasoas foram responsáveis por 39% da extinção de animais, invadindo países como Estados Unidos, Reino Unido, Austrália, África do Sul, Índia e Brasil (Brasil, 2011). Nesses países, os prejuízos em cultivos agrícolas, pastagens e áreas florestais foram estimados em torno de 336 bilhões de dólares por ano (Pimentel *et al*., 2001).

De acordo com a Portaria 43/2014 do Ministério do Meio Ambiente, art 6º, são consideradas efetivamente em risco, as espécies enquadradas como: Extinta na Natureza (EW), Criticamente ameaçada (CR), Em perigo (EN), Vulnerável (VU). Já as Quase ameaçada (NT), Menos preocupante (LC) e Deficiente de dados (DD) passam a ser consideradas como prioritárias quanto às pesquisas de status de conservação. Essas pesquisas devem conter dados relacionados a distribuição geográfica, estado de conservação e fatores de ameaça (Brasil, 2014).

Avaliações de estado de conservação devem considerar os seguintes critérios: I) Tamanho populacional e informações quanto a fragmentação, flutuações ou declínio passado e/ou projetado; II) Extensão da distribuição geográfica, área de ocupação e informação de fragmentação, declínio ou flutuações; III) Ameaças à espécie; e IV) Ações de conservação já realizadas (Brasil, 2014).

Para as espécies já avaliadas, é importante a elaboração de Planos de Ação Nacionais (PAN) que devem ser supervisionados pelo Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ) através do CNCFlora em caso de espécies da flora e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, para espécies da fauna (Brasil, 2014). A princípio esses PAN eram realizados por espécie, mas atualmente se considera fazer por áreas de importância para a conservação, englobando diversas espécies em um mesmo PAN.

Um problema associado à falta de informações com relação ao impacto de espécies exóticas na extinção de espécies nativas é que muitas exóticas ainda são pouco estudadas quanto às suas características (Downley; Richardson, 2016, Richardson; Rejmánek, 2011).

O processo de extinção de uma espécie envolve seis fatores: 1) Mortalidade local excedendo a natalidade e efeito da diferença de imigração e emigração; 2) Inexistência de indivíduos vivos em uma ou mais populações anteriores; 3) Extinção de uma ou mais

populações na natureza (extinção local), porém com outras populações fragmentadas na paisagem; 4) Inexistência de indivíduos vivos, mas com propágulos no banco de sementes; 5) Extinção na natureza (porém com existência *ex situ*); 6) Extinção completa por inexistência de indivíduos e propágulos (Downley; Richardson, 2016).

O risco de extinção de uma espécie nativa está relacionado ao grau de correspondência espacial da ameaça em relação ao risco, ou seja, à distribuição espacial da espécie exótica em relação à distribuição das nativas ameaçadas (Downley; Richardson, 2016). Bellard, Cassey e Blackburn (2016) estudando motivações de extinção para espécies da Lista Vermelha da IUCN nas categorias extintas e extintas na natureza, verificaram que 58% dessas extinções foram devido a impactos por espécies exóticas invasoras.

É importante realizar o monitoramento de populações arbóreas para entender o comportamento ecológico e características edafoclimáticas na área estudada (Gomes *et al*. 2021), já que a invasão biológica costuma causar respostas muito rápidas de declínio populacional de espécies nativas (Bellard *et al*., 2022).

Espécies como pau-Brasil (*Paubrasilia echinata*) ocorriam por toda a área do bioma Mata Atlântica, mas sua exploração durante os primeiros anos de ocupação do país era a única fonte de renda da colônia portuguesa, o que levou a situação atual de elevado risco de extinção. Sua madeira possui alto valor comercial até hoje, sendo indicada até para fabricação de instrumentos musicais (Silva *et al*., 2020). Hoje a espécie está enquadrada pelo CNCFlora na categoria “Em Perigo” e apesar de inúmeras ações de plantio, ainda se percebe dificuldades no restabelecimento de suas populações.

2.5 EFICIÊNCIA NUTRICIONAL DE ESPÉCIES FLORESTAIS

A eficiência nutricional pode ser entendida como a relação entre biomassa e estoque nutricional de uma planta (Barbosa *et al*., 2019), isto é, quantidade de nutriente necessária para produzir 1kg de matéria seca. Já o estoque, de acordo com Espig et al. (2008), em kg ha^{-1} pode ser calculado pela multiplicação do teor encontrado no material analisado (g kg^{-1}) pela biomassa desse material em kg ha^{-1}. Uma boa eficiência de utilização nutricional está relacionada a uma pequena demanda do nutriente para a formação de grande quantidade de biomassa (Lima *et al*., 2018).

Essa eficiência varia de acordo com tipo de solo, características genéticas da espécie, fatores ambientais e até mesmo estágio sucessional da espécie (Fontes; Rodrigues; Rodrigues, 2013). Para florestas naturais, a eficiência nutricional traz informações importantes quanto à contribuição das espécies ali ocorrentes, no aporte de nutrientes, tendo

em vista que normalmente ocorrem em solos pouco férteis ou com limitações em determinados nutrientes (Espig *et al*., 2008).

Espécies pioneiras por apresentarem maiores taxas de crescimento, tendem a demandar mais nutrientes, respondendo bem à fertilização. Ao contrário, espécies de estágio sucessional avançado, devido ao desenvolvimento lento, costumam demandar menos nutrientes e responder menos à realização de fertilização (Rezende *et al*., 1999). Já para Boeguer, Wisniewski e Reissmann (2005), as pioneiras têm função de reinserir fontes de nutrientes, no solo, tendo normalmente menor demanda nutricional, bem como eficiência de uso, enquanto as secundárias, segundo os autores, costumam reciclar nutrientes em maior quantidade.

Com relação à deciduidade, espécies perenifólias geralmente apresentam menores teores nutricionais, folhas espessas e com superfície lisa, fatores que auxiliam na diminuição de perda nutricional por lixiviação (Huang; Wang; Yan, 2007).

Estimar a biomassa permite a comparação de atributos estruturais e funcionais de ecossistemas florestais, destacando informações como a quantificação de teores nutricionais, ciclagem de nutrientes, dentre outros (Alves *et al*., 2017).

De acordo com Bündchen *et al*. (2013), em uma mesma área, sob as mesmas condições de disponibilidade de nutrientes no solo, espécies variam muito quanto ao requerimento, apresentando utilização nutricional, bem como eficiência de uso de forma variada, o que permite a coexistência por particionamento de recursos. Em um mesmo local, essa identificação de teores nutricionais distintos em plantas indicam a diferença de eficiência de absorção entre espécies, já em locais distintos, comparando-se a mesma espécie, pode-se perceber a qualidade do sítio (Espig *et al*., 2008).

Além de eficiência na absorção de nutrientes, é importante ainda considerar a eficiência de reabsorção (reciclagem interna dos nutrientes), que de acordo com Wang *et al*. (2018), representa grande impacto no desenvolvimento das plantas.

A utilização de espécies com maior eficiência nutricional e de ciclo de vida longo, de forma a proporcionar máxima eficiência de ciclagem, proporciona maior conservação do ecossistema florestal (Alves *et al*., 2017). Espécies perenifólias costumam apresentar maior eficiência nutricional de reabsorção de nutrientes e menor concentração de nutrientes que espécies decíduas, além de maior vida útil (Lima *et al*., 2006). Já as decíduas, em pesquisa realizada por Bündchen *et al.* (2013) apresentaram maior eficiência de uso nutricional, exceto para N, Mg, Cu e Fe.

Espécies que acumulam maiores teores de nutrientes, assim o fazem para

posteriormente ciclá-los, disponibilizando para outras espécies com menor capacidade de absorção, reduzindo perdas ocorrentes por lixiviação (Espig *et al*., 2008).

A disponibilidade hídrica tem forte influência na morfologia dos vegetais, alterando a distribuição da biomassa entre raiz e parte aérea; enquanto em regiões úmidas as plantas investem no maior desenvolvimento da parte aérea, em regiões secas a maior alocação de biomassa ocorre das raízes (Wang *et al*., 2019).

Lima *et al.* (2006), estudando eficiência nutricional de espécies nativas de Floresta Tropical Úmida no Sudeste do Brasil (*Hymenaea courbaril* L. var. *stilbocarpa* (Hayne) Lee et Lang., *Lonchocarpus guilleminianus* (Tul.) Malme, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.) identificaram que, quando cultivadas em solo florestal de baixa fertilidade, as plantas produziam nódulos. Entretanto, em situação de fertilização com N no mesmo tipo de solo, as plantas não os produziam. Também verificaram maior concentração de N em folhas senescentes das espécies, em situação de fertilização e consequente redução da eficiência de uso.

Barbosa *et al.* (2019), estudando a eficiência de espécies florestais identificou maiores teores de N na biomassa foliar das árvores (consequentemente, menor eficiência de uso deste nutriente), sendo 60% destas, da família Fabaceae, com características de fixação biológica. De acordo com Wang *et al*. (2019), a adição de N juntamente com aumento de precipitação influencia positivamente o desenvolvimento de mudas em estágio inicial de regeneração em floresta tropical.

A absorção do P pelas plantas é realizada por pêlos radiculares ou epiderme da raiz, o que restringe ao volume de solo mais próximo à essas superfícies, apesar de que fungos micorrízicos arbusculares e bactérias também influenciam essa captação (Cabugao *et al*., 2017). De acordo com Bonfim *et al*. (2018), a exigência de P pela planta impacta tanto na formação quanto na intensidade da colonização por micorrizas e quanto maior a disponibilidade desse nutriente, menor será a colonização.

Espig *et al*. (2008), estudando espécies arbóreas de maior valor de importância (VI) em fragmento de Floresta Tropical Úmida na região Nordeste, identificou eficiência nutricional na seguinte ordem: P>Mg>K>Ca>N. As espécies estudadas foram: *Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby, *Parkia pendula* (Wild.) Benth. Ex Walp., *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber, *Mabea occidentalis* Benth., *Miconia albicans* (Sw.) Triana, *Dialium guianensis* (Aubl.) Sandwith., *Thyrsodium schomburgkianum*, *Tapirira guianensis* Aubl., *Lecythis pisonis* Cambess. e *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire *et al*.

Resultados idênticos também foram encontrados por Silva *et al.* (2018) para espécies florestais de maior VI em regeneração, sendo oito secundárias iniciais: (*Brosimum rubescens* Taub., *Thyrsodium spruceanum* Benth., *Tovomita mangle* G. Mariz, *Eschweilera ovata* (Cambess.) Miers, *Caraipa densifolia* Mart., *Talisia retusa* R.S. Cowan, *Inga capitata* Desv., e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand; e duas secundárias tardias: *Anaxagora dolichocarpa* Sprague & Sandwith e *Protium aracouchini* Mart).

Já Lima *et al*. (2018), na mesma linha de pesquisa e região encontrou a eficiência na seguinte ordem: P>K>Mg>Ca>N. As espécies estudadas foram nove secundárias iniciais: *Brosimum rubescens* Taub., *Thyrsodium spruceanum* Benth., *Protium heptaphyllum* (Aubl. Marchand, *Tapirira guianensis* Aubl., *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber, *Eschweilera ovata* (Cambess.) Miers, *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC., *Brosimum rubescens* Taub., *Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby, e *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire et al.; e uma secundária tardia: *Casearia javitensis* Kunth.

Bündchen *et al.* (2013) estudaram eficiência de cinco espécies florestais nativas de região tropical, sendo três perenes: *Cupania vernalis* Cambess. (Sapindaceae), *Matayba elaeagnoides* Radlk. (Sapindaceae) e *Nectandra lanceolata* Nees & Mart. (Lauraceae); e duas decíduas: *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae) e *Jacaranda micrantha* Cham. (Bignoniaceae). Verificaram que *J. micrantha* foi mais eficiente no uso de K, Ca e Zn e menos eficiente no uso de N e Fe. *Cedrela fissilis* foi mais eficiente no uso de N, S, B e Mn e *Nectandra lanceolata* no uso de Mg. *Jacaranda micrantha* e *Cedrela fissilis* também apresentaram maior eficiência no uso de P e *Cedrela fissilis* e *Matayba elaeagnoides* no uso de Cu.

O uso de espécies leguminosas em recuperação de áreas degradadas é indicado devido à associação com microrganismos fixadores de N no solo, reduzindo a necessidade de outros tipos de aporte do nutriente (Nogueira *et al.,* 2012). Esse grupo de plantas costuma apresentar sistema radicular extenso e profundo, além da simbiose com micorrizas e rizóbium, proporcionando melhoria de solos de baixa fertilidade (Mobash; Taieb; Habib, 2017). Esse processo simbiótico faz com que as leguminosas cresçam mais rapidamente em solos pobres (Chaer *et al*., 2011).

No fragmento florestal do Jardim Botânico do Recife, Santos (2006) identificou 15 espécies de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e oito grupos fenotípicos de rizóbios, o que, segundo a autora, demonstra a resiliência local. A pesquisadora ainda identificou associação micorrízica com as espécies arbóreas mais frequentes da regeneração natural (*Brosimum discolor* Schott, *Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby, *Dialium*

guianense (Aubl.) Sandwith, *Siparuna guianensis* Aubl., *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. Ex Miers *e Sorocea hilarii* Gaudich.).

De acordo com Bonfim *et al*. (2016), os FMA são os microrganismos de simbiose mais encontrados em sistema radicular de plantas. Bonfim *et al*. (2018) sugerem inoculação de FMA já durante o início de produção das mudas, de modo a otimizar o processo. Em experimento realizado com inoculação dupla por FMA e rizóbio em feijão caupi, foi verificado que na biomassa acima do solo e sementes houve maior absorção de ferro, fósforo e cálcio, devido aos microrganismos melhorarem o estado nutricional da planta hospedeira (Haro *et al.*, 2018).

A interação entre espécies arbóreas e microrganismos demonstram tanta complexidade e benefícios que se indica, ao invés de considerar a espécie, considerar a simbiose como um superorganismo ou mesmo como um ecossistema (Hacquard; Schadt, 2014).

Em sítios que apresentam restrições, como áreas degradadas ou com limitações em nutrientes, as espécies ocorrentes costumam apresentar maior capacidade de absorção, de forma a otimizar os nutrientes disponíveis (Espig *et al*., 2008). O uso de espécies leguminosas, bactérias fixadoras de N e fungos micorrízicos apresenta grande eficácia no processo de ciclagem nutricional, sendo capazes de restaurar níveis de C e N em curto espaço de tempo (Macedo *et al.*, 2008). Segundo Bagyaraj (2014), apenas algumas famílias não costumam apresentar simbiose por FMA: Pinaceae, Betulaceae, Orchidaceae, Fumariaceae, Commelinaceae, Urticaceae, Ericaceae, Brassicaceae, Chenopodiaceae, Polygonaceae e Cyperaceae.

2.6 CICLAGEM DE NUTRIENTES EM FLORESTA TROPICAL ÚMIDA

A ciclagem de nutrientes é um importante serviço ambiental, contribuindo para o aumento da fertilidade, ocorrendo de maneira diferente por espécie e ambiente, já que em ambientes quentes a decomposição ocorre de forma mais rápida que em ambientes frios (Vargas *et al*., 2018).

A avaliação da ciclagem de nutrientes é realizada através da análise da concentração de nutrientes e seu fluxo no sistema solo-planta-solo (Rebêlo *et al*., 2021). Estudar o estoque da serapilheira aliado a estudo de decomposição permite inferir sobre o potencial retorno dos nutrientes para o solo (Abreu *et al*., 2020). A serapilheira ou liteira é a biomassa vegetal liberada pelas plantas no solo, composta principalmente por folhas, galhos, flores, frutos e sementes (Urbano *et al*., 2018). Nesse material, as folhas têm maior representatividade, geralmente 70% ou mais (Inkotte *et al*., 2019), além de apresentar maior concentração de

nutrientes (Abreu *et al*., 2020). Ela forma o horizonte orgânico que além de disponibilizar retorno dos nutrientes, protege o solo e aumenta a capacidade de retenção de água, aeração, redução da erosão e isolamento térmico (Freire *et al*., 2020).

Estudos com foco tanto no aporte quanto no estoque de serapilheira disponibilizam dados confiáveis e que ajudam a estabelecer valores de referência para o ecossistema estudado mostrando o funcionamento da dinâmica desse ecossistema (Rodrigues *et al*., 2021).

Apesar da maioria dos estudos de ciclagem de nutrientes ser realizado pela avaliação de todo o material encontrado nos coletores de serapilheira, é importante uma separação por espécie, já que, de acordo com Rebêlo *et al*. (2021) em um mesmo ambiente pode ocorrer grande variabilidade nas concentrações nutricionais, tanto por influência da rocha matriz quanto da diversidade vegetacional, com espécies que apresentam diferentes requisitos em sua nutrição. A área basal e densidade de plantas podem afetar a produção de serapilheira (Almeida *et al*., 2015).

Para a coleta de dados de serapilheira utilizam-se coletores em formato quadrado, geralmente medindo 1 m x 1 m e para estudos de decomposição indica-se uso de bolsas com malhas de nylon (litter bag) de 20cmx20cm com abertura entre 1-2 mm contendo de 5-10 g de material vegetal (Inkotte *et al*., 2019).

O aporte de serapilheira costuma ser maior no período seco (Villa *et al*., 2016), o que pode ser explicado por várias questões não só relacionadas à deficiência hídrica, minimizando a perda de água, mas também evitando a herbivoria e acompanhamento de processos ecofisiológicos das espécies (Almeida *et al*., 2015). Já com relação a decomposição, costuma ser maior no período úmido, já que o seco influencia de forma negativa na microbiologia do solo, resultando em menores taxas de decomposição (Grugiki *et al*., 2017).

Conhecer o funcionamento e fatores que influenciam na dinâmica de uma comunidade florestal é de grande relevância para auxiliar no manejo e alcançar a sustentabilidade do ecossistema (Inkotte *et al*., 2019). Nessa perspectiva, entender a ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais, em especial os ocorrentes em áreas de solos mais intemperizados, de baixa fertilidade, é primordial para manter o equilíbrio nutricional (Rebêlo *et al*., 2021). Neste processo, o aporte de serapilheira, decomposição desse material e a consequente liberação de nutrientes será responsável pelo retorno desses nutrientes ao solo assim como em grandes quantidades para as plantas (Schumacher *et al*., 2018).

REFERÊNCIAS

ABREU, K. M. *et al.* Biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta em diferentes idades. **Magistra**, Cruz das Almas – BA, v.31, p. 736-748, 2020.

ADOMAKO, M.O. *et al.* Diversity and density mediated allelopathic effects of residente plant communities on invasion by na exotic plant. **Plant and Soil**, v. 440, p. 581-592, 2019.

AERTS, R.; CHAPIN, E. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of process and patterns. **Advances in Ecological Research**, London, v. 30, p. 1-67, 2000.

ALMEIDA, E. J. *et al*. Produção de serapilheira em florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da vegetação e da densidade de plantas. **Acta Amazonica**, Manaus - AM, v. 45, n. 2, p. 157-166, 2015.

ALVES, A.R. *et al*. Conteúdo de nutrientes na biomassa e eficiência nutricional em espécies de Caatinga. **Ciência Florestal**, Santa Maria – RS, v. 27, n.2, p. 377-390, 2017.

AMABIS, J.M; MARTHO, G.R. **Biologia das populações.** 2.ed. São Paulo: Moderna, v.3. 2004.

AMARASEKARE, P. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. **Ecology Letters**, v. 6, n.12, p.11091-1122, 2003.

ANGULO, O. *et al.* Stands dinamics and tree coexistance in na analytical structured model: the role of recruitment. **Journal of Theorical Biology**, v. 333, p. 91-101, 2013.

BAGYARAJ, D.J. 2014. Mycorrhizal fungi. **Proceedings of the Indian National Science Academy,** v. 80, p. 415-428, 2014.

BARBOSA, M.D. *et al*. Nutrient stock and nutritional efficiency of woody species in dry tropical forest as reforastation indicators. **Revista Ceres**, Viçosa – MG, v. 66, n.5, p. 387-394, 2019.

BARTON, P.S. Using ecological niche theory to avoid uninformative biodiversity surrogates. **Ecological Indicators**, v. 108, 105692, 2020.

BELLARD, C.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T.M. 2016. Alien species as a driver of recente extinctions. **Biology Letters**, v. 12, p. 1-4, 2016.

BOEGER, M.R.; WISNIEWSKI, C.; REISSMANN, C.B. 2005. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte – MG, v. 19, n.1, p.167-181, 2005.

BONFIM, J.A. *et al*. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a brazilian atlantic forest toposequence. **Soil Microbiology**, v. 71, p. 164-177, 2016.

BONFIM, M.V.L.P. *et al*. Mycorrhyzal benefits on native plants of the Caatinga, a brazilian dry tropical forest. **Symbiosis**, v. 74, p. 79-88, 2018.

BRANDÃO, C. F. L. S. *et al.* **Análise do componente arbóreo adulto e regenerante e da serapilheira em um remanescente de Floresta Atlântica em Rio Largo, Alagoas.** In: Pesquisas Florestais em Foco, p. 70-89, 2020.

BRASIL – Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº. 43 de 31 de janeiro de 2014**. Brasília – DF, Brasil.

BÜNDCHEN, M. *et al*. Status nutricional e eficiência no uso de nutrientes em espécies arbóreas da floresta subtropical no sul do Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba – SP, v. 41, n.98, p. 227-236, 2013.

CABUGAO, K.G. *et al*. Root and rhizosphere bacterial phosphatase activity varies with tree species and soil phosphorus availability in Puerto Rico Tropical Forest**. Frontiers in Plant Science**, Washington - USA, v. 8, p. 1-14, 2017.

CATFORD, J.A.; BODE, M.; TILMAN, D. Introduced species that overcome life history tradeoff can cause native extinctions. **Nature Communications**, London, v. 9, p. 1-7, 2018.

CHAER, G.M. *et al*. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**, v. 31, n.2, p. 139-149, 2011.

CHESSON, P.L. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 31, p. 343-366, 2000.

CHESSON, P.L., WARNER, R.R. Enviromental variability promotes coexistance in lottery competitive systems. **The American Naturalist**, v. 117, p. 923-943, 1981.

CNCFLORA - CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA. **Lista vermelha.** Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>. Acesso em: 08/06/2022.

CORNWELL, W.K., ACKERLY, D.D. Comunity assembly and shifts in plant trait distributions across na environmental gradiente in coastal California. **Ecological Monographs,** v. 79, p. 109-126, 2009.

CUSHING, J.M. *et al*. Some discrete competition models and the competitive exclusion principle. **Journal of Difference Equantions and Applications**, v. 10, p. 1139-1151, 2007.

D'ANDREA, R. *et al*. Couting niches: abundance by trait patterns reveal niche partitioning in a Neotropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 101, n. 6, p. 1-9, 2020.

DARLINGTON JR, P.J. Competition, competitive repulsion, and coexistence. **Procedings National Academy Sciences**, v. 69, n.11, p. 3151-3155, 1972.

DERBRIDGE, J.J.; KOPROWSKI, J.L. 2019. Experimental removals reveal dietary niche partitioning facilitates coexistance between native and introduced species. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 7, p. 4065-4077, 2019.

DISLICH, C. JOHST, K., HUTH, A. What enables coexistance in plant communities? Weak versus Strong species traits and the role of local processes. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 2227-2236, 2010.

DOWNLEY, P.O.; RICHARDSON, D.M. Alien plant invasions and native plant extinctions: a six-threshold framework. **AoB Plants**, v. 8, p. 1-21, 2016.

ESPIG, S.A. *et al.* Composição e eficiência da utilização biológica de nutrientes em fragmento de mata atlântica em Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria – RS, v. 18, n.3, p. 309-316, 2008.

FANG, W, WANG, X. A field experimental study on the impacto f Acer platanoides, na urban tree invader, on forest ecosystem processes in North America. **Ecological Processes**, v. 9, p. 1-15, 2020.

FELITTO, G. *et al*. Riqueza, composição e estrutura da comunidade arbustivo-regenerante em diferentes estágios sucessionais de uma Floresta Subtropical do Brasil. **Hoehnea**, v. 44, n. 4, p. 490-504, 2017.

FIGUEIREDO, S. M.; FIGUEIREDO, E. O. Modelagem de distribuição de espécies arbóreas por classe diamétrica no sudeste da Amazônia. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 47, n. 124, p. 644-654, 2019.

FONTES, A.G.; RODRIGUES, A.C.G.; RODRIGUES, E.F.G. Eficiência nutricional de espécies arbóreas em função da fertilização fosfatada. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo – PR, v. 33, n. 73, p. 09-18, 2013.

GAUSE, G. F. **The Struggle for Existence.** Williams & Wilkins, Baltimore, 163p, 1934.

FREIRE, G. A. P. Dinâmica de serapilheira em uma área de floresta de terra firme, Amazônia Ocidental. **Nativa**, Sinop – MT, v. 8, n. 3, p. 323-328, mai/jun.2020.

GENOVESI, P. Erradications of invasive alien species in Europe: a review. **Biological invasions**, Berkeley, v. 7, p. 127-133, 2005.

GIACOMINI, H.C. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro – RJ, v. 11, n. 4, p. 521-543, 2007.

GILLETT, J.B. Pest pressure, na underestimated fator in evolution. **Systematic Association Publish**, v. 4, p. 37-46, 1962.

GODFRAY, H. C. J; CRAWLEY, M. J. Introduction. Em Sutherland WJ (Ed.). **Conservation Schience and Action**. Blackwell Science. Oxford. p.39-65, 1998.

GOMES, J. M. Regeneração natural de espécies ameaçadas de extinção em áreas experimentais na Amazônia Oriental. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília – DF, v. 11, n. 3, p. 1-11, 2021.

GRUGIKI, M. A. Decomposição e atividade microbiana da serapilheira em coberturas florestais no sul do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro – RJ, v. 24: e20150189, 2017.http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.018915

HACQUARD, S.; SCHADT, C.W. Towards a holistic undertanding of the beneficial interactions across the Populus microbiome. **New Phytologist**, v. 205, n. 4, p. 1424-1430, 2014.

HARO, H. *et al*. Improvement of cowpea productivity by rhizobial and mycorrhizal inoculation in Burkina Faso. **Symbiosis**, v. 74, p. 107-120, 2018.

HECKMAN, R.W. Effects of native diversity, soil nutrientes, and natural enemies on exotic invasion in experimental plant communities. **Ecology**, Tempe, v. 98, n.5, p. 1409-1418, 2017.

HIGUCHI, P. et al. Partição espacial de espécies arbóreas em função da drenagem do solo em um fragmento de floresta com araucária no Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria - RS, v.24, n. 2, p. 421-429, 2014. https://doi.org/10.22256/pubvet.v12n5a91.1-9

HIGUCHI, P. *et al*. Associações espaciais de indivíduos de diferentes espécies de *Miconia* spp. Ruiz & Pav. (Melastomataceae). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, may-jun, 381-389, 2011.

HUANG, J.; WANG, X.; YAN, E. Leaf nutrient concentration, nutrient resorption and litter decomposition in an evergreen broad-leaved forest in easter China. **Forest Ecology and Management**, Amsterdan, v. 239, n. 1-3, p. 150-158, 2007.

HUBBELL, S. P. Tropical rai forest conservation and the twin challenges of diversity and rarity. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 10, p. 3263-3274, 2013.

HUSTON, M.A., Angelis, D.L. Competition and coexistance: the effects of resource transport and supply rates. **The American Naturalist**, Chicago, USA, v. 144, p. 954-977, 1994.

HUTCHINSON, M.F. Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology. **Quantitative Biology**, v. 22, p. 2554-2558, 1957.

KAWALETZ, H. *et al*. Exotic tree seedlings are much more competitive than natives but show underyielding when growing together. **Journal of Plant Ecology**, v. 6, n. 4, p. 305-315, 2013.

KNOWLER, D. Reassing the costs of biological invasion: Mnemiopsis leidyi in the Black sea. **Ecological Economics**, v. 52, n. 2, p. 187-199, 2015.

KORELL, L. *et al.* Release from above-and belowground insect herbivory mediates invasion dynamics and impacts of na exotic plant. **Plants**, v. 8, n. 12, p. 1-14, 2019.

LEIGH, E.G. *et al*. Why do some tropical forests have so many species of trees? **Biotropica**, Belo Horizonte – MG, v. 36, n. 4, p. 447-473, 2004.

LIMA, A.L.S. *et al*. N availability and mechanisms of N conservation in deciduous and semideciduous tropical forest legume trees. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte – MG, v. 20, n. 3, p. 625-632, 2006.

LIMA, G. L. *et al.* Contribuição da chuva de sementes na restauração florestal: uma inferência sobre a capacidade de cicatrização de áreas abertas de mata Atlântica. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 12, p. 120812-120827, 2021.

LIMA, R.B.A. *et al*. Nutritional efficiency of plants as an indicator of forest species for the restoration of forests, Brazil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba - SP, v. 46, n. 119, p. 415-426, 2018.

LINDERS, T.E.W. *et al*. 2019. Direct and indirect effects of invasive species: biodiversity loss in a major mechanism by which na invasive tree affects ecosystem functioning. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 6, p. 2660-2672, 2019.

LOZON, J.D., MACLSAAC, H.J. Biological invasions: are they dependente on disturbance. **Enviromental Reviews**, v. 5, n. 2, p. 131-144, 1997.

MACDOUGALL, A.S.; Gilbert, B.; Livine, J.M. Plant invasions and the niche. J. **Ecology**, Durham, v. 97, p. 609-615, 2009.

MACEDO, M.O. *et al*. Changes in soil C and N stocks and nutriente dynamics 13 yers after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. **Forest Ecology and Management**, Amsterdan, v. 255, n. 5-6, p. 1516-1524, 2008.

MANDAI, C.Y. Abordagem teórica na ecologia: uma visão do mundo através de modelos. **Revista da Biologia**, São Paulo – SP, v. 12, p. 1-5, 2014.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila.** Campinas: UNICAMP, 246p., 1991.

MAXWELL, S. *et al*. Biodiversity: the ravages bulldozers. **Nature**, London, v. 536, p. 143-145, 2016. https://doi.org/10.1038/536143a

MAZÍA, N.; CHANETON, E.J.; GHERSA, C.M. Disturbance types, herbaceous composition, and rainfall season determine exotic tree invasion in novel grassland**. Biological Invasions**, Berkeley, v. 21, p. 1351-1363, 2019.

MENEZES, B.S., MARTINS, F.R., ARAÚJO, F.S. Montagem de comunidades: conceitos, domínio e estrutura teórica. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 1, p. 1-17, 2016.

MESZÉNA, G. *et al*. Competitive exclusion and limiting similarity: a unified theory. **Theorical Population Biology**, v. 69, p. 68-87, 2006.

MOBASH, M.; TAIEB, T. HABIB, K. Status and need of research on Rhizobua and arbuscular mycorrhyzal fungi associated with leguminous plants in Saudi Arabia. **American Journal of Current Microbiology**, v. 5, p. 1-8, 2017.

MURREL, D., PURVES, D. E LAW, R. Intraspecific aggregation and species coexistence. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdan, v. 17, n. 7, p. 211, 2002.

NADEAU, M. B.; SULLIVAN, T. P. Relationships between plant biodiversity and soil fertility in a mature tropical forest, Costa Rica**. International Journal of Forestry Research**. 2015. http://dx.doi.org/10.1155/2015/732946

NASCIMENTO, L.M; SILVA, W. R.; BARBOSA, U.N. Espécies exóticas no fragmento de Floresta Atlântica do Jardim Botânico do Recife: levantamento e classificação. **Arrudea**, Recife – PE, v. 7: p. 18-31, 2021.

NOGUEIRA, N.O. *et al*. Utilização de leguminosas para recuperação de áreas degradadas. **Enciclopedia Biosfera**, Jandaia – GO, v. 18, n. 14, p. 2121-2130, 2012.

NUNEZ-MIR, G.C. *et al*. Biotic resistance to exotic invasions: it role in forest ecosystems, confounding artifacts, and future directions. **Forest Invasions**, v. 19, p. 3287-3299, 2017.

PARKER, I.M *et al*. Impact toward a framework for undertanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, Berkeley, v. 1, p. 3-19, 1999.

PEARSON, D. E.; CLARCK, T. J.; HAHN, P. G. Evaluating unintended consequences of intentional species introductions and eradications for improved conservation management. **Conservation Biology**, v. 36, n. 1, e13734, 2021.

PEARSON, D. E. *et al*. Quantifying "apparent" impact and distinguishing impact from invasivenesess in multispecies plant invasions. **Ecological Applications**, v. 26, n.1, 162-173, 2016.

PEÑUELAS, J. *et al*. Nutrient stoichiometric relations and biogeochemical nichein coexisting plant species: effect of simulated climate change. **Polish Journal of Ecology**, v. 56, n. 4, p. 613-622, 2008.

PESSOA, S. V. A.; ARAÚJO, D. S. D. Tree species richness and composition in a fragmented ladscape of the Brazilian louland Atlantic Forest. **Rodriguesia**, Rio de Janeiro, 71: e02842017. 2020

PIM, S. L. *et al*. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, Washington – USA, v. 344, 2014. doi:10.1126/science.1246752

PINHO, B.X. *et al*. Soil mediated filtering organizes tree assemblages in regenerating tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 106, n.1, p. 137-147, 2017.

POORTER, L. Functional recovery of secundary tropical forests. **The Proceedings of the Nat ional Academy of Sciences of United States of America,** v. 118, n. 49, e2003405118, 2021.

PYŠEK, P. *et al*. A global assesment of invasive plant impacts on residente species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species traits and envoronment. **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, n. 5, p. 1725-1737, 2011.

RABINOWITZ, D. CAIRNS, S.; DILLON T. **Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles**: In: SOULE, M. E. (Ed.). Conservation biology: the Science of scarcity and diversity. Massachussetts: Sinauer Associates, p. 182-204, 1986.

REBÊLO, A. G. M. *et al*. Biogeoquímica espaço-temporal da liteira em ambiente de floresta natural na Amazônia Central. **Química Nova**, São Paulo – SP, v. 44, n. 10, p. 1252-1260, 2021.

RAULINO, W. N. C. *et al*. Nutrition of tree species in tropical dry forest and rainforest enviromens. **Ceres,** Viçosa, v. 67, n. 1, p. 70-80, 2020.

REIS, D. O. *et al*. Distribuição de espécies exóticas invasoras em diferentes cenários no território brasileiro. Research, **Society and Development**, v. 11, n. 3. p. 1-12, 2022. http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i3.27072

RESENDE, A.V. *et al*. Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, São Paulo – SP, v. 34, n. 10, p. 2071-2081, 1999.

REZENDE, C.L. *et al*. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation,** 16: 4, 208-214, 2018. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002

RIBEIRO, M. C. *et al*. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, London – UK, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RICHARDS, A. E.; SCHMIDT, S. Complementary resource use by tree species in a rain forest tree plantation. **Ecological Applications**, Tempe, v. 20, n. 5, p. 1237–1254, 2010.

RICHARDSON, D.M. *et al*. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Biodiversity Research**, v. 6, p. 93-107, 2000.

RICHARDSON, D.M., Pyšek, P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography**, v. 30:3, p. 409-431, 2006.

RICHARDSON, D.M., Pyšek, P. Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 2, p. 161-168, 2008.

RICHARDSON, D.M.; Rejmánek, M. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 788-809, 2011.

RIVA, E.G. *et al*. Biogeochemical and encomorphological niche segregation of mediterranean woody species along a local gradient. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 1-9, 2017.

RODRIGUES, J. I. M. *et al*. Aporte de serapilheira no Brasil: uma análise bibliométrica da produção científica de 2008 a 2019. **Scientia Plena**, Aracaju – SE, v. 17, 067301, 2021.

SANTOS, E.S.P. **Diversidade de fungos micorrizicos arbusculares e de rizóbios em um fragmento de floresta atlântica em regeneração em Pernambuco**. 2006. 73f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2006.

SCHEFFERS, B.R., JOPPA, L.N., PIMM, S.L., LAURANCE, W.F. 2012. What We Know and Don't Know About Earth's Missing Biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n.9, p. 501-510, 2012.

SILVA, T. B. *et al*. Deriva genética na população de *Caesalpinia echinata* Lam. **Reuni**, Jales – SP, v. 11, p. 139-149, 2020.

SILVA. R.K.S. *et al*. Nutritional efficiency of forest species in natural regeneration of tropical forest in Brazil. **Sustainable Agriculture Research**, v. 7, n. 3, p. 81-92, 2018.

SOUZA, M. *et al*. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de pastagens tropicais. **Pubvet**, Londrina - PR, v. 12, n. 5, p. 1-9, 2018.

SCHUMACHER, M. V. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma Floresta Estacional Decidual na região central do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria – RS, v. 28, n. 2, p. 532-541, 2018.

URICCHIO, L.H. Priority effects and nonhierarchical competition shape species composition in a complex grassland community. **The American Naturalist**, v. 193, n. 2, p. 213-226, 2019.

VARGAS, G. R. *et al*. Ciclagem de biomassa e nutrientes em plantios florestais. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuava-PR, v.11, n.2, p.111-123, may-aug., 2018. DOI: 10.5935/PAeT.V11.N2.12

VILÁ, M. *et al*. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, v. 14, p. 702-708, 2011.

VILLA, E. B. *et al.* 2016. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro – RJ, v. 23, n. 1, p. 90-99, 2016.

WANG, J. *et al.* Main and interactive effects of increased precipitation and nitrogen addition on grownth, morphology, and nutrition of Cinnamomum burmanni seedlings in a tropical forest. **Global Ecology and Conservation**, v. 20, p. 1-10, 2019.

WANG, Z. et al. Global data analysis shows that soil nutrient levels dominate foliar nutrient resorption efficiency in herbaceous species. **Frontiers in Plant Science,** v. 9, n. 1431, p. 1-8, 2018.

WILLIAMSON, M.H. Invasions. **Ecography**, v. 22, p. 5-12, 1999.

WILLIAMSON, M.H.; BROWN, K.C. The analysis and modelling of Britsh invasions. **Philosophical Transactions of the Royal Society London**, London, v. 314, p. 505-521, 1986.

ZHANG, J. *et al*. Effect of nitrogen and phosphorus addition on litter decomposition and nutrients release in a tropical forest. **Plant and Soil**, v. 454, p. 139-153, 2020.

ZILLER, S. R. **A estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica.** 2000. 277 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2000.

CAPÍTULO I – ESTRUTURA DE COMUNIDADE ARBÓREA EM FLORESTA TROPICAL ÚMIDA: COEXISTÊNCIA ENTRE ESPÉCIES NATIVAS DE AMPLA E BAIXA OCORRÊNCIA, AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO E EXÓTICAS INVASORAS

RESUMO

Nas últimas décadas, distúrbios como a conversão de hábitats e invasão biológica têm atingido áreas florestais, reduzindo a biodiversidade desses ambientes, muitas vezes antes mesmo de se conhecê-la. Estudos descritivos das comunidades arbóreas são fundamentais para proporcionar entendimento do estado atual de comunidades florestais, sua composição e estrutura, auxiliando em ações de conservação. No fragmento de Floresta Tropical Úmida do Jardim Botânico do Recife, Nordeste do Brasil, percebe-se grande número de espécies arbóreas exóticas que podem ter potencial invasor coexistindo com nativas de elevada abundância e muitas outras com número reduzido de indivíduos. A hipótese é que essas exóticas tem afetado a riqueza e abundância de espécies nativas, podendo causar redução da biodiversidade por exclusão competitiva. Nessa perspectiva, este estudo objetivou avaliar a situação de conservação e estrutura de comunidade arbórea em fragmento de Floresta Tropical Úmida, no Jardim Botânico do Recife, Nordeste do Brasil. Foi realizada amostragem sistemática com instalação de 40 parcelas de 250 m^2, totalizando 1ha de área amostrada, tendo como critério de inclusão a circunferência a 1,30 m acima do solo (CAP) $\geq$ 15 cm. Foi realizada análise de suficiência amostral para garantir a confiabilidade dos dados, considerando erro permitido de até 10%. Foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos: densidade, frequência e dominância (absoluta e relativa), valor de importância, bem como, índices de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou. Foram avaliados ainda, indicadores como status de conservação (categoria de ameaça de extinção), estágio sucessional, distribuição espacial, síndrome de dispersão. O estudo atingiu a suficiência amostral, o que demonstra a confiabilidade dos dados e contabilizou 1063 árvores de 112 espécies, 78 gêneros e 33 famílias botânicas. Dentre as espécies amostradas, destaca-se a coexistência de seis exóticas e três nativas ameaçadas de extinção. Entre as exóticas invasoras, merecem destaque: *Artocarpus heterophyllus*, devido a altos valores de densidade e frequência, e *Hevea brasiliensis*, pela alta densidade, porém, com baixa frequência. Já entre as ameaçadas: *Chrysophyllum splendens* (Vulnerável pela classificação da IUCN e Quase Ameaçada pela classificação do CNCFlora), *Cedrela odorata* (Vulnerável) e *Paubrasilia echinata* (Em perigo). Foi percebido que *A. heterophyllus* apesar de não ter influenciado na riqueza de espécies arbóreas adultas, tem alterado a composição florística por ampliação da abundância de espécies da família Moraceae no fragmento florestal. Assim, sugere-se a adoção de práticas de controle e erradicação de exóticas invasoras, bem como o plantio de enriquecimento com nativas, em especial, ameaçadas de extinção e frutíferas nativas.

Palavras-chave: fitossociologia, abundância de espécies, riqueza de espécies

ABSTRACT

In recent decades, disturbances such as habitat conversion and biological invasion have impacted forested areas, diminishing the biodiversity of these environments, often before it can even be fully understood. Descriptive studies of tree communities are crucial for providing insight into the current state of forest communities, their composition, and structure, aiding in conservation efforts. Within the fragment of the Tropical Rainforest at the Recife Botanical Garden in the Northeast of Brazil, there is a significant number of exotic tree species that may have invasive potential, coexisting with highly abundant native species and many others with a reduced number of individuals. The hypothesis is that these exotic species have affected the richness and abundance of native species, potentially leading to a reduction in biodiversity due to competitive exclusion. With this perspective, this study aimed to assess the conservation status and structural characteristics of the tree community within the fragment of the Tropical Rainforest at the Recife Botanical Garden, Northeast Brazil. A systematic sampling approach was employed, with the establishment of 40 plots measuring 250 m² each, totaling 1 hectare of sampled area. The inclusion criterion was a stem circumference at 1.30 meters above the ground (CAP) ≥ 15 cm. A sample sufficiency analysis was conducted to ensure the reliability of the data, considering a permissible error of up to 10%. The following phytosociological parameters were calculated: density, frequency, and dominance (both absolute and relative), importance value, as well as Shannon diversity index and Pielou's evenness index. Indicators such as conservation status (extinction threat category), successional stage, spatial distribution, and dispersal syndrome were also evaluated. The study achieved sample sufficiency, demonstrating the data's reliability, and recorded 1063 trees belonging to 112 species, 78 genera, and 33 botanical families. Among the sampled species, the coexistence of six exotic species and three native species threatened with extinction is notable. Notable among the invasive exotics are Artocarpus heterophyllus, due to high density and frequency values, and *Hevea brasiliensis*, with high density but low frequency. Among the threatened species are *Chrysophyllum splendens* (Vulnerable according to IUCN classification and Near Threatened according to CNCFlora classification), *Cedrela odorata* (Vulnerable), and *Paubrasilia echinata* (Endangered). It was observed that A. heterophyllus, while not influencing the species richness of mature trees, has altered the floristic composition by increasing the abundance of species from the Moraceae family in the forest fragment. Therefore, the adoption of practices for controlling and eradicating invasive exotic species is suggested, as well as enrichment planting with native species, particularly those threatened with extinction and native fruit-bearing species.

Keywords: phytosociology, species abundance, species rechness

1. INTRODUÇÃO

A pressão sobre áreas florestais para conversão de usos tem contribuído para a diminuição e fragmentação desses ambientes. Este processo de conversão é o principal responsável pela extinção de espécies, antes mesmo de se conhecer potenciais utilidades, bem como sua distribuição original e aspectos determinísticos dessa distribuição.

No Brasil, áreas de Floresta Tropical como a Mata Atlântica, de acordo com Rezende *et al.* (2018) foram fragmentadas e reduzidas a cerca de 28% da área originalmente ocupada, contendo neste ambiente cerca de 60% das espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção. Esses dados já foram inclusive mais alarmantes, porém, melhorando nas últimas décadas, com a implementação de políticas ambientais voltadas à implantação de unidades de conservação e ações de mitigação e compensação ambiental.

Apesar da melhora, de acordo com levantamentos sobre a flora do Brasil, de 46.223 espécies registradas no país, 6.046 foram avaliadas quanto ao estado de conservação, 2.953 caracterizadas como ameaçadas (2113 constam na lista oficial), porém, apenas 332 estão inseridas em planos de conservação (PAN) (Cncflora, 2020). Esses PAN inicialmente eram realizados por espécie, sendo hoje em dia elaborados para áreas de interesse em conservação, abarcando diversas espécies ameaçadas identificadas em estudos florísticos.

Outro fator de impacto na biodiversidade, a invasão biológica por espécies exóticas é considerada a segunda maior causa de extinção de espécies (Bellay *et al*., 2016). Já Bellard, Cassey e Blackburn (2016) estudando motivações de extinção para espécies da Lista Vermelha da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) nas categorias extintas e extintas na natureza, verificaram que 58% dessas extinções foram devido a impactos por espécies exóticas invasoras.

Apesar da forma como o impacto sobre um ecossistema ocorre não ser totalmente entendido, uma única espécie exótica invadindo um novo ambiente pode impactar o local de várias formas na dinâmica da comunidade e funções do ecossistema (Fang; Wang, 2020). Essa invasão afeta negativamente aspectos como a composição e estrutura da comunidade, causando efeitos também na produção da serapilheira e disponibilidade de nutrientes (Aragón *et al*., 2014).

Apesar da importância das espécies exóticas e exóticas invasoras para o entendimento da dinâmica nas comunidades vegetais, ainda persiste muita confusão sobre o uso de termos relacionados e muitos pesquisadores até mesmo excluem essas espécies de listas florísticas Moro *et al*., 2012), dificultando análises.

O desenvolvimento de estudos de florística e fitossociologia podem trazer importantes informações que viabilizem a conservação desses ambientes florestais e de espécies de interesse biológico nele incluídas (Aguirre *et al*., 2018). Estudos detalhados de comunidades vegetais fornecem informações sobre a diversidade de espécies, organização social da comunidade, particionamento de nicho e alterações de espécies no ecossistema florestal (Mandal; Joshi, 2014).

Apesar de muitos estudos apontarem a riqueza de espécies nativas como principal resposta à invasão biológica, a abundância deve ser considerada métrica principal nas abordagens de pesquisa devido a sua sensibilidade de reposta a alterações no ambiente (Pearson *et al*., 2016). Parker *et al.* (1999) sugerem a verificação de abundância da população ou biomassa, já que demonstra espaço não disponível para outras espécies.

No fragmento de Floresta Tropical Úmida do Jardim Botânico do Recife, diversos autores (Cavalcanti, 1985; Souza Júnior, 2006; Barbosa, 2016) já tem alertado sobre ocorrência de espécies exóticas e do risco de invasão biológica no local. Por outro lado, também se percebe a coexistência com espécies ameaçadas de extinção, como *Paubrasilia echinata*.

Diante do exposto, esse estudo teve como objetivo avaliar a composição florística e estrutura de comunidade, bem como indicadores ecológicos e status de conservação de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.

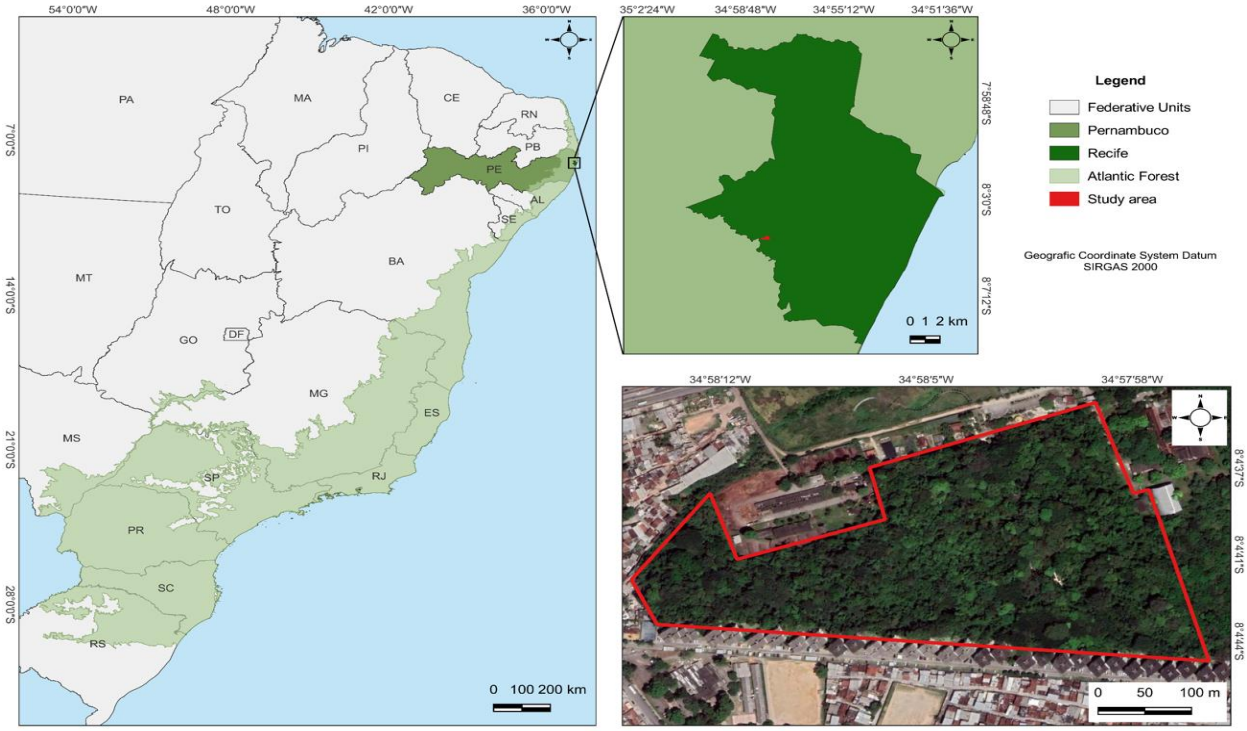
A hipótese considerada é que as espécies exóticas podem estar interferindo na coexistência entre espécies, causando redução da biodiversidade, com risco de exclusão competitiva.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em fragmento de Floresta Tropical Úmida, no Jardim Botânico do Recife (JBR). O espaço ocupa 31,23 hectares (ha), sendo 11,23 ha de área em estágio sucessional avançado e cerca de 20 ha com áreas em processo de regeneração entre as coordenadas geográficas (08°04’ e 08°05’ S e 34°59’ e 34°57’ W), Recife, Pernambuco, Nordeste do Brasil (Figura 1).

Figura 1. Mapa de localização do fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.



De acordo com a Lei nº 18.014/2014, que institui o Sistema Municipal de Unidades Protegidas (SMUP), está na categoria “Jardim Botânico”, espaço de coleções de plantas vivas com objetivo de pesquisa e documentação do patrimônio florístico, lazer, educação e conservação ambiental (Recife, 2014).

A área florestal é contígua à unidades de conservação municipal e estadual sobrepostas, “Matas do Curado”, com cerca de 102 ha, pertencente a bacia hidrográfica do rio Tejipió. Pelo decreto municipal n. 33.827 de 2020, categorizada como Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) (Recife, 2020). Já a nível estadual, foi criada como Reserva Ecológica pela Lei 9.989/1987 e recategorizada como Refúgio da Vida Silvestre (RVS) pela Lei 14.324/2011 (Pernambuco, 2011), sendo esta última, unidade de proteção integral.

De acordo com histórico de uso, em 1637 fez parte de um engenho de cana-deaçúcar, Engenho São Sebastião, posteriormente, Engenho Curado, contando além da produção de cana, com áreas de pastagem (Fadurpe, 2004). Na década de 1940 funcionou na área o Instituto Agronômico do Nordeste (IANE), em seguida denominado Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuárias do Nordeste (IPEANE), vinculado ao Ministério da Agricultura, que funcionou entre 1953-1973 com sede onde hoje existe o Comando Militar do Nordeste (Oliveira, 2009).

Em 1960 foi firmado convênio do Ministério da Agricultura com a Prefeitura do Recife, com repasse de parte da área para implantação de viveiro de plantas ornamentais e arbóreas. Essa parceria visava atender demandas de paisagismo na cidade, quando acredita-se terem sido introduzidas espécies exóticas, principalmente herbáceas. Em 1961 foi criado o Parque Zoobotânico do Curado e em 01 de agosto de 1979, criado o Jardim Botânico do Recife (Nascimento; Oliveira; Barbosa, 2017).

Em 2012 foi categorizado de acordo com a Resolução nº 339/2003 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) como jardim botânico “categoria C”, sendo recategorizado em 2015 para a” categoria A”, único a nível Norte-Nordeste. Sua missão institucional é:

> “Contribuir para a Estratégia Global de Conversação de plantas através do desenvolvimento da conservação da flora pernambucana, em especial da floresta atlântica, integrando práticas de educação ambiental, paisagismo, pesquisas científicas, divulgando conhecimentos sobre plantas, suas relações ecológicas e importância para a humanidade” (Nascimento; Oliveira; Barbosa, 2017).

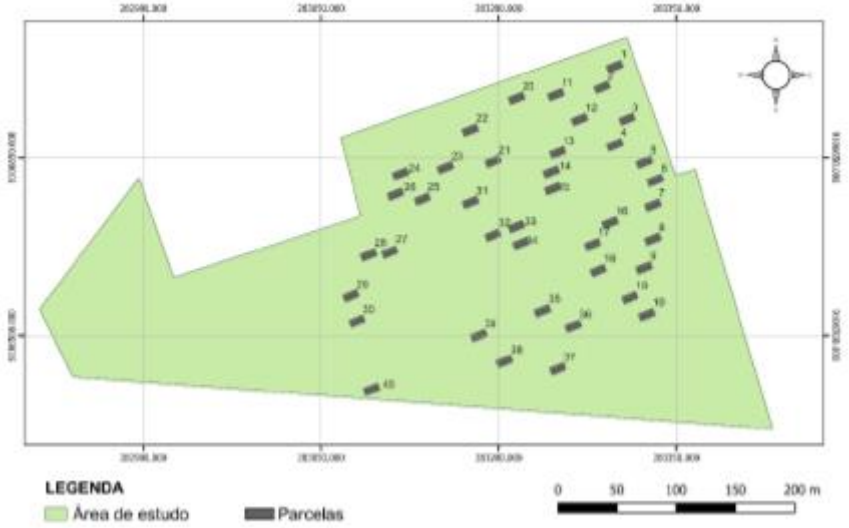
O clima da região é do tipo As’, segundo classificação de Köppen, quente e úmido, com temperatura média em torno de 25ºC, e precipitação anual de cerca de 1500 mm, concentradas de maio a agosto (Alvares *et al.*, 2013).

A fitofisionomia da área é de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, caracterizada pela presença de fanerófitos, bem como lianas e epífitas em abundância (Ibge, 2012). O solo de predomínio é o Latossolo Amarelo distrocoeso argissólico, de textura média, A moderado, distrófico, caulinítico, argila com atividade moderadamente baixa, hipoférrico em área de relevo plano (Nascimento; Oliveira; Barbosa, 2017).

2.2 COLETA DE DADOS

Para o levantamento da estrutura de vegetação arbórea foi realizada amostragem sistemática, por alocação de 40 parcelas de 10m x 25m (250 m^2), distanciadas em 10 m, totalizando 1 hectare de área amostrada. Essas parcelas foram alocadas na área do Jardim Botânico do Recife em estágio avançado de sucessão, de cerca de 11,23 há, evitando áreas de clareiras, descontrole de cipós e abertura de trilhas (Figura 2).

Figura 2. Representação a partir de georreferenciamento das 40 parcelas amostradas na Floresta Tropical Úmida estudada. Fonte: Almeida (2021).



O limite de inclusão para coleta de dados de indivíduos arbóreos foi de circunferência de 1,30 m acima do solo (CAP) ≥ 15 cm, coletando-se dados com uso de trena/fita métrica e as alturas das plantas, estimadas a partir do uso de módulos de podão de 2m. Todos os indivíduos amostrados receberam placas com numeração crescente em material em alumínio pregadas no fuste. Os dados de CAP foram posteriormente transformados para diâmetro a a 1,30 m acima do solo (DAP), de modo a compor a estrutura diamétrica e cálculos de método fitossociológico.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

2.3.1 Suficiência amostral

Após realizada amostragem e coleta de dados foi calculada suficiência amostral com base no número de indivíduos e na riqueza de espécies, considerando erro amostral máximo de 10%, em nível de 95% de probabilidade, usando a seguinte equação:

$$n = \frac{t^2 + S^2}{E^2 + \frac{t^2 + S^2}{N}}$$

(Equação 1)

Onde: n= número de parcelas para atingir a suficiência amostral; t= valor tabelado t de Student; S^2=variância; E= erro amostral; N= número total de parcelas que cabem na população finita;

Além dos resultados numéricos com o uso da equação, foi elaborado gráfico da curva do coletor, com o eixo das abcissas representando as 40 unidades amostrais e no eixo das ordenadas o número cumulativo de espécies.

2.3.2 Florística e caracterizações de espécies

As identificações foram realizadas a nível de nome vulgar e científico com auxílio de mateiro/parabotânico mais experiente da região, Sr. Marcos Antônio das Chagas e confirmação por botânicos do Jardim Botânico do Recife, de acordo com APG IV (Chase *et al*., 2016). Posteriormente, confirmadas a grafia e autorias de acordo com banco de dados da Flora do Brasil (2021).

Após identificação as espécies foram categorizadas de acordo com nível de ameaça de extinção (Cncflora, 2017), bem como origem exótica/nativa (Flora Do Brasil, 2021; INSTITUTO HÓRUS, 2021). Foram avaliadas ainda, de acordo com classificação sucessional (GANDOLFI *et al*., 1995) em pioneiras (PI), secundária inicial (SI), secundária tardia (ST) ou sem caracterização (SC). Em seguida, classificadas de acordo com síndrome de dispersão, como proposto por Van Der Pijl (1982) em anemocóricas, quando dispersas pelo vento (ANE); autocóricas, quando dispersas por gravidade ou deiscência explosiva (AUT) e zoocóricas, quando dispersas por animais (ZOO). As não identificadas foram consideradas sem classificação (SC).

2.3.3 Parâmetros fitossociológicos e índices de diversidade e equabilidade

Foram avaliados os parâmetros fitossociológicos: Densidade Absoluta (DA), Densidade Relativa (DR), Frequência Absoluta (FA), Frequência Relativa (FR), Dominância Absoluta (DoA), Dominância Relativa (DoR) e Valor de Importância (VI), de acordo com Müller-Dombois & Elemberg (1974). As análises foram realizadas com o Software R (R Development Core Team, 2020).

A estrutura etária da comunidade arbórea foi analisada por gráfico de distribuição diamétrica dividida em 10 classes de DAP: Classe 1 – 4,77 a 15 cm; Classe 2 – 15,01 a 25 cm; Classe 3 – 25,01 a 35 cm; Classe 4 – 35,01 a 45 cm; Classe 5 – 45,01 a 55 cm; Classe 6 – 55,01 a 65 cm; Classe 7 – 65,01 - 75 cm; Classe 8 – 75,01 - 85 cm; Classe 9 – 85,01 - 95 cm; Classe 10 – > 95cm (Barbosa, 2016).

Foi estimada a diversidade pelo índice de Shannon, por meio da equação

$$H' = -\sum p_i \ ln\, p_i$$ **(Equação 2)**

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$ **(Equação 3)**

, sendo pi= proporção de indivíduos da i-ésima espécie; ni= número de indivíduos amostrados da espécie i; N= número total de indivíduos amostrados e equabilidade de Pielou (Magurran, 1989).

O padrão de distribuição espacial das espécies arbóreas foi obtido através do índice de Agregação de McGuiness (Mcguinniess, 1934).

$$IGA = \frac{D_i}{d_i}$$ **(Equação 4)**

$$D_i = \frac{n_i}{u_t}$$ **(Equação 5)**

$$d_i = -\ln(1 - f_i)$$ **(Equação 6)**

$$f_i = \frac{u_i}{u_t}$$ **(Equação 7)**

Onde: IGA= Índide de McGuinnies; Di= densidade observada da i-ésima espécie; di= densidade esperada da i-ésima espécie; fi= frequência absoluta da i-ésima espécie; ln= logaritmo neperiano; ni= número de indivíduos da i-ésima espécie; ui= número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie é encontrada; ui= número total de unidades amostrais.

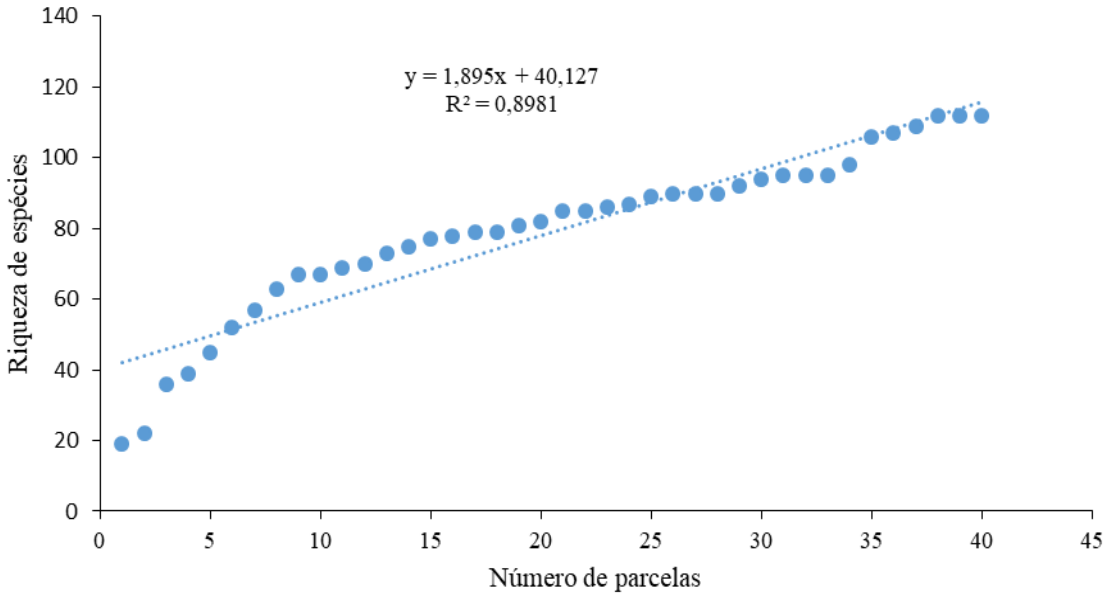
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 SUFICIÊNCIA AMOSTRAL

A suficiência amostral utilizada foi satisfatória, considerando erro previamente estabelecido de 10%, tanto para a densidade de indivíduos quanto para riqueza de espécies. O número de unidades amostrais (u.a.) necessário para atingir este erro com relação à densidade teria sido de 21 parcelas e 15 parcelas para riqueza de espécies, contudo, foram alocadas 40 parcelas, praticamente o dobro necessário para estimar a densidade. Assim, os resultados apresentam elevada confiabilidade na representação de riqueza e densidade de indivíduos arbóreos na Floresta Tropical Úmida estudada.

Os resultados encontrados são comprovados na curva de acumulação de espécies (Figura 3), onde a partir da parcela 15 se percebe maior estabilidade na entrada de novas espécies, com R^2=0,89. Sabe-se que quanto maior o número de unidades amostrais, costuma-se obter maior entrada de espécies. Entretanto, a curva demonstra que a partir da 10ª parcela, essa entrada passa a ser reduzida em comparação às primeiras, com cerca de 7 espécies por parcela até esse número de u.a. e 1,4 espécies por parcela até a 40ª u.a.

Figura 3. Curva de acumulação de espécies em função do número de parcelas amostradas em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



3.2 FLORÍSTICA E INDICADORES DE CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES

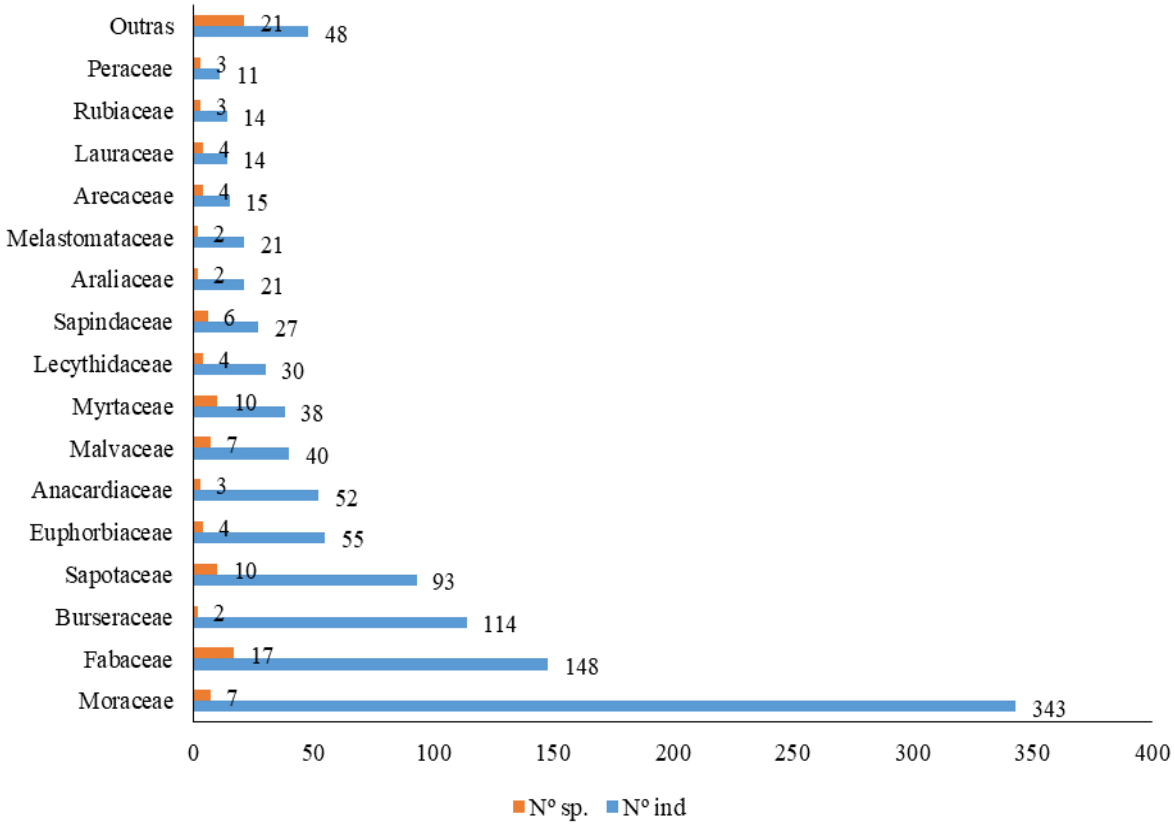
Na Floresta Tropical Úmida estudada foram amostrados 1063 ind ha^{-1}, distribuídos em 112 espécies, 78 gêneros e 33 famílias botânicas. Entre elas, 102 identificadas a nível de espécie, cinco de gênero (*Bactris sp.*, *Myrcia sp.*, *Ocotea sp.*, *Ficus sp.* e *Pouteria sp.*), três de

família (Arecaceae 1 e 2, Sapotaceae 1) e duas não identificadas. Em estudos realizados anteriormente na área, Cavalcanti (1985) encontrou 35 espécies em 0,5ha, e Souza Júnior (2006) identificou 90 espécies em 1 ha^{-1}, o que demonstra a chegada de novas espécies nos últimos anos, ampliando a riqueza na floresta estudada e importância para a conservação.

De acordo com resolução CONAMA nº. 31/1994, que define os estágios de regeneração da Mata Atlântica para Pernambuco, a floresta estudada pode ser considerada em estágio avançado de regeneração. Este estágio representa fisionomia arbórea dominante, copas horizontalmente amplas, presença de trepadeiras lenhosas, serapilheira abundante, com presença de espécies dominantes.

As famílias com maior representação em abundância foram: Moraceae (343), representando 32,26% dos indivíduos amostrados, seguida por Fabaceae (148), Burseraceae (114), Sapotaceae (93) e Euphorbiaceae (55). Já com relação a riqueza de espécies foram: Fabaceae (17), Myrtaceae e Sapotaceae (10), Malvaceae e Moraceae (7), Sapindaceae (6), Arecaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae e Lecythidaceae (4). Essas famílias, juntas, reuniram 65,76% das espécies amostradas (Figura 4).

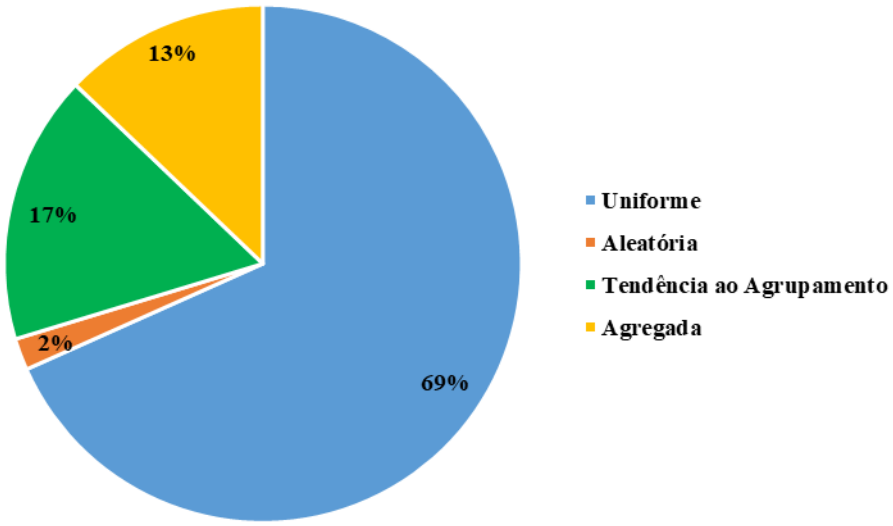
Figura 4. Representatividade de famílias botânicas em densidade absoluta (ind ha^{-1}) e número de espécies em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



Esses resultados diferem do padrão geralmente encontrado em outros fragmentos de Floresta Tropical Úmida, onde costumam predominar espécies da família Fabaceae (Fina *et al.*, 2021; Paiz; Aoki 2021; Vulcão *et al*., 2022). Apesar da Fabaceae ter 17 espécies amostradas, enquanto a Moraceae obteve apenas sete, esta última apresentou mais que o dobro do número de árvores, o que demonstra que poucas espécies tem tido grande representatividade no ambiente. Na família Moraceae, duas espécies apresentaram maior representatividade na amostragem: *Helicostylis tomentosa* (178) e *Artocarpus heterophyllus* (105).

Com relação a distribuição espacial das espécies amostradas, a maior parte apresentou distribuição uniforme (77 espécies), enquanto 19 apresentaram tendência ao agrupamento, 14 agregada e duas aleatórias (Figura 5).

Figura 5. Distribuição espacial das espécies florestais amostradas em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



Em estudo de distribuição geoespacial de espécies arbóreas realizado no mesmo fragmento florestal por Almeida *et al*. (2023), *Helicostylis tomentosa* e *Artocarpus heterophyllus* apresentaram maiores raios de distribuição, alcançando de 81,4 a 130,8 metros.

Helicostylis tomentosa apresenta dispersão zoocórica. Já *A. heterophyllus*, apesar da dispersão ser autocórica, seus frutos também são muito atrativos à fauna, já que além do sabor, apresenta frutificação constante durante o ano, o que pode torna-la preferencial diante de espécies nativas com frutificação mais pontual durante determinadas épocas do ano.

Pelo banco de dados da flora do Brasil (Mattos; Gaglioti, 2023), *A. heterophyllus* é considerada “naturalizada”, contudo, já vem ultrapassando em fragmentos florestais o que

Richardson *et al*. (2000) explicam como processo de invasão, produzindo descendentes férteis a partir de 100 metros de distância da planta mãe, inclusive no fragmento estudado.

A jaqueira é nativa do sudeste asiático, onde ocorre em áreas de estágio sucessional avançado, sendo considerada rara, apresentando um indivíduo por hectare (Bhuyan; Khan; Tripathi, 2003; Chittibabu; Parthasarathy, 2000). Nas florestas tropicais do Brasil, a espécie se disseminou diante de suas características de alta produtividade de frutificação, ausência de inimigos naturais, potencial alelopático e atração alimentar para a fauna silvestre, que age na dispersão (Pereira; Kaplan, 2013).

A elevada abundância desta exótica preocupa, já que de acordo com Parker *et al*. (1999), representa espaço não disponível para outras espécies. Além disso, árvores desta espécie apresentam grande porte e área de copa, consequentemente elevada produção de biomassa, o que pode indicar que requer altos teores nutricionais, causando desequilíbrio na floresta estudada.

Além de *A. heterophyllus*, outras exóticas foram amostradas, sendo algumas, nativas do Brasil, contudo, ocorrentes em ambientes distintos, bem como espécies originárias de outros países. Entre as nativas do Brasil, especificamente no bioma Amazônico foram encontradas *Hevea brasiliensis* (31 indivíduos) e *Couroupita guianensis* (5). Já as ocorrentes em países distintos, *Artocarpus altilis* (1), *Syzygium jambos* (1), *Syzygium cumini* (1), *Theobroma cacao* (3), *Polyscias scutellaria* (1).

Hevea brasiliensis (seringueira), foi encontrada em apenas quatro das 40 parcelas e em outra unidade amostral foi observado grande número de regenerantes (apesar da regeneração natural não ter sido objeto do estudo). Percebe-se grande potencial de germinação e alta sobrevivência de plântulas no local (Figura 6).

Figura 6. Regeneração natural de *Hevea brasiliensis* em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.

A seringueira apresenta dispersão autocórica por deiscência explosiva do fruto, lançando suas sementes a grandes distâncias, até cerca de 100 metros da árvore-mãe, como verificado na área de estudo. De acordo com Rocha *et al*., (2021), ela apresenta potencial alelopático, inibindo a germinação de sementes e respiração celular de espécies padrão utilizadas nesses estudos. Esse comportamento é um indicativo de que a seringueira pode obter vantagens na competição com outras espécies, dificultando a coexistência e, consequentemente, elevando risco de exclusão competitiva.

Couroupita guianensis, conhecida popularmente como abricó de macaco é uma espécie de grande beleza paisagística, utilizada em diversos projetos de parques e praças concebidos pelo paisagista Roberto Burle Marx. Em Recife o paisagista foi responsável pelo setor de praças e jardins, implantando 39 projetos de jardins públicos e privados entre 1935 e 1990, onde inseriu diversas espécies tropicais que identificava potencial ornamental, sendo muitas de floresta Atlântica e Amazônica.

Theobroma cacao (1), naturalizada na região amazônica, provavelmente desde a Era pré-Colombiana (Cncflora, 2023) e hoje bastante cultivado para produção de chocolate e encontrado de forma espontânea em florestas pluviais do Brasil, principalmente na Bahia e Espírito Santo. Encontrada no sub-bosque da floresta estudada, onde não se percebe ocorrência de regeneração natural e impactos aparentes sobre as nativas.

Artocarpus altilis (Parkinson) Fosberg (1), conhecida como fruta-pão, nativa da região asiática. No fragmento florestal estudado não se percebe potencial de invasão, sendo uma espécie menos preocupante com relação a competição interespecífica e impactos sobre espécies nativas.

Syzygium jambos (1), naturalizada e geralmente encontrada nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, *Syzygium cumini* (1), de origem asiática, naturalizada e encontrada no Nordeste, Norte e Sudeste do Brasil (SILVA; LIMA, 2023) e *Polyscias scutellaria* (1), nativa da Indonésia (ROSA *et al*., 2019) e cultivada no Brasil como espécie ornamental para jardins, principalmente como cerca-viva.

Além das exóticas arbóreas amostradas, Nascimento, Silva e Barbosa (2021) identificaram 37 espécies exóticas entre arbóreas e herbáceas neste fragmento florestal, sendo 24 destas, classificadas como invasoras. Também foi percebido pelos autores que 40% das invasoras se reproduziam de forma vegetativa, o que dificultava as ações de manejo, em especial para herbáceas. Entre as mais preocupantes: *Dieffenbachia seguine* (Jacq.) Schott (comigo-ninguém-pode), *Epipremnum aureum* (L) Engl. (giboia) e *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse (zebrina).

As três espécies herbáceas citadas apresentam potencial alelopático, ocupam intensamente determinadas áreas do fragmento florestal. E a *Epipremnum aureum* apresenta mudança de comportamento e alteração de tamanho foliar ao ocorrer no solo com folhas de tamanho pequeno e ao subir pelo tronco de árvores amplia sua área foliar para aumentar eficiência fotossintética. Esse comportamento provoca constante queda de árvores de pequenos DAP por não suportar peso (Figura 7).

Figura 7. A - Comportamento rasteiro sobre o solo de *Epipremnum aureum* (L) Engl. (giboia). B - Aumento de tamanho foliar a medida que sobe sobre o tronco de espécies arbóreas, colocando em risco de queda indivíduos de baixos DAP.

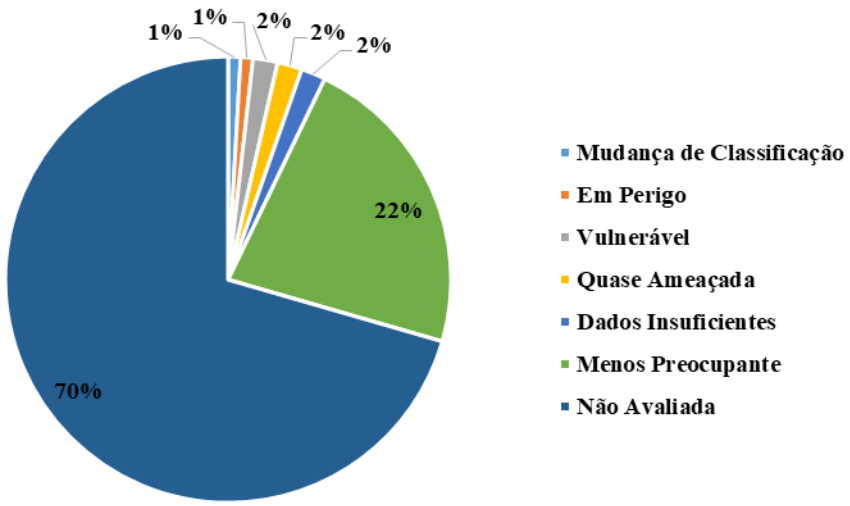
A **B**

De acordo com método de Hubbell (2013), sete espécies podem ser consideradas comuns na floresta estudada (representam cerca de 50% da densidade absoluta), enquanto 105 podem ser consideradas raras localmente. Dentre as sete espécies comuns e suas respectivas abundâncias, estão: *Helicostylis tomentosa* (178), *Artocarpus heterophyllus* (105), *Protium heptaphyllum* (78), *Dialium guianense* (55), *Parkia pendula* (51), *Pouteria durlandii* (38) e *Protium giganteum* (36). Em outra perspectiva, considerando raras apenas espécies que apresentam um ind ha^{-1}, 39 espécies são consideradas raras no fragmento florestal estudado.

Com relação às categorias de risco de extinção (Figura 8), de acordo com avaliação oficial no CNCFlora/IUCN, das 112 espécies, 79 não foram avaliadas (entre essas, consideradas as 12 não identificadas a nível de espécie). Entre as classificadas, 25 25 como

"Menos Preocupante" e duas categorizadas como "Dados Insuficientes" (*Ocotea limae* e *Licania tomentosa*).

Figura 8. Classificação de ameaça de extinção das espécies florestais amostradas em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



Dentre as espécies em real risco de extinção, uma na categoria "Em Perigo" (*Paubrasilia echinata*), duas como "Vulnerável" (*Cedrela odorata* e *Chrysophyllum splendens*, sendo esta última considerada "Vulnerável" pela IUCN e "Quase ameaçada" pela classificação pela classificação do CNCFlora, juntamente com *Bowdichia virgilioides*), e uma em fase de estudos para Mudança de Classificação (*Swartzia pickelii*). A presença dessas espécies demonstra a importância da conservação da área florestal estudada, sendo indicada a marcação de matrizes para coleta de sementes, produção de mudas e plantios de enriquecimento, além da viabilidade para elaboração de um Plano de Ação Nacional de conservação.

As espécies enquadradas como "Quase ameaçada" e "Dados Insuficientes" são consideradas prioritárias para o desenvolvimento de pesquisas sobre o estado de conservação, de acordo com a Portaria do Ministério do Meio Ambiente nº 43 de 31 de janeiro de 2014 (MMA, 2014). Assim, sugere-se a ampliação de pesquisas relacionadas a características ecológicas das espécies.

Paubrasilia echinata, o pau-Brasil é uma árvore que atinge entre 4-30m de altura, 15-45cm de DAP e ocorre em fitofisionomias como Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Restingas. Apesar da exploração histórica para uso em corantes ter finalizado desde o século XIX, hoje existe uma demanda anual de cerca de 200m^3 por ano,

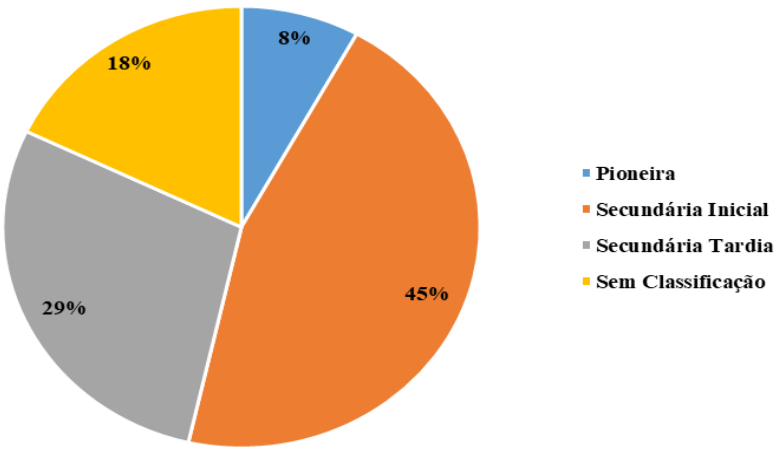
sendo a única madeira indicada para produção de arcos de violino (Cncflora, 2023b). Considerada espécie clímax, de crescimento lento e irregular (Carvalho, 2003), podendo ser acelerado por sombreamento que não ultrapasse 50% (Aguiar; Barbosa, 1985).

Cedrela odorata, conhecida como cedro, cresce de 8-30m, 20-60cm de DAP. Sua madeira tem alto valor comercial, extraída até os dias atuais e por isso, acredita-se que sua população já tenha regredido ao menos 30% nas três últimas gerações (Cncflora, 2023c). Espécie decídua, heliófila, ocorre em matas primárias e secundárias de terra firme (Lorenzi, 2002). È uma secundária tardia e se desenvolve bem em solos férteis, profundos, úmidos e bem drenados (Carvalho, 2010).

Chrysophyllum splendens, conhecida na região como cainito, pode atingir até 22m de altura e 25cm de DAP e apesar de ter ampla distribuição no país, é restrita à região costeira, mais ameaçada pelo desenvolvimento (Oldfield *et al*., 1998). Considera-se estar protegida em unidades de conservação, contudo, em áreas sem proteção apresenta populações com baixas densidades, estando próxima da classificação como Vulnerável (Cncflora, 2023d). Perenefólia, ciófita ou heliófita, secundária, característica de matas pluviais com frequência ocasional e dispersão mais ou menos contínua, em solos argilosos bem drenados, de boa fertilidade. Folhas simples, alternas, subcoriáceas, glabras na parte superior e seríceas com indumento dourado na face abaxial, com 10-20cm de comprimento (Lorenzi, 2002).

Com relação ao grupo ecológico das espécies (Figura 9), nove foram classificadas como pioneiras, 51 como secundárias iniciais e 32 como secundárias tardias. Dentre as 30 sem classificação, encontram-se 12 não identificadas a nível de espécie, bem como as que não foram encontradas referências ou geraram dúvidas nas observações realizadas.

Figura 9. Classificação quanto ao estágio sucessional das espécies florestais amostradas em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



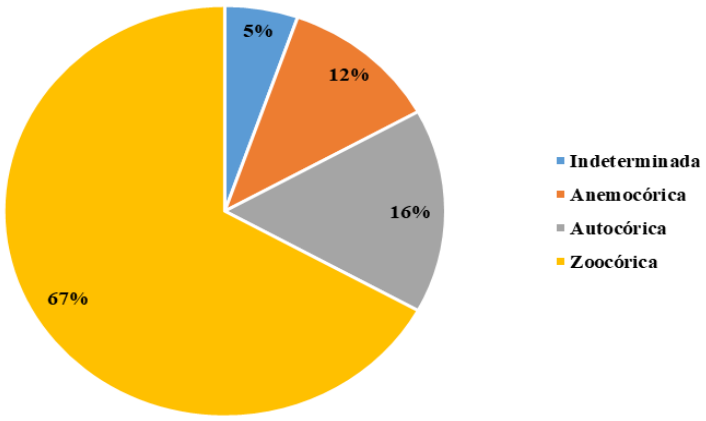
Os resultados se aproximam dos encontrados por Brandão *et al*. (2020) em floresta tropical Úmida em Alagoas, porém, no presente estudo, com maior percentual de secundárias tardias. Essa maioria de espécies entre os grupos de secundárias demonstram que a Floresta Tropical Úmida estudada encontra-se em estágio avançado de sucessão, ocorrendo uma substituição gradativa de espécies pioneiras por outras de estágios mais avançados. As espécies secundárias iniciais apresentam requerimentos intermediários com relação a luminosidade, enquanto as secundárias tardias se desenvolvem melhor em áreas bem sombreadas (Magnago *et al*., 2014).

Dentre as pioneiras estão: *Apeiba tibourbou*, *Albizia pedicelaris*, *Allophyllus edulis*, *Adenanthera pavonina*, *Cecropia pachystachia*, *Mabea piriri*, *Miconia prasina*, *Sloanea guianensis* e *Triplaris gardneriana*. As pioneiras são exigentes em luminosidade, sendo as primeiras a surgirem na abertura de clareiras, já que produzem grande quantidade de sementes que ficam dormentes, armazenadas no solo, aguardando condições propícias para germinação e desenvolvimento de plântulas (Silva *et al*., 2021). Elas possuem requerimentos de luminosidade geralmente maiores que das espécies que ocorrem no sub-bosque (Tripathi *et al*., 2020), ocorrendo em clareiras e áreas de borda da floresta.

A proporção de espécies pioneiras em relação a espécies não pioneiras demonstra que a área está atingindo maturidade em sua sucessão, já que de acordo com Liebsch *et al*. (2008), floresta Atlântica pode passar cerca de 157 anos até atingir 10% de espécies pioneiras.

Quanto à síndrome de dispersão, (Figura 10), poucas foram classificadas como indeterminadas, sendo basicamente as espécies não identificadas (seis espécies). A maioria absoluta foi classificada como zoocórica (75), seguidas por autocóricas (18) e anemocóricas (13).

Figura 10. Classificação quanto à síndrome de dispersão das espécies florestais amostradas em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



Os resultados também se assemelham aos encontrados por outros estudos em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil (Brandão *et al*., 2020; Lima *et al*., 2020; Brandão *et al*., 2011). Isto porque a dispersão zoocórica é considerada a mais importante em florestas tropicais, ocorrendo geralmente em maiores proporções que síndromes abióticas (Cola *et al*., 2019).

Fragmentos florestais perturbados e descontínuos costumam ter restrições de acesso à fauna, o que resulta em poucas espécies zoocóricas (Lima *et al*., 2021) e quanto menos florestada, maior a predominância de anemocoria (Marques; Ferreira, 2019).

Na Floresta Tropical Úmida estudada são visualizados com frequência animais se alimentando de frutos e sementes de espécies arbóreas, entre diversas espécies de aves, morcegos, saguis, cutias, o que demonstra a conservação do ambiente estudado, mesmo estando tão próximo de ambiente urbano.

3.3 PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS E ÍNDICES DE DIVERSIDADE E EQUABILIDADE

A densidade absoluta amostrada foi de 1063 ind ha^{-1} (Tabela 1), considerada alta, o que promove sombreamento necessário para o desenvolvimento das espécies tardias. Essa condição reduz a mortalidade de plântulas por diminuir a chegada da luz sobre o solo (Chao *et al*., 2022).

O número de indivíduos por parcela variou de oito a 47 árvores (média de 26 árvores). As unidades amostrais com menores números de árvores apresentavam infestação de cipós, comportamento comum das lianas em ambientes com intensa entrada de luz e existência de árvores para utilizar como suporte. Já a variação do número de espécies por unidade amostral (u.a.) ocorreu entre sete e 21 (média de 14 espécies).

As 10 espécies de maior valor de importância foram: *Helicostylis tomentosa, Parkia pendula, Artocarpus heterophyllus, Dialium guianense, Protium heptaphyllum, Pouteria durlandii Brosimum guianense, Bactris ferruginea, Lecythis pisonis* e *Brosimum rubescens.* Este índice sofre influência do porte de árvores amostradas, o que influenciou espécies como *P. pendula* e *L. pisonis* a apresentar altos valores, apesar da abundância mais baixa que outras espécies.

Já *Bactris ferruginea* é uma palmeira que apesar dos colmos não apresentarem grande diâmetro, apresenta comportamento de entouceramento, o que é somado para cálculo do

DAP. Essa espécie apesar de não constar na lista nacional de espécies ameaçadas, está presente em lista do Estado do Espírito Santo, caracterizada como “Em perigo” (Espírito Santo, 2005).

As espécies mais frequentes foram *Helicostylis tomentosa*, da família Moraceae, presente em 90% das parcelas, seguida por *Dialium guianense* (70%) e *Parkia pendula* (68%), da família Fabaceae e *Artocarpus heterophyllus* (63%), Moraceae. A frequência dessas espécies pode ser explicada pela dispersão, zoocórica. Mesmo para *A. heterophyllus*, que tem sua dispersão por barocoria, os frutos são muito apreciados pela fauna local, facilitando a dispersão pela floresta.

Tabela 1. Parâmentros fitossociológicos de espécies amostradas em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, Pernambuco. Dados em ordem decrescente de VI (Valor de importância), em que: IGA – Índice de Agregação de McGuiness; GE – Grupo Ecológico; CA – Classificação de Ameaça; SD – Síndrome de Dispersão; DA – Densidade Absoluta em ind.ha^{-1}; DR – Densidade Relativa (%); FA – Frequência Absoluta; FR – Frequência Relativa (%); DoA – Dominância Absoluta em m^2.ha^{-1}; DoR – Dominância Relativa (%).

ESPÈCIE	FAMÍLIA	GE	CA	SD	IGA	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Helicostylis tomentosa (Poepp. & Endl.) Rusby	Moraceae	SI	LC	ZOO	1,93	178	16,75	0,90	7,58	2,07	4,98	25,98
Parkia pendula (Wild.) Benth. Ex Walp.	Fabaceae	ST	NE	ZOO	1,13	51	4,80	0,68	5,68	9,92	23,87	18,44
Artocarpus heterophyllus Lam.*	Moraceae	ST	NE	AUT	2,68	105	9,88	0,63	5,26	1,75	4,22	16,55
Dialium guianense (Aubl.) Sandwith.	Fabaceae	ST	NE	ZOO	1,14	55	5,17	0,70	5,89	2,41	5,79	13,00
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	Burseraceae	SI	NE	ZOO	2,28	78	7,34	0,58	4,84	0,64	1,54	12,69
Pouteria durlandii (Standl.) Baehni.	Sapotaceae	SC	NE	ZOO	3,30	38	3,57	0,25	2,11	0,40	0,96	6,00
Brosimum guianense (Aubl.) Huber	Moraceae	SI	NE	ZOO	1,04	23	2,16	0,43	3,58	0,08	0,20	5,81
Bactris ferruginea Burret	Arecaceae	ST	LC	ZOO	0,93	12	1,13	0,28	2,32	2,84	6,83	5,72
Lecythis pisonis Cambess.	Lecythidaceae	ST	LC	ZOO	0,91	7	0,66	0,18	1,47	4,25	10,22	5,54
Brosimum rubescens Taub.	Moraceae	SI	NE	ZOO	1,87	24	2,26	0,28	2,32	0,09	0,22	4,65
Protium giganteum Engl.	Burseraceae	ST	NE	ZOO	11,54	36	3,39	0,08	0,63	0,66	1,60	4,55
Eriotheca gracilipes (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae	SI	NE	AUT	0,93	12	1,13	0,28	2,32	1,23	2,96	4,43
Thyrsodium spruceanum Benth.	Anacardiaceae	SI	LC	ZOO	11,22	35	3,29	0,08	0,63	0,42	1,00	4,26
Hevea brasiliensis (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.*	Euphorbiaceae	ST	NE	AUT	7,36	31	2,92	0,10	0,84	0,62	1,49	4,26
Miconia affinis DC.	Melastomataceae	SI	NE	ZOO	1,32	17	1,60	0,28	2,32	0,32	0,76	4,17
Cupania impressinervia Acev.-Rodr.	Sapindaceae	SI	LC	ZOO	0,84	12	1,13	0,30	2,53	0,48	1,17	4,04
Mabea piriri Aubl.	Euphorbiaceae	PI	NE	AUT	1,56	18	1,69	0,25	2,11	0,26	0,62	4,01
Eschweilera ovata (Cambess.) Mart. ex Miers	Lecythidaceae	ST	NE	ZOO	1,32	17	1,60	0,28	2,32	0,07	0,16	3,97
Alseis pickelii Pilg. & Schmale	Rubiaceae	SI	LC	AUT	0,86	11	1,03	0,28	2,32	0,70	1,67	3,91

Continua...

Continua...

ESPÈCIE	FAMÍLIA	GE	CA	SD	IGA	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Luehea ochrophylla Mart.	Malvaceae	SI	LC	ANE	0,96	11	1,03	0,25	2,11	0,76	1,83	3,75
Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire et al.	Araliaceae	SI	NE	ZOO	9,75	20	1,88	0,05	0,42	1,20	2,88	3,26
Tapirira guianensis Aubl.	Anacardiaceae	ST	NE	ZOO	7,80	16	1,51	0,05	0,42	1,08	2,60	2,79
Pouteria grandiflora (A.DC.) Baehni	Sapotaceae	SC	LC	ZOO	10,24	21	1,98	0,05	0,42	0,19	0,46	2,55
Pterocarpus rohrii Vogel	Fabaceae	SC	NE	ANE	1,92	6	0,56	0,08	0,63	1,54	3,71	2,43
Nectandra cuspidata Nees	Lauraceae	ST	NE	ZOO	1,12	6	0,56	0,13	1,05	0,62	1,49	2,11
Cupania oblongifolia Mart.	Sapindaceae	SI	NE	ZOO	0,92	6	0,56	0,15	1,26	0,25	0,60	2,03
Apeiba tibourbou Aubl.	Malvaceae	PI	NE	ZOO	1,90	8	0,75	0,10	0,84	0,52	1,24	2,01
Chrysophyllum splendens Spreng.	Sapotaceae	ST	VU	ZOO	1,08	7	0,66	0,15	1,26	0,07	0,18	1,98
Pouteria bangii (Rusby) T.D.Penn.i (Rusby) T.D.Penn.	Sapotaceae	ST	NE	ZOO	6,82	14	1,32	0,05	0,42	0,11	0,26	1,83
Sorocea hilarii Gaudich.	Moraceae	SI	NE	ZOO	3,21	10	0,94	0,08	0,63	0,04	0,11	1,61
Allophylus edulis (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	PI	NE	ZOO	0,94	5	0,47	0,13	1,05	0,09	0,22	1,60
Erythroxylum squamatum Sw.	Erythroxylaceae	ST	LC	ZOO	0,94	5	0,47	0,13	1,05	0,03	0,06	1,54
Pera glabrata (Schott) Bail.	Peraceae	SI	NE	ZOO	3,41	7	0,66	0,05	0,42	0,54	1,30	1,51
Cordia nodosa Lam.	Boraginaceae	SI	NE	ANE	0,75	4	0,38	0,13	1,05	0,01	0,02	1,44
Couroupita guianensis Aubl.*	Lecythidaceae	ST	LC	ZOO	2,44	5	0,47	0,05	0,42	0,50	1,21	1,30
Pouteria sp.	Sapotaceae	SC	-	ZOO	0,95	4	0,38	0,10	0,84	0,05	0,12	1,26
Quararibea turbinata (Sw.) Poir.	Malvaceae	ST	NE	ZOO	0,95	4	0,38	0,10	0,84	0,04	0,10	1,25
Campomanesia aromatica (Aubl.) Griseb.	Myrtaceae	ST	LC	ZOO	0,95	4	0,38	0,10	0,84	0,03	0,08	1,24
Miconia prasina (Sw.) DC.	Melastomataceae	PI	NE	ZOO	0,95	4	0,38	0,10	0,84	0,03	0,07	1,24
Casearia javitensis Kunth	Salicaceae	SI	NE	ZOO	0,95	4	0,38	0,10	0,84	0,02	0,06	1,24

Continua...

Continua...

ESPÈCIE	FAMÍLIA	GE	CA	SD	IGA	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Cassia grandis Linnaeus f.	Fabaceae	SI	NE	AUT	0,96	3	0,28	0,08	0,63	0,29	0,69	1,14
Andira nitida Mart. ex Benth.	Fabaceae	SI	NE	ZOO	0,71	3	0,28	0,10	0,84	0,02	0,04	1,14
Cnidoscolus oligandrus (Müll.Arg.) Pax	Euphorbiaceae	ST	LC	AUT	1,46	3	0,28	0,05	0,42	0,52	1,25	1,12
Theobroma cacao L.*	Malvaceae	ST	NE	ZOO	0,96	3	0,28	0,08	0,63	0,23	0,56	1,10
Ocotea glomerata (Nees) Mez	Lauraceae	SI	NE	AUT	0,96	3	0,28	0,08	0,63	0,21	0,51	1,08
Cecropia pachystachya Trécul	Urticaceae	PI	NE	ZOO	1,28	4	0,38	0,08	0,63	0,07	0,16	1,06
Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld	Fabaceae	ST	LC	ANE	1,28	4	0,38	0,08	0,63	0,05	0,13	1,05
Inga ingoides (Rich.) Willd.	Fabaceae	SI	NE	ZOO	1,28	4	0,38	0,08	0,63	0,04	0,09	1,04
Ficus sp.	Moraceae	SC	-	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,53	1,29	1,04
Ocotea limae Vattimo-Gil	Lauraceae	ST	DD	ZOO	0,96	3	0,28	0,08	0,63	0,06	0,14	0,96
Myrcia splendens (Sw.) DC.	Myrtaceae	SI	NE	ZOO	0,96	3	0,28	0,08	0,63	0,03	0,08	0,94
Monteverdia distichophylla (Mart. ex Reissek) Biral	Celastraceae	ST	LC	ZOO	0,96	3	0,28	0,08	0,63	0,02	0,05	0,93
Himatanthus bracteatus (A. DC.) Woodson	Apocynaceae	SI	NE	ANE	0,96	3	0,28	0,08	0,63	0,02	0,05	0,93
Eugenia luschnathiana Klotzsch ex O. Berg.	Myrtaceae	ST	LC	ZOO	0,96	3	0,28	0,08	0,63	0,01	0,03	0,92
Simarouba amara Aubl.	Simaroubaceae	SI	NE	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,32	0,77	0,87
Aparisthmium cordatum (A.Juss.) Baill.	Euphorbiaceae	SI	NE	AUT	0,64	2	0,19	0,08	0,63	0,03	0,07	0,84
Swartzia pickelii Killip ex Ducke	Fabaceae	SI	MC	ZOO	1,95	4	0,38	0,05	0,42	0,03	0,06	0,82
Bowdichia virgilioides Kunth	Fabaceae	ST	NT	ANE	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,23	0,55	0,79
Pouteria torta (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	SI	LC	ZOO	1,46	3	0,28	0,05	0,42	0,09	0,23	0,78
Sloanea guianensis (Aubl.) Benth.	Elaeocarpaceae	PI	NE	ZOO	1,46	3	0,28	0,05	0,42	0,07	0,16	0,76
Xylopia frutescens Aubl.	Annonaceae	SI	NE	ZOO	4,94	5	0,47	0,03	0,21	0,09	0,23	0,76

Continua...

Continua...

ESPÈCIE	FAMÍLIA	GE	CA	SD	IGA	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Ocotea sp.	Lauraceae	SC	-	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,14	0,33	0,72
Sapotaceae 1	Sapotaceae	SC	-	-	1,46	3	0,28	0,05	0,42	0,02	0,04	0,72
Albizia pedicellaris (DC.) L.Rico	Fabaceae	PI	NE	AUT	1,46	3	0,28	0,05	0,42	0,01	0,02	0,71
Cordia sellowiana Cham.	Boraginaceae	SI	NE	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,10	0,25	0,69
Coccoloba mollis Casar.	Polygonaceae	SI	NE	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,10	0,23	0,69
Inga thibaudiana DC.	Fabaceae	SI	NE	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,04	0,10	0,64
Pogonophora schomburgkiana Miers ex Benth.	Peraceae	ST	NE	AUT	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,03	0,08	0,64
Myrcia sp.	Myrtaceae	SC	-	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,01	0,02	0,62
Pradosia lactescens (Vell.) Radlk.	Sapotaceae	ST	LC	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,01	0,02	0,62
Chaetocarpus myrsinites Baill.	Peraceae	SI	NE	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,01	0,01	0,61
Caraipa densifolia Mart.	Calophyllaceae	SC	NE	ANE	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,01	0,01	0,61
Cupania racemosa (Vell.) Radlk.	Sapindaceae	SI	LC	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,00	0,01	0,61
Myrcia sylvatica (G.Mey.) DC.	Myrtaceae	SI	NE	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,00	0,01	0,61
Psychotria carthagenensis Jacq.	Rubiaceae	ST	LC	ZOO	0,97	2	0,19	0,05	0,42	0,00	0,01	0,61
Spondias mombin L.	Anacardiaceae	SI	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,34	0,82	0,58
Paubrasilia echinata (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	Fabaceae	ST	EN	AUT	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,15	0,35	0,42
Syzygium cumini (L.) Skeels	Myrtaceae	SC	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,12	0,30	0,40
Sapium glandulosum (L.) Morong	Sapindaceae	SI	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,11	0,26	0,39
Stryphnodendron pulcherrimum (Wild.) Hochr	Fabaceae	SI	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,07	0,17	0,36
Colubrina glandulosa Perkins	Rhamnaceae	SI	LC	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,05	0,12	0,34
Sapotaceae 2	Sapotaceae	SC	-	-	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,05	0,11	0,34

Continua...

Continua...

ESPÈCIE	FAMÍLIA	GE	CA	SD	IGA	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Tabernaemontana flavicans Willd. ex Roem. & Schult.	Apocynaceae	ST	NE	ANE	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,04	0,11	0,34
Eugenia florida DC.	Myrtaceae	SI	LC	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,03	0,08	0,33
Arecaceae 1	Arecaceae	SC	-	-	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,03	0,07	0,33
Mabea occidentalis Benth	Euphorbiaceae	SI	NE	AUT	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,03	0,32
Artocarpus altilis (Parkinson) Fosberg	Moraceae	SC	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,03	0,32
Himatanthus phagedaenicus (Mart.) Woodson	Apocynaceae	SI	NE	ANE	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,03	0,31
Licania kunthiana Hook.f.	Chrysobalanaceae	SI	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,03	0,31
Pachira aquatica Aubl.	Malvaceae	SI	NE	AUT	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,03	0,31
Gustavia augusta L.	Lecythidaceae	SI	NE	AUT	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Ceiba speciosa (A.St.-Hil.) Ravenna	Malvaceae	SI	NE	ANE	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Albizia polycephala (Benth.) Killip ex Record	Fabaceae	SI	LC	AUT	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Talisia esculenta (Cambess.) Radlk	Sapindaceae	SI	NE	AUT	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Não identificada 1		SC	-	-	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Coutarea hexandra (Jacq.) K.Schum.	Rubiaceae	SI	NE	ANE	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Triplaris gardneriana Wedd.	Polygonaceae	PI	NE	ANE	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Eugenia astringens Cambess.	Myrtaceae	SC	LC	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Syzygium jambos (L.) Alston*	Myrtaceae	SC	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Licania tomentosa (Benth.) Fritsch	Chrysobalanaceae	SI	DD	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,02	0,31
Pouteria gardneri (Mart. & Miq.) Baehni	Sapotaceae	ST	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,01	0,31
Inga laurina (Sw.) Willd.	Fabaceae	SI	LC	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,01	0,01	0,31
Siparuna guianensis Aubl.	Siparunaceae	SI	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31

Continua...

Continua...

ESPÈCIE	FAMÍLIA	GE	CA	SD	IGA	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Não identificada 2		SC	-	-	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31
Erythroxylum passerinum Mart.	Erythroxylaceae	ST	LC	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31
Adenanthera pavonina L.	Fabaceae	PI	NE	AUT	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31
Arecaceae 2	Arecaceae	SC	-	-	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31
Bactris sp.	Arecaceae	SC	-	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31
Inga capitata Desv.	Fabaceae	SI	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31
Cedrela odorata L.	Meliaceae	ST	VU	ANE	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31
Polyscias scutellaria (Burm. F.) Forsberg*	Araliaceae	SC	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,01	0,31
Eugenia hirta O. Berg	Myrtaceae	ST	NE	ZOO	0,99	1	0,09	0,03	0,21	0,00	0,00	0,31
				TOTAL		**1063**	**100**	**11,88**	**100**	**41,57**	**100**	**300**

Legenda
* : Espécie Exótica

Grupo Ecológico (GE): PI – Pioneiras; SI – Secundária Inicial; ST – Secundária Tardia; SC – Sem classificação.

Categoria de Ameaça (CA): MC – Mudança de Classificação; EN – Em Perigo; VU – Vulnerável; NT – Quase Ameaçada; DD – Deficiente de Dados; LC – Menos Preocupante; NE – Não Avaliada.

Síndrome de Dispersão (SD): ANE – Anemocórica; AUT – Autocórica; ZOO – Zoocórica; SC – Sem Classificação.

A. heterophyllus foi a terceira espécie em valor de importância (16,55), segunda em abundância (105 ind ha^{-1}), quarta em frequência (ocorrendo em 25 parcelas), quinta em dominância (1,75 $m^2.ha^{-1}$). Batista *et al*. (2012) também identificaram a jaqueira com alto valor de importância (46,67%) em fragmento florestal no município de Moreno, Pernambuco, a cerca de 10 km do Jardim Botânico do Recife.

Esses dados de ocupação de *A. heterophyllus* são alarmantes, já que levantamentos anteriores realizados no Jardim Botânico do Recife demonstram o crescimento populacional nos últimos anos. Cavalcanti (1985) já alertava para a presença de espécies exóticas neste fragmento florestal; Souza Júnior (2006) amostrou uma densidade de 11 ind ha^{-1}. Em 2016, um estudo censitário georreferenciou 40 ind ha^{-1}, sendo 88 já em fase reprodutiva (Barbosa, 2016); e no atual estudo essa densidade mais que duplica em 2023 (105 ind ha^{-1}), o que demonstra a necessidade de intervenções urgentes, de forma a evitar monodominância e perda de biodiversidade de espécies nativas.

Diante dos resultados, optou-se por avaliar neste estudo a influência de *A. heterophyllus* por unidade amostral. Porém, não foi encontrada redução considerável nem diferença estatística na média de espécies arbóreas adultas em parcelas com jaqueira (13) e sem jaqueira (14). Entretanto, em estudo realizado por Barbosa (2016) na mesma floresta para conhecer a influência da espécie na riqueza de arbóreas, à medida que se distanciava das árvores de jaqueira foi encontrada uma redução no número de espécies. Nos quadrantes próximos a árvores de A. heterophyllus eram encontradas 12 espécies, enquanto nos mais distantes eram encontradas de 20-25 espécies. Neste estudo de Barbosa (2016), espécies como *Caesalpinia echinata* (atualmente *Paubrasilia echinata*), *Eugenia luschnatiana*, *Brosimum sp*., *Pera glabrata*, *Xylopia frutescens* e *Zanthoxylum sp*. só foram encontrados a distâncias superiores a 25 metros de *A. heterophyllus*, o que pode demonstrar efeitos alelopáticos contra essas espécies citadas nas áreas de influência de copa por queda de serapilheira e liberação de compostos fitoquímicos durante processo de decomposição.

Já com relação à influência na abundância (média de árvores por parcela), foram encontrados como resultados a média 28 árvores em u.a. com jaqueira e 24 sem jaqueira. Contudo, essa maior abundância era referente à presença de árvores da própria espécie, onde 20-70% das árvores amostradas por parcelas eram jaqueiras.

No estudo de Barbosa (2016), foi encontrado ainda, um padrão diferente de abundância de *A. heterophyllus*, onde o normal, diante da dispersão autocórica (barocoria) seria que a medida que aumentasse o distanciamento da árvore matriz, diminuísse a densidade

de indivíduos da espécie, mas foi encontrado resultado contrário. A medida que aumentava a distância da árvore-matriz de jaqueira foi encontrada tendência de aumento na densidade de indivíduos, o que demonstrou que além da barocoria, está havendo dispersão zoocórica.

Esse fato citado foi comprovado durante a realização do estudo atual por visualização de interações da fauna silvestre se alimentando de frutos de jaca, a exemplo de saguis (*Callithrix jacchus* Linnaeus) e o consumo de sementes por cutias (*Dasyprocta aguti* Linnaeus). Foram vistos também animais como bicho-preguiça (*Bradypus variegatus* Schinz) se alimentando de folhas de jaqueira (Figura 11).

Figura 11. A - Saguis (*Callithrix jacchus* (Linnaeus)) se alimentando de frutos de *A. heterophyllus* na Floresta Tropical Úmida estudada. **B –** Bicho-preguiça (*Bradypus variegatus* Schinz) após se alimentar de folhas de *A. heterophyllus* na Floresta Tropical Úmida estudada. Fonte: Barbosa (2023).

A **B**

Além do impacto encontrado na abundância de árvores adultas por parcela, Silva (2014), estudando a influência de *A. heterophyllus* sobre a regeneração natural neste mesmo fragmento florestal encontrou resultados ainda mais alarmantes. Foram encontrados impactos negativos da espécie sobre a dinâmica de natalidade, mortalidade e riqueza de espécies, constatando uma redução de 75 espécies em parcelas sem jaqueira para 40 espécies em parcelas com a presença da exótica. A regeneração natural geralmente costuma ser mais

sensível a alterações ambientais, respondendo de forma mais rápida à impactos como invasão biológica. Durante o estudo atual também foi percebido alto potencial de regeneração de A. heterophyllus em todas as unidades amostrais com indivíduos arbóreos em estágio de reprodução (Figura 12).

Figura 12. Regeneração natural de *Artocarpus heterophyllus* em unidade amostral da Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.

De acordo com Barbosa (2016), considerando o número de árvores de *A. heterophyllus*, quantidade média de frutos produzidos por árvore, número médio de sementes por fruto e % médio de germinação, anualmente podem ser inseridos na comunidade mais de 150 mil plântulas de jaqueira neste fragmento de Floresta Tropical Úmida.

Outra consideração importante é que a espécie mais abundante é da mesma família da exótica invasora, Moraceae, e dentre as 10 espécies de maior VI, quatro são da mesma família. Como a jaqueira é comprovadamente alelopática (Perdomo; Magalhães, 2007; Kumar *et al*., 2006; Barbosa, 2016), provavelmente espécies da mesma família não sejam afetadas por seus aleloquímicos, ou mesmo, também os possuam e isso pode estar influenciando na representatividade que as espécies da família tem no ambiente estudado.

Uma segunda espécie exótica que merece atenção diante da abundância registrada, *H. brasiliensis*, apesar de, por algum motivo a ser estudado, ocorrer espacialmente agrupada, encontrada em apenas três unidades amostrais, representando entre 5-36% das árvores nessas u.a.. Essa agregação é um mecanismo que possibilita a coexistência, já que permanecendo de forma agrupada, abre-se a possibilidade de ocupação de outros espaços para outras espécies (Giacomini, 2007). Entretanto, mesmo tendo registro em apenas três unidades amostrais, foi

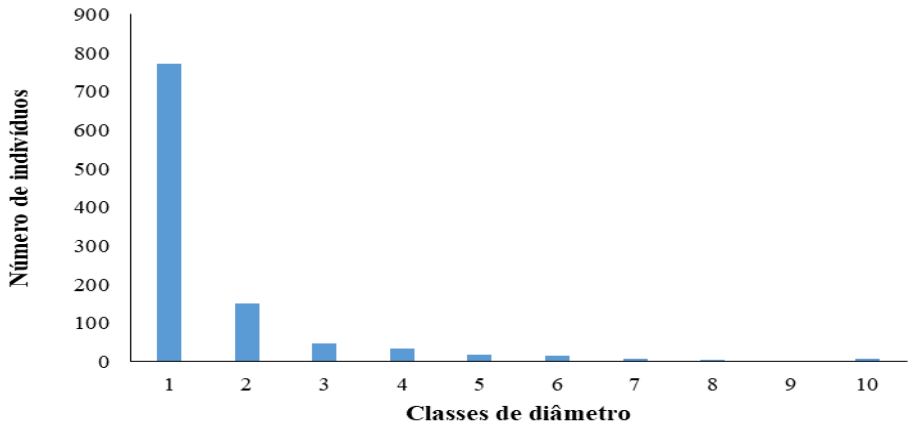
verificado *in loco*, alto potencial regenerante, inclusive em outra parcela, ainda sem presença de adultos, o que indica necessidade de prudência e ações de controle.

Outra questão relevante é quanto a sua dispersão de sementes, por explosão dos frutos, lançando-as a grandes distâncias, o que pode levar a formar outros agregados populacionais, ampliando sua área de ocupação atual, a depender de requerimentos de luminosidade e nutricionais, ainda não estudados.

Uma hipótese conhecida como propulsora da invasão é a liberação do inimigo, já que no novo ambiente a espécie exótica encontra-se livre de seus inimigos naturais (Korell *et al*., 2019). Essa hipótese pode explicar casos de espécies consideradas raras em seus ambientes naturais que se tornam invasoras em outros ambientes a partir do auxílio humano (Catford; Bode; Tilman, 2018). Esta situação se aplica a *A. heterophyllus*, considerada rara no ambiente de origem, mas com grande destaque na comunidade florestal estudada (Bhuyan *et al*., 2003).

A estrutura diamétrica analisada no fragmento florestal foi do tipo "J" invertido, com maior número de indivíduos arbóreos nas primeiras classes de diâmetro (Figura 13). Essa estrutura etária demonstra estágio de sucessão secundária tardia, com poucas árvores de grande porte e a ampla maioria de indivíduos jovens, característica comum para áreas de florestas inequiâneas.

Figura 13. Distribuição dos indivíduos arbóreos amostrados em diferentes classes de diâmetro em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife – PE, em que: Classe 1 – 4,77 a 15 cm; Classe 2 – 15,01 a 25 cm; Classe 3 – 25,01 a 35 cm; Classe 4 – 35,01 a 45 cm; Classe 5 – 45,01 a 55 cm; Classe 6 – 55,01 a 65 cm; Classe 7 – 65,01 - 75 cm; Classe 8 – 75,01 - 85 cm; Classe 9 – 85,01 - 95 cm; Classe 10 – > 95cm.



Com relação aos parâmetros fitossociológicos (Tabela 1), as espécies de maior VI foram: *Helicostylis tomentosa*, *Parkia pendula*, *Artocarpus heterophyllus*, *Dialium guianense*,

Protium heptaphyllum, *Pouteria durlandii*, *Brosimum guianense*, *Bactris ferruginea*, *Lecythis pisonis* e *Brosimum rubescens*.

O índice de diversidade de Shannon (*H*'=3,60) também pode ser considerado relevante, já que para a região estudada varia de 2,72 a 3,91 (Silva Júnior *et al*., 2008). O índice de equabilidade de Pielou (*J*=0,76) indica que 76% da diversidade máxima teórica foi atingida pela amostragem realizada.

Analisando os parâmetros fitossociológicos (Tabela 1), percebe-se que apesar da grande diferença no número de indivíduos entre *P. pendula e A. heterophyllus*, a primeira, nativa, se destacou diante da área basal ocupada na comunidade. Várias árvores da espécie apresentaram altos valores de DAP, o que influenciou no índice de valor de importância. O visgueiro, nome popularmente conhecido pode apresentar grandes sapopemas, caule de 1m de diâmetro e atinge altura de até 25m (Corrêa, 1984).

Com relação as espécies ameaçadas, a de maior nível de ameaça *P. echinata*, na categoria "Em perigo" só obteve registro de um indivíduo e na unidade amostral em que foi encontrada, ocorreu apenas uma árvore da espécie invasora *A. heterophyllus*, na primeira classe de diâmetro. Esse fato pode demonstrar requerimentos ecológicos distintos, o que precisa ser comprovado por outras pesquisas. Para esta situação acredita-se que ocorram mecanismos estabilizadores de coexistência, quando existe uma diferenciação de nicho, diminuindo o risco de sobreposição entre as espécies (Chesson, 2000). Assim, sugere-se a realização de estudos que busquem responder questões sobre requerimentos dessas espécies, de modo a entender fatores que possibilitem esses diferentes padrões de abundância de suas populações no ecossistema florestal.

A presença de espécies ameaçadas de extinção, principalmente diante da comunidade apresentar invasão biológica por espécies exóticas, confirma a importância da conservação deste ambiente e a necessidade de ampliação de pesquisas e ações visando sua proteção.

A combinação entre extinções e invasões biológicas leva à homogeneização da biodiversidade e deve ser combatida de duas formas diferentes, mas que se complementam: i) erradicação a longo prazo de populações exóticas invasoras; ii) ampliação de populações de nativas ameaçadas (Colautti *et al*., 2017).

3. CONCLUSÃO

O fragmento de Floresta Tropical Úmida estudado é considerado de estágio avançado de regeneração. Mesmo consolidado em solo tipicamente pobre em nutrientes, devido ao seu comprovado distrofismo, apresenta elevada riqueza de espécies florestais arbóreas, inclusive, com presença de ameaçadas de extinção. Isso torna evidente a importância de conservação deste ambiente para futuras gerações como unidade de conservação.

Contudo, também foi encontrada elevada abundância de espécies exóticas invasoras, em especial, *Artocarpus heterophyllus* e *Hevea brasiliensis*. Foi percebido que especialmente *A. heterophyllus* apesar de ainda não estar impactando a diversidade de espécies arbóreas adultas, afeta a abundância das espécies, causando alterações que levaram a família Moraceae a ter maior representatividade de abundância que espécies da família Fabaceae. Outros estudos já realizados de regeneração natural encontraram resultados alarmantes, já que regeneração natural é muito mais sensível à invasão biológica e efeitos alelepáticos.

Isso indica a possibilidade dessas espécies causarem impactos de redução da diversidade biológica por ocupação de nicho, causando exclusão competitiva de nativas, em especial às que possuem populações reduzidas, como as ameaçadas de extinção.

Diante dos resultados, sugere-se a realização de atividades de controle e até mesmo erradicação gradativa de invasoras, aliado a atividades de educação ambiental para sensibilização sobre o tema e plantios de enriquecimento florestal, priorizando as ameaçadas e frutíferas nativas, de modo a evitar sua extinção local.

Para reduzir os impactos de atuação no controle de exóticas invasoras, sugere-se iniciar pela retirada de frutos/sementes e regenerantes, abrindo espaço para desenvolvimento de nativas e reduzindo efeitos de substâncias alelopáticas no solo por essa biomassa vegetal.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, F. F. A.; BARBOSA, J. M. Estudos de conservação e longevidade de sementes de pau brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) **Ecossistema**, Lisboa – PT, v. 10, p. 145-150, 1985.

AGUIRRE, J. L. *et al.* Phytosociological, structural and conservation analysis of the habitats of Dupont's lark in Europe: a phytosociological survey applied to the conservation of na endangered species. **Official Journal of the Societa Botanica Italiana**, v. 152, p. 953-970, 2018.

ALMEIDA, D. M. *et al*. Geospatial distribution of forest species in the Botanical Garden of Recife, Pernambuco, Brazil. **Revista Floresta**, Curitiba – PR, v. 53, n. 2, p. 145-154, 2023.

ALVARES, C. A. *et al*. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol zeit**., v. 22, p. 711-728, 2013.

ARAGÓN, R. *et al*. 2014. Exotic species as modifiers of ecosystem processes: litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. **Acta Oecologica**, Paris, v. 54, p. 21-28, 2014.

BATISTA, A. P. B. *et al.* Estrutura fitossociológica, diamétrica e hipsométrica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta atlântica no Município de Moreno, Pernambuco, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v. 7, n. 5, p. 114-120, 2012.

BELLARD, C.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T.M. Alien species as a driver of recente extinctions. **Biology Letters**, v. 12, p. 1-4, 2016.

BELLAY, S. *et al*. Introdução de espécies em ecossistemas aquáticos: causas, prevenção e medidas de controle. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá – PR, v. 9, n. 1, p. 181-201, 2016.

BHUYAN, P; KHAN, M.L.; TRIPATHI, R.S. Tree diversity and population structure in disturbed and human-impacted stands of tropical wet evergreen forest in Arunachal Pradesh, Eastern Himalayas, India. **Biodiversity and Conservation**, New York – USA, v. 12, p. 1753-1773, 2003.

BRANDÃO, C. F. *et al.* Análise do componente arbóreo adulto e regenerante e da serapilheira em um remanescente de Floresta Atlântica em Rio Largo, Alagoas. **Pesquisas Florestais em Foco**. p. 70-79, 2020.

BRANDÃO, C. F.*et al*. Distribuição espacial, sucessão e dispersão do componente arbóreo em remanescente de floresta atlântica, Igarassu, Pernambuco**. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentáve**l, v. 6, n. 2, p. 218-229, 2011.

BRASIL – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria nº. 43 de 31 de janeiro de 2014**. Brasília – DF, Brasil.

CAVALCANTI, M. S. Aspectos da vegetação da mata do Jardim Botânico do Curado. 1985. 66f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasilia, DF: Embrapa Informações Tecnológicas; Embrapa Floresta, v.4, 644p, 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasilia, DF: Embrapa Informações Tecnológicas; Embrapa Floresta, v.1, 1039p, 2003.

CATFORD, J.A.; BODE, M.; TILMAN, D. Introduced species that overcome life history tradeoff can cause native extinctions. **Nature Communications**, London, v. 9, p. 1-7. 2018.

CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA (CNCFLORA). 2017a**. Lista Vermelha.** Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>. Acesso em: 19/05/2023.

CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA (CNCFLORA).2023b**. Lista Vermelha.** Disponível em: < http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Caesalpinia echinata>. Acesso em: 19/05/2023.

CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA (CNCFLORA).2023c**. Lista Vermelha.** Disponível em: < http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Cedrela odorata>. Acesso em: 19/05/2023.

CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA (CNCFLORA).2023d**. Lista Vermelha.** Disponível em: < http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Chrysophyllum splendens>. Acesso em: 19/05/2023.

CHAO, K. J. *et al*. Understorey light environment impacts on seedling establishment and growth in a typhoon-disturbed tropical forest. **Plant Ecology**, v. 223, p. 1007–1021, 2022 https://doi.org/10.1007/S11258-022-01255-4

CHASE, M.W. *et al*. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

CHITTIBABU, C.V. PARTHASARATHY, N. Attenuated tree species diversity in humanimpacted tropical evergreen forest sites at Kolli hills, Eastern Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, New York – USA, v. 9, p. 1493-1519, 2000.

COLA, R. E. *et al*. Fitossociologia e síndrome de dispersão em um trecho de floresta atlântica, em Paulista – PE. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Patos - PB, v. 15, n. 3, p. 213-218, 2019.

COLAUTTI, R.I. *et al*. 2017. Invasions and extinctions through the looking glass of evolutionary ecology. **Biological Sciences**, v. 373, n. 1712, p. 1-12.

CORNWELL, W.K., ACKERLY, D.D. Comunity assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradiente in coastal California. **Ecol Monogr**., v. 79, p. 109-126, 2009.

CORRÊA, M. P. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas.** Ministério da Agricultura, IBDF, Rio de Janeiro (publicação original 1952). v.3, 646p. (p.27-28), 1984.

ESPÍRITO SANTO. Decreto 1.499-R: **Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado do Espírito Santo**. 14 de junho de 2005.

FADURPE – FUNDAÇÃO APOLÔNIO SALES. 2004. **Diagnóstico ambiental da zona especial de proteção ambiental do Jardim Botânico para categorização e regulamentação**. Secretaria de Planejamento, Urbanismo e Meio Ambiente, 88f.

FANG, W.; WANG, X. A field experimental study on the impacto f Acer platanoides, na urban tree invader, on forest ecosystem processes in North America. **Ecological Processes**, v. 9, p. 1-15, 2020.

FINA, B. G.; REGO, N. H.; AOKI, C.; **Florística do Ecótono Cerrado-Pantanal no Mato Grosso do Sul**. DOI: 10.51859/amplla.ecp672.1121-5. In: LIMA, T. N.; FARIA, R. R. Ecótono Cerrado Pantanal [livro eletrônico]: meio ambiente e história natural / organização – – Campina Grande: Editora Amplla, 2021. 232 p. Disponível em: https://ampllaeditora.com.br/books/2021/09/EcotonoCerradoPantanal.pdf. Acesso em: 30 set. 2022.

FLORA DO BRASIL. **Brazilian Flora 2020 project.** v. 393.274. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Dataset/Checklist doi: 10.15468/1mtkaw. 2021.

GANDOLFI, S; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

HUBBELL, S. P. Tropical rai forest conservation and the twin challenges of diversity and rarity. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 10, p. 3263-3274, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE. 2012.

INSTITUTO HÓRUS. **Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras**. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. Disponível em: http://bd.institutohorus.org.br Acesso em: 12/06/2023

KORELL, L. *et al*. 2019. Release from above-and belowground insect herbivory mediates invasion dynamics and impacts of na exotic plant. **Plants**, v. 8, n. 12, p. 1-14.

KUMAR, M. *et al*. Phytotoxic effects of agroforestry tree crops on germination and radicle growth of some food crops of Mizoram. **Lionya**, v. 11, n. 2, p. 83 – 89, 2006.

LIEBSCH, D. *et al*. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.

LIMA, A. R. S. *et al*. Influence of edge in the structure of the vegetation of an open Ombrophilous Forest in Alagoas. **Bioscience Journal**, v. 36, n. 2, p. 591-601, 2020.

LIMA, G. L. Contribuição da chuva de sementes na estauração florestal: uma inferência sobre a capacidade de cicatrização de áreas abertas de mata Atlântica. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba – PR, v. 7, n. 12, p. 120812-120827, 2021.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Plantarum, v.2, 2ª ed, 368p. 2002.

MAGNAGO, L. F. S. *et al*. Functional atributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic Forests. **Journal Ecology**, v. 102, p. 475-485, 2014. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12206

MAGURRAN, A.E. **Diversidad ecológica y su medición**. Barcelona: Vedrá, 200p. 1989.

MANDAL, G.; JOSHI, S.P. Analysis of vegetation dynamics and phytodiversity from three dry deciduous forests of Doon Valley, Western Himalaya, India. **Journal of Asia-Pacific Biodiversity**, v. 7, n. 3, p. 292-304, 2014.

MARQUES, R. V.; FERREIRA, Q. I. X. Estratégias de dispersão e ornitocoria em Melastomataceae em três fragmentos do Cerrado. **Revista Educação, Saúde & Meio Ambiente**, v. 1, n. 5, p. 94-109, 2019.

MATTOS, L. GAGLIOTI, A. L. ***Artocarpus* in Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB85712>. Acesso em: 15 mai. 2023

MORO, M. F. *et al*. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte – MG, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.

MÜLLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. 1974. **Aims and methods for vegetation ecology.** New York: John Wiley & Sons. 547p.

NASCIMENTO, L. M.; SILVA, W. R.; BARBOSA, U. N. Espécies exóticas no fragmento de mata atlântica do Jardim Botânico do Recife: levantamento e classificação. **Arrudea**, Recife – PE, v. 7, p. 18-31, 2021.

NASCIMENTO, L. M.; OLIVEIRA, A. M.; BARBOSA, U. N. Aspectos históricos e ambientais do Jardim Botânico do recife, Pernambuco. **Arrudea**, Recife – PE, v. 3, p. 51-75, 2017.

OLDFIELD, S. *et al.* **The world listo f threatened trees.** Cambridge, UK: World Conservation Press. 650p. 1998.

OLIVEIRA, L. B. O Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuárias do Nordeste (IPEANE): um olhar sobre a sua história**. Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica**, Recife, v. 5, n. 6, p. 66-78, 2009.

PAIZ, R.; AOKI, C. **Florística e Fitossociologia do Parque Natural Municipal da Lagoa Comprida, Aquidauana, MS**. DOI: 10.51859/amplla.ecp672.1121- 4. In: LIMA, T. N.; FARIA, R. R. Ecótono Cerrado Pantanal [livro eletrônico]: meio ambiente e história natural / organização — Campina Grande: Editora Amplla, 2021. 232 p. Disponível em: https://ampllaeditora.com.br/books/2021/09/EcotonoCerradoPantanal.pdf. Acesso em: 30 set. 2022.

PARKER, I.M *et al*. Impact toward a framework for undertanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, Berkeley, v. 1, p. 3-19, 1999.

PEARSON, D.E. *et al*. Quantifying "apparent" impact and distinguishing impact from invasivenesess in multispecies plant invasions. **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 162-173, 2016.

PENNINGTON, T. D. **Meliaceae.** New York: The New York Botanical Garden, 470p. Flora Neotropica, Monograph, 28. 1981.

PERDOMO, M.; MAGALHÃES, L.M. Ação alelopática de jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em laboratório. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro – RJ, v. 14, n. 1, p. 52-55, 2007.

PERNAMBUCO. Lei nº 14.324, de 03 de junho de 2011. **Dispõe sobre criação de Reservas Ecológicas e dá outras providências.** Diário Oficial do Estado de Pernambuco, Recife, p. 3, 04 jun 2011.

PERNAMBUCO. Lei nº 9.989, de 13 de janeiro de 1987. **Dispõe sobre categorização de Reservas Ecológicas na Região Metropolitana do Recife**. Diário Oficial do Estado de Pernambuco, Recife, p. 2, 14 jan. 1987.

PEREIRA, V.L.; KAPLAN, M.A.C. *Artocarpus*: um gênero exótico de grande biodiversidade. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro – RJ, v. 20, n. 1, p. 1-15, 2013.

PIJL, L. V. D. **Principles of dispersal in higher plants.** 3 ed. Berlim: Springer-Verlag, 1892, 213p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 2020.

RECIFE. Decreto nº 33.827 de 27 de junho de 2020. **Regulamenta a unidade de conservação da Natureza – ARIE Matas do Curado**. 2020. Recife, 27 jun 2020.

RECIFE. Lei nº 18.014 de 09 de maio de 2014. **Dispõe sobre a criação do Sistema Municipal de Unidades Protegidas – SMUP e dá outras providências**. 2014. Recife, 10 mai 2014.

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

RICHARDSON, D.M. *et al*. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Biodiversity Research**, v. 6, p. 93-107, 2000.

ROCHA, L. F. *et al*. Allelopatic effects of rubber tree (*Hevea brasiliensis* (Wild Ex A. Juss.) Müll. Arg.) on germination and initial growth of lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Research, Society and Development**, v. 10, n. 14, e70101421712, 2021.

ROSA, D. *et al*. Antibacterial actitity of Polyscias scutellaria Forsberg against Acinetobacter sp. **Asian Journal of Pharmaceutical and Clinical Research**, v. 12, n. 1, p. 516-519, 2019.

SILVA, J. J. C.; LIMA, M. J. S. Caracterização da droga vegetal e solução extrativa obtidos a partir de Syzygium cumini (L.) Skeels para o futuro desenvolvimento de formas farmacêuticas. **Arquivos de Ciências da Saúde da UNIPAR**, Umuarama, v. 27, n. 5, p. 2849-2860, 2023.

SILVA, I. M. S. *et al*. Response of central Amazon rainforest soil seed banks to climate change simulation of global warming. **Forest Ecology Management**, v. 493, 493. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2021.119224, 2021.

SILVA, A. M. 2014. **Avaliação da regeneração de espécies nativas e da influência de Artocarpus heterophyllus L. na fitodiversidade de uma área de floresta atlântica.** (Dissertação). Mestrado em Botânica – Universidade Federal Rural de Pernambuco. 60f. 2014.

SILVA JÚNIOR, J.F.S. *et al.* Fitossociologia do componente arbóreo em um remanescente de Floresta Atlântica no município do Cabo de Santo Agostinho, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife – PE, v. 3, n. 3, p. 276-282, 2008.

SOUZA JÚNIOR, P. R. C. **Estrutura da comunidade arbórea e da regeneração natural em um fragmento de Floresta Urbana, Recife – PE.** 91f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2006.

TRIPATHI, S. *et al*. Effects of ligth availability on leaf atributes and seedling growth of four tree species in tropical dry forest. **Ecological Processes**, v. 9, p. 1-16, 2020. https://doi.org/10.1186/S13717-019-0206-4/TABLES/6

VULCÃO, M. C. *et al*. Levantamento florístico, diversidade e classificação sucessional das espécies arbóreas da área do Parque Antônio Danúbio, Ananindeua, Pará, Prasil. **Enciclopédia Biosfera**, Jandaia – GO, v. 19, n. 42, p. 289-300, 2022.

CAPÍTULO II – NUTRIÇÃO E EFICIÊNCIA NUTRICIONAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS DE FLORESTA TROPICAL ÚMIDA NO NORDESTE DO BRASIL

RESUMO

A nutrição advinda do solo pode ser um fator determinante para a coexistência de espécies florestais em condições de luminosidade e temperatura semelhantes. Nos últimos anos, estudos têm sido realizados para entender o comportamento de espécies florestais nativas com relação ao requerimento nutricional. Porém, geralmente focam apenas espécies de maior valor de importância ou densidade absoluta. Assim, espécies com baixa densidade, incluindo ameaçadas de extinção ficam à margem desses estudos. Adicionalmente, espécies exóticas invasoras em florestas nativas impactam a nutrição florestal alterando o equilíbrio desses ecossistemas. Entretanto, essas espécies também são pouco estudadas do ponto de vista nutricional. Nesta perspectiva, o estudo teve como objetivo avaliar o comportamento de espécies florestais nativas de ampla e baixa ocorrência, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras com relação a suas eficiências na utilização biológica de nutrientes em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil. Para seleção das espécies foram considerados dados prévios de estudo com método fitossociológico e selecionadas 14 espécies, sendo cinco de maior e cinco de menor densidade absoluta, duas ameaçadas de extinção e duas espécies exóticas invasoras. Foi coletado solo das parcelas com predominância dessas espécies, avaliando-se seus atributos químicos. A biomassa foliar foi estimada com uso de equação alométrica pantropical a partir de dados de diâmetro a altura do peito, altura e densidade básica da madeira. A partir da coleta de folhas das espécies foram determinados os teores de de N, P, K, Ca e Mg e em seguida calculados o estoque desses nutrientes na biomassa foliar e a eficiência na utilização biológica desses nutrientes. O solo das áreas com predominínio de espécies ameaçadas de extinção e exóticas invasoras apresentaram-se mais férteis e menos ácidos do que os das áreas com espécies de alta e baixa densidade absoluta. Os resultados demonstraram também diferenças significativas no requerimento nutricional das espécies, sugerindo que este pode ser um fator que determina a coexistência entre elas. Esses requerimentos seguiram a seguinte ordem decrescente: N>Ca>Mg>K>P. As espécies de alta densidade, de forma geral, apresentaram baixo requerimento nutricional e, consequentemente, maior eficiência no uso dos nutrientes. *Paubrasilia echinata*, espécie ameaçada de extinção apresentou alto requerimento de P, nutriente considerado limitante, fator que pode estar interferindo no sucesso do retorno e estabelecimento de sua população no sítio florestal. *Hevea brasiliensis,* exótica invasora, foi a espécie que demonstrou mais alto requerimento em N, K e Mg e merece atenção quanto ao risco de ampliar sua população afetando a dinâmica nutricional e estrutura populacional das espécies florestais. Já *Artocarpus heterophyllus* apresentou baixo requerimento nutricional, o que pode explicar o comportamento de invasão biológica. A nutrição florestal mostrou grande relevância para o entendimento da coexistência entre espécies florestais, sendo necessário ampliar os estudos com separação por espécies, de modo a facilitar o entendimento do papel de cada uma no ecossistema. Sugere-se também a inserção dessa linha de estudos para caracterização de populações de espécies ameaçadas de extinção, já que as exigências nutricionais podem ter relação com seu desaparecimento ou redução populacional no ecossistema florestal.

Palavras-chave: biomassa foliar, espécies exóticas, espécies ameaçadas de extinção

ABSTRACT

The soil-derived nutrition can be a determining factor for the coexistence of forest species under similar light and temperature conditions. In recent years, studies have been conducted to comprehend the behavior of native forest species concerning their nutritional requirements. However, these studies often focus solely on species with higher importance value or absolute density, leaving species with lower density, including those threatened with extinction, on the sidelines. Additionally, invasive exotic species in native forests impact forest nutrition by altering the equilibrium of these ecosystems. Nevertheless, these species are also understudied from a nutritional perspective. With this perspective in mind, the study aimed to assess the behavior of native forest species with broad and low occurrence, those threatened with extinction, and invasive exotic species in terms of their efficiencies in biological nutrient utilization within a fragment of the Tropical Rainforest in Northeast Brazil. To select the species, previous phytosociological studies were considered, and 14 species were chosen: five with higher and five with lower absolute density, two threatened with extinction, and two invasive exotic species. Soil was collected from plots predominantly occupied by these species, and their chemical attributes were evaluated. Leaf biomass was estimated using a pantropical allometric equation based on data of diameter at breast height, height, and wood basic density. Leaf samples were collected from the species to determine the contents of N, P, K, Ca, and Mg. Subsequently, nutrient stocks in leaf biomass and the efficiency in biological nutrient utilization were calculated. The soils in areas predominantly occupied by threatened species and invasive exotic species were more fertile and less acidic than those with species of high and low absolute density. The results also showed significant differences in the nutritional requirements of the species, suggesting that this could be a determining factor for their coexistence. These requirements followed the following decreasing order: N>Ca>Mg>K>P. Species with high density, in general, exhibited lower nutritional requirements and thus higher nutrient use efficiency. *Paubrasilia echinata*, a threatened species, demonstrated a high requirement for P, a limiting nutrient, which might be affecting its population's success and establishment in the forest site. *Hevea brasiliensis*, an invasive exotic species, showed the highest requirement for N, K, and Mg, warranting attention regarding the risk of expanding its population and affecting the nutritional dynamics and population structure of forest species. On the other hand, *Artocarpus heterophyllus* displayed low nutritional requirements, possibly explaining its invasive behavior. Forest nutrition proved to be highly relevant for understanding the coexistence of forest species, underscoring the need to expand studies by species to facilitate understanding each one's role in the ecosystem. It is also suggested to incorporate this line of research for characterizing populations of threatened species, as their nutritional requirements might be related to their disappearance or population reduction within the forest ecosystem.

Keywords: leaf biomass, exotic species, endangered species

1. INTRODUÇÃO

Conhecer as características do solo e sua relação com vegetação nativa possibilita entender como se estrutura a comunidade florestal, embasando ações de conservação (Higuchi *et al.*, 2014). Estudar a biomassa florestal também traz informações importantes para entender a ciclagem de nutrientes para diversos fins, tanto econômicos quanto conservacionistas (Sanqueta *et al*., 2014).

Nadeau e Sullivan (2015), ao pesquisar a influência da fertilidade dos solos na riqueza de florestas tropicais na Costa Rica, identificaram que quanto mais pobres em nutrientes são os solos, maior a diversidade de espécies florestais. Sayer *et al*. (2020) também identificaram que apesar das florestas tropicais ocorrerem em solos pobres em nutrientes, sua biomassa e produtividade apresentam alta relevância no balanço global de C.

O estudo da biomassa florestal pode ser realizado por métodos diretos ou indiretos. Porém, o método direto é mais destrutivo e difícil de se executar em áreas extensas, enquanto o indireto é realizado por meio de equações alométricas (Fiorentin *et al*., 2015). Essa estimativa de biomassa pode ser importante tanto para informações de fins energéticos (Virgens *et al*., 2017), ciclagem de nutrientes e sequestro de C (Behling *et al*., 2014), quanto para elucidar sobre prováveis impactos que sua erradicação de indivíduos arbóreos pode causar ao ambiente (Lima *et al*., 2016).

Para análise do estoque de nutrientes na vegetação, as folhas apresentam os mais elevados teores nutricionais, já que nelas estão a maior parte das células vivas, devido ao processo de transpiração e fotossíntese (Alves *et. al*, 2017). Para teor nutricional, Faquin (2002) estabeleceu os níveis críticos de macronutrientes para espécies florestais (N: 10-35 g kg^{-1}; P: 1-2,3 g kg^{-1}; e K: 10-15 g kg^{-1}). Porém, este trabalho foi realizado em florestas plantadas, não existindo dados para florestas nativas.

O estoque de nutrientes e eficiência nutricional podem variar de acordo com as características genéticas da espécie, fatores ambientais e até mesmo estágio sucessional da espécie (FOntes; Rodrigues; Rodrigues, 2013). Nos últimos anos, pesquisadores tem buscado entender como diferentes espécies se comportam com relação ao uso de nutrientes para geração de biomassa. Lima *et al*. (2018), estudando eficiência nutricional de espécies florestais de alta densidade em Floresta Tropical Úmida, no Brasil, identificaram divisão de trabalho, diferenciando as que ciclam mais determinado nutriente que outras. Porém, esse estudo foi realizado apenas com espécies de maior ocorrência.

Estratégias de divisão de trabalho favorecem a coexistência em áreas de grande biodiversidade (Richards; Schmidt, 2010), através do particionamento do nicho, teoria que demonstra a divisão de recursos limitantes entre espécies que coexistem em um determinado local (Guo *et al*., 2018).

Este padrão encontrado remete ao conceito de nicho, que é definido por Hutchinson (1957) como conjunto de condições ambientais determinantes para proporcionar a sobrevivência e reprodução de dada espécie. De acordo com essa definição, espécies distintas não conseguem ocupar o mesmo nicho, podendo haver exclusão competitiva.

A exclusão competitiva sugerida por Gause (1934) ocorre quando espécies utilizam o mesmo recurso em uma mesma área, não sendo possível a coexistência, então a espécie que faz o uso mais eficiente de dado recurso, exclui as demais.

Assim sendo, entende-se que relacionar coexistência de espécies com eficiência nutricional não é um tema trivial, esse estudo apresenta alguns questionamentos, tais como: i) Apesar de se encontrarem no mesmo sítio, espécies florestais irão se diferenciar com relação ao requerimento, estoque de nutrientes e eficiência nutricional? ii) A restrição na ocorrência de espécies está relacionada, entre outros fatores, às características químicas do solo e à eficiência dessas espécies no uso de nutrientes? iii) Espécies de ocorrência mais restrita não são eficientes na ciclagem de nutrientes, tornando-as muito dependentes de outras espécies, sendo um dos fatores que contribui para sua exclusão do ambiente? iv) A elevada densidade de espécies exóticas invasoras afeta a ciclagem e a disponibilidade de nutrientes no solo, interferindo no equilíbrio nutricional do ambiente, contribuindo ainda mais para a diminuição da ocorrência das espécies ameaçadas de extinção?

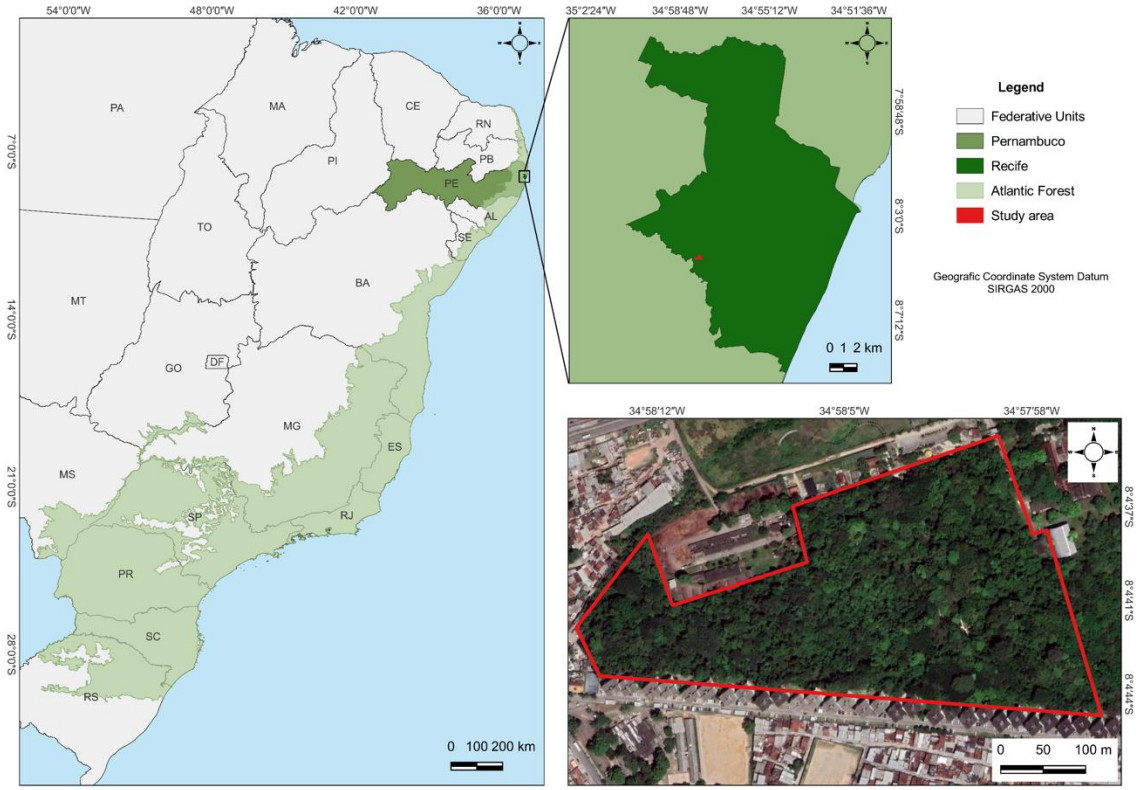
Na perspectiva de responder esses questionamentos, este estudo objetivou avaliar o comportamento de espécies florestais nativas de ampla e baixa ocorrência, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras com relação à fertilidade do solo e suas eficiências na utilização biológica de nutrientes em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em fragmento de Floresta Tropical Úmida, no Jardim Botânico do Recife (JBR). A área total possui 31,23 hectares, entre espaços de cobertura florestal em estágio avançado de regeneração (11,23 ha), jardins, setores administrativos, visitação e viveiro florestal e outras áreas em estágios intermediários de regeneração. Está localizado entre as coordenadas geográficas (08°04’ e 08°05’ S e 34°59’ e 34°57’ W), às margens da BR 232, no bairro do Curado, Recife, Pernambuco. Está ainda inserido na unidade de conservação municipal Matas do Curado, em área florestal contínua com cerca de 135 hectares, pertencente à bacia hidrográfica do rio Tejipió (Figura 1).

Figura 1. Mapa de localização do fragmento florestal de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.



O clima da região é do tipo As’, segundo classificação de Köppen, quente e úmido, com temperatura média em torno de 25ºC, e precipitação anual de cerca de 1500 mm, concentradas de maio a agosto (Alvares *et al*., 2013).

A fitofisionomia encontrada na área é de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, caracterizada pela presença de fanerófitos, bem como lianas e epífitas em abundância (IBGE,

2012). O solo de predomínio é o Latossolo Amarelo distrocoeso argissólico, de textura média, A moderado, distrófico, caulinítico, argila com atividade moderadamente baixa, hipoférrico em área de relevo plano (Nascimento; Oliveira; Barbosa, 2017).

2.2 COLETA DE SOLO

Das 40 parcelas delimitadas para o estudo de estrutura de vegetação arbórea (Capítulo I), foram coletadas amostras compostas de solo em 16 dessas parcelas. Essa escolha considerou o predomínio de espécies dos quatro grupos estudados (Alta e baixa densidade absoluta, ameaçadas e exóticas invasoras). Em cada uma das 16 parcelas foram coletadas cinco amostras simples abaixo de área de copa das espécies-foco. Assim, as características químicas do solo onde havia predomínio desses grupos de espécies poderam ser comparados estatisticamente.

A profundidade de coleta foi de 0-20 cm, sendo excluída a camada superficial de serapilheira, para evitar influência desse material vegetal na fertilidade química do solo. Foram analisados o pH e os teores de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg). Além disso, foram mensurados também os teores de Al e (H + Al) para que pudesse ser calculada a Capacidade de Troca de Catíons (CTC potencial e CTC efetiva) e a saturação por bases (V).

A caracterização do N total foi realizada por digestão sulfúrica e dosado por titulação pelo método Kjedahl (Embrapa, 2011). O Ca, Mg e Al foram extraídos com KCl 1,0 mol L^{-1} e dosados por titulometria. Os nutrientes P e K, extraídos com $Mehlich^{-1}$, com P dosado por espectrofotometria e K por fotometria de chama (Embrapa, 2011). A acidez potencial extraída com acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1} e dosado por titulometria, de acordo com metodologia utilizada por Embrapa (2011). A CTC potencial e efetiva e a V foram calculadas com os resultados das análises químicas mencionadas.

2.3 SELEÇÃO DE ESPÉCIES

Foram identificadas, em estudo prévio de estrutura de vegetação, cinco espécies arbóreas entre as de maior e menor densidade absoluta, bem como duas espécies presentes na lista de ameaçadas de extinção e duas exóticas invasoras (Tabela 1). Para seleção das espécies de menor densidade foi considerada a ocorrência mínima de 4 indivíduos, de forma a garantir repetição para coletas foliares. Nessas espécies foram mensuradas a Densidade Absoluta (DA), Diâmetro a 1,30 m do solo (DAP), Altura (H) e Densidade Básica da Madeira (DBM). Essas variáveis possibilitaram a estimativa da biomassa das espécies.

Tabela 1. Espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras selecionadas para estudo nutricional e dados de Densidade Absoluta (DA), Diâmetro a Altura do Peito (DAP), Altura Média Total (H) e Densidade Básica da Madeira (DBM) em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE

	Espécies	DA (ind ha^{-1})	DAP $_{médio}$ (cm)	H $_{média}$ (m)	DBM (g cm^{-3})
Maior densidade	*Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby	*178*	*33,23*	*7,91*	0,61
	Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	*78*	*9,09*	*7,86*	*0,63*
	Dialium guianense (Aubl.) Sandwith.	*55*	*16,99*	*9,7*	*0,90*
	Parkia pendula (Wild.) Benth. Ex Walp	*51*	*39,66*	*9,7*	*0,52*
	Protium giganteum Engl.	*36*	*12,87*	*9,88*	*0,63*
Menor densidade	*Apeiba tibourbou* Aubl.	*8*	*28,22*	*13,12*	*0,20*
	Xylopia frutescens Aubl.	*5*	*15,24*	*15*	*0,59*
	Allophyllus edulis, (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	*5*	*12,56*	*5,4*	*0,65*
	Cecropia pachystachya Trécul	*4*	*14*	*11,62*	*0,41*
	Swartzia pickelii Killip ex Ducke	*4*	*8,95*	*7,27*	*0,75*
Ameaçadas de extinção	*Paubrasilia echinata* (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	1	43,26	25,00	0,89
	Chrysophyllum splendens Spreg	*6*	*10,51*	*8,47*	*0,77*
Exóticas Invasoras	*Artocarpus heterophyllus* Lam.	*105*	*12,26*	*8,79*	*0,49*
	Hevea brasiliensis (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	*31*	*12,28*	*9,88*	*0,47*

A DBM foi obtida em banco de dados de Zanne et al, 2009; SFB, 2020).

2.3.1 Caracterização das espécies

Para as espécies selecionadas foi realizada caracterização, de acordo com informações obtidas no Capítulo I, bem como outras informações coletadas em campo, além de relatos presentes na literatura.

***Helicostilis tomentosa* (Moraceae)**

Espécie arbórea de grande porte, secundária inicial, com população de 178 ind ha^{-1}, frequência em 90% das unidades amostrais, distribuição espacial com tendência ao

agrupamento, zoocórica, DAP de 4,8-47,4 cm e altura de 3-16 m. Classificada como Menos Preocupante (LC) com relação a ameaça de extinção.

Amplamente distribuída no Brasil e alguns países vizinhos (Colômbia, Venezuela, Equador, Bolívia, Guiana Francesa, Guiana, Peru e Suriname) (Berg, 1972, 2001), ocorrendo em praticamente todas as regiões brasileiras, com maior destaque na região norte. Apesar de geralmente apresentar alta densidade, em Minas Gerais é considerada rara (Martins, 2009).

***Protium heptaphyllum* (Burseraceae)**

Espécie arbórea perenifólia, secundária inicial, com população de 78 ind ha^{-1}, frequência em 58% das unidades amostrais, de, distribuição espacial agregada, não avaliada quanto á categoria de ameaça, zoocórica, DAP de 4,8-27 cm e altura de 4,5-19 m. Ocorre em solos bem drenados, secos ou úmidos e pouco profundos (Carvalho, 2006).

Apresenta copa densa e contém resina aromática utilizada na produção de cosméticos. Suas folhas são compostas pinadas, medindo de 15-25 cm de comprimento e folíolos entre 6-11 cm de comprimento por 4-5 cm de largura, glabras, de consistência subcoriácea (Carvalho, 2006). Existe divergência na literatura quando ao grupo ecológico sendo considerada secundária inicial (Rozza, 1997) ou climácica exigente em luz (Pinto, 1997). Suas sementes costumam apresentar viabilidade curta, geralmente até 90 dias (Carvalho, 1976; Lorenzi, 1992).

***Dialium guianense* (Fabaceae)**

Espécie arbórea de grande porte, secundária tardia, não avaliada quanto ao nível de ameaça de extinção, com população de 55 ind.ha^{-1}, frequência em 70% das unidades amostrais, distribuição espacial com tendência ao agrupamento, zoocórica, DAP de 4,8-76,7 cm e altura 4-23 m.

***Parkia pendula* (Fabaceae)**

Espécie arbórea de grande porte, secundária tardia, com população de 51 ind. ha^{-1}, frequência em 68% das unidades amostrais, distribuição espacial com tendência ao agrupamento, zoocórica, DAP 4,8-148,3 cm e altura de 4-26 m.

Ocorre tanto em solos de fertilidade alta-média, com textura arenosa-argilosa e bem drenados. Suas folhas são grandes, com cerca de 30 cm de comprimento, com flíolos de 4-6cm e foliólulos muito pequenos (Carvalho, 2006).

***Protium giganteum* (Burseraceae)**

Espécie arbórea, secundária tardia, com população de 36 ind ha^{-1}, frequência em 8% das parcelas, distribuição espacial agrupada com mais alto IGA calculado entre as espécies estudadas, zoocórica, DAP de 4,9-42,8 cm e 5-20 m de altura.

***Apeiba tibourbou* (Malvaceae)**

Espécie arbórea pioneira, perenefólia, não avaliada quanto à categoria de ameaça de extinção, com população de 8 ind ha^{-1}, frequência 10% das unidades amostrais, distribuição espacial com tendência ao agrupamento, zoocórica, DAP de 20,4-34,5 cm e altura de 10-18 m.

Apresenta folhas simples, alternas, estipuladas, grandes, de 12,5-42 cm de comprimento por 6,5-22 cm de largura. Sua madeira apresenta baixa densidade e fácil trabalhabilidade, o que permitiu seu uso para produção de pequenas embarcações como as jangadas, muito utilizadas no litoral nordestino. Se adapta bem em solos arenosos e pouco férteis (Carvalho, 2010).

***Xylopia frutescens* (Annonaceae)**

Espécie arbórea de médio-grande porte, secundária inicial, perenefólia, não avaliada quanto à categoria de ameaça de extinção, população de 5 ind ha^{-1}, frequência de 3% das unidades amostrais, distribuição espacial agregada, zoocórica, DAP de 10,4-19,2 cm e altura de 12-20 m.

Apresenta folhas simples, alternas de 6-12 cm de comprimento e 1-2 cm de largura. Seu tronco é retilíneo e madeira de densidade moderada. Ocorre em áreas mais abertas e de clareira e quando sombreada se desenvolve mais em altura, em busca do sol, aumentando risco de queda.

***Allophyllus edulis* (Sapindaceae)**

Espécie subarbustiva-arbórea, semidecídua, de pequeno porte, pioneira, não avaliada quanto à categoria de ameaça, com população de 5 ind ha^{-1}, frequência em 13% das unidades amostrais, distribuição espacial aleatória, zoocórica, DAP de 5,6-29,8 cm e altura de 3,5-7,5 m.

Sua distribuição nas matas é bastante irregular, sendo às vezes comum e abundante, tornando-se rara com o tempo, geralmente se desenvolvendo bem em solos úmidos. As

sementes geralmente perdem a viabilidade em pouco tempo e são intolerantes ao armazenamento. Apresenta folhas compostas, trifolioladas, de 3,5-12 cm de comprimento e 1-4 cm de largura, simétricas, com textura variando de membranácea-cartácea (Carvalho, 2006).

***Cecropia pachystachya* (Urticaceae)**

Espécie arbórea perenifólia de médio porte, pioneira, não avaliada quanto à categoria de ameaça, com população de 4 ind ha^{-1}, frequência em 8% das unidades amostrais, distribuição espacial com tendência ao agrupamento, autocórica e zoocórica, DAP de 8,05-19,5 cm e altura de 6,5-18 m. Apresenta folhas simples, alternas, agrupadas no final do ramo, com 20-45 cm de comprimento por 20-35 cm de largura e pecíolo de 16-25 cm de comprimento.

Produz grande quantidade de sementes que se mantém viáveis por muitos anos no banco de sementes do solo devido à dormência. Geralmente dispersas por morcegos, macacos e diversas espécies e aves. Característica de florestas secundárias, ocorrendo em áreas abertas e se regenera muito bem após passagem de fogo. Ocorre em diversos tipos e condições de solo, com preferência para textura arenosa a franco-argilosa (Carvalho, 2006).

***Swartzia pickelii* (Fabaceae)**

Espécie arbórea de médio porte, secundária inicial, com população de 4 ind ha^{-1}, frequência em 5% das unidades amostrais, distribuição espacial com tendência ao agrupamento, dispersão tanto zoocórica quanto autocórica, DAP de 7,7-10,2 cm e altura de 5,8-13 m.

Costuma apresentar baixas abundâncias (Biodiversitas, 2005), sendo endêmica do Centro de Endemismo de Pernambuco (Lucena *et al*., 2009). Já esteve na categoria “Em perigo”, posteriormente enquadrada como enquadrada na categoria de ameaça Menos preocupante (LC) e atualmente em processo de mudança de classificação quanto ao nível de ameaça de acordo com CNCFlora.

***Paubrasilia echinata* (Fabaceae)**

Espécie arbórea de grande porte, conhecida anteriormente por *Caesalpinia echinata*, classificada como “Em Perigo” (EN) quanto ao risco de extinção. A população na área estudada foi de 1 ind ha^{-1}, distribuição espacial uniforme, dispersão autocórica com deiscência explosiva, DAP de 43,3 cm e altura de 25 m. Quando plantada em áreas abertas apresenta

crescimento lento e maior área de copa. Já em áreas sombreadas tende a ter maior crescimento em altura atingindo até mais de 30 metros.

Endêmica das regiões Nordeste e Sudeste do Brasil (Lewis, 2012), ocorre em terrenos baixos e com boa drenagem (Mejia; Buitrón, 2008). No período de floração perde totalmente a folhagem e na frutificação muitos frutos não desenvolvem sementes viáveis (Borges *et al*., 2009).

Suas folhas são compostas bipinadas, alternas, com 6-10 pares de pinas alternas e 10-20 folíolos de 1-2 cm de comprimento, com espinhos na parte abaxial da ráquis. Ocorre naturalmente em solos de baixa fertilidade, bem drenados e de textura arenosa-franca. Suas sementes não toleram armazenamento, sendo consideradas recalcitrantes, perdendo rapidamente a viabilidade de germinação (Carvalho, 2003).

***Chrysophyllum splendens* (Sapotaceae)**

Espécie arbórea médio porte, secundária tardia, com presença de látex, classificada como Vulnerável (VU) pela IUCN e Quase Ameaçada (NT) pelo CNCFlora. A população encontrada foi de 7 ind ha^{-1}, frequência em 10% das unidades amostrais, distribuição espacial aleatória, zoocórica, DAP variando de 4,8-21 cm e altura de 3,5-15 m.

Ocorre na costa brasileira entre Pernambuco e Rio de Janeiro (Carneiro; Almeida, 2011), regiões mais ameaçadas pelo desenvolvimento do país. Seu fruto é utilizado como alimento do mico-leão-dourado (*Leontopithecus chrysomelas*) (Oliveira *et al*., 2010). Possui folhas simples, alternas, coriáceas, de coloração dourada na parte abaxial e variando de 10-20 cm de comprimento e 4-9 cm de largura

***Artocarpus heterophyllus* (Moraceae)**

Espécie arbórea de grande porte, exótica, de origem asiática, onde é considerada rara tendo 1 ind ha^{-1}. Na Floresta Tropical Úmida estudada apresenta densidade de 105 ind ha^{-1}, sendo considerada invasora. Com frequência em 63% das unidades amostrais, distribuição agregada, dispersão autocórica por barocoria, DAP 4,8-37,5 cm e altura 4-21 m. Apesar da maior dispersão ocorrer por barocoria, devido ao peso dos frutos, considerados os maiores entre espécies arbóreas, também atraem a fauna que auxilia na dispersão a grandes distâncias no fragmento estudado.

Apresenta folhas simples, alternas, de textura coriácea, com muitas alterações na morfologia, o que deu origem ao epíteto "*heterophyllus*". O comprimento das folhas varia de 12-20 cm de comprimento e 10-13 cm de largura.

***Hevea brasiliensis* (Euphorbiaceae)**

Espécie arbórea de grande porte, de origem amazônica, considerada exótica na Floresta Atlântica. Apresenta população de 31 ind ha^{-1}, frequência em 10% das unidades amostrais, distribuição agregada, dispersão autocórica por deiscência explosiva de frutos, DAP de 4,8-53,6 cm e altura de 6,5 a 18,5 m.

Apresenta folhas compostas, trifolioladas, alternas e espiraladas, com folíolos medindo de 10-17 cm de comprimento por 5-7 cm de largura. Produz grande quantidade de látex, tendo sido muito utilizada para produção comercial de borracha natural.

2.4 BIOMASSA FOLIAR E EFICIÊNCIA NUTRICIONAL

Para coleta de folhas, foram selecionados quatro indivíduos por espécie, daquelas identificadas como de maior e menor densidade absoluta, bem como das ameaçadas e invasoras (14 espécies), a fim de garantir independência entre as amostras. Foram selecionados os indivíduos por espécie com DAP semelhante ao DAP médio dos demais indivíduos daquela espécie.

Foram coletadas 25 folhas da parte intermediária, considerando os quatro pontos cardeais (Young; Carpenter, 1976). Estas foram acondicionadas em sacos de papel e secas em estufa de ventilação forçada, a 65 ºC. Ao atingir peso constante, o material foi triturado em moinho Willey, homogeneizado e acondicionado em frascos para análises posteriores.

Foram avaliados os nutrientes N, P, K, Ca e Mg, sendo a extração de P, K, Ca e Mg, realizada por digestão nítrico-perclórica. A determinação de Ca e Mg ocorreu por espectofotogrametria de absorção atômica (Embrapa, 2011), P por colorimetria (Braga; Defelipo, 1974) e K por fotometria de chama (Embrapa, 2011). O N foi obtido por digestão sulfúrica e determinado por destilação e titulação pelo método de Kjeldahl (Embrapa, 2011). As análises ocorreram no Laboratório de Química do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e Instituto Federal de Pernambuco (IFPE), campus Vitória de Santo Antão.

Para estimar a biomassa foliar por espécie (kg $planta^{-1}$) utilizou-se a equação de Chave *et al*. (2014), a qual estabelece relação ente DAP, altura e densidade básica da madeira para encontrar a biomassa aérea total.

(Equação 1) $$BAS_{(kg)} = 0{,}0673 * (DBM * DAP^2 * HT)^{0{,}976}$$

Em que: BAS = estimativa de biomassa aérea (kg planta^{-1}); DBM = densidade básica da madeira (g/cm^3); DAP = diâmetro a altura do peito (cm); HT = altura total.

A DBM (Tabela 1) foi obtida a partir de banco de dados mundial disponível no Global Wood Density Database (Zanne *et al*., 2009) e do Laboratório de Produtos Florestais do Serviço Florestal Brasileiro (SBF, 2020). Com a equação obteve-se a biomassa aérea total e a partir dela calculada a biomassa foliar (5% da biomassa aérea total). Em seguida, calculou-se a biomassa vegetal de cada espécie por área (kg ha^{-1}), multiplicando-se a biomassa da espécie por sua DA (Tabela 1).

Os teores dos nutrientes N, P, K, Ca e Mg foram utilizados para cálculo do estoque de nutrientes armazenados na biomassa e obtido pela multiplicação da biomassa estimada pelo teor de nutrientes (Johnson; Turner, 2019). Por fim, calculou-se a eficiência nutricional, pela razão entre a biomassa foliar e o estoque de nutrientes armazenado nessa biomassa (Espig *et al*., 2008; Barbosa *et al*., 2019).

2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram testados quanto à normalidade e homocedasticidade, pressupostos necessários para a análise de variância (ANOVA), usando os testes Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965) e Levene (Brown; Forsytre, 1974), respectivamente, ambos a um nível de probabilidade de 5%.

Posteriormente, foi realizada uma ANOVA considerando o teste F ao nível de 5% de probabilidade. Quando observada significância entre os efeitos, as médias foram analisadas pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade. Para os estoques de nutrientes foi realizada análise estatística descritiva com obtenção de média, desvio padrão e coeficiente de variação. As análises foram realizadas com o Software R (R Development Core Team, 2020).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 ANÁLISE DE SOLO

Com os resultados das análises de solo observou-se diferenças nas variáveis, mesmo dentro do mesmo fragmento de Floresta Tropical Úmida. Essas diferenças demonstraram que as espécies florestais de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras, tanto com relação ao pH, quanto a disponibilidade dos nutrientes, apresentaram comportamentos diferentes, influenciando, portanto, as variáveis químicas do solo (Tabela 2).

Peguero *et al*. (2023), sugeriram que teores de N, P e K no solo seriam responsáveis por 68% da variação na formação de comunidades arbóreas em florestas tropicais e seus resultados tiveram alta correlação para 89% das 222 espécies analisadas, demonstrando diversificação de espécies por especialização de hábitats.

Tabela 2 – pH, teores dos nutrientes N, P, K, Ca, Mg, teor de Al e saturação por bases (V) no solo das parcelas com predomínio das espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e invasoras no fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.

Grupo de espécies	pH	N	P	K	Ca	Mg	Al	V (%)
		g kg^{-1}	— mg dm^{-3}—		——— $cmol_c$ dm^{-3}———			
Maior densidade	4,61b	9,4b	0,15b	16,5a	1,70b	1,00b	0,78a	38,35b
Menor densidade	5,17b	8,77b	0,03b	14,0a	1,80b	1,20b	0,63a	41,00b
Ameaçadas	5,72a	8,84b	1,39a	14,5a	6,40a	1,03b	0,20b	61,53a
Invasoras	5,80a	11,68a	0,14b	16,0a	8,08a	1,65a	0,05b	63,04a

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas colunas não diferem pelo teste de Scott Knott ($p<0,05$).

O pH demonstrou acidez variando de elevada (pH entre 4,5 e 5,0), média (5,1 a 5,5) a baixa (5,6 a 6,0), de acordo com classificação da EMBRAPA (2009). Geralmente solos de Floresta Tropical Úmida como no bioma Mata Atlântica, o pH apresenta acidez elevada, em torno de 4,5-5,0 (Vieira *et al*., 2020), devido as elevadas precipitações e alta decomposição de matéria orgânica.

Tanto as unidades amostrais com ocorrência das espécies ameaçadas *P. echinata* e *C. splendens*, quanto das exóticas invasoras *A. heterophyllus* e *H. brasiliensis* apresentaram pH menos ácido, 5,72 e 5,80 respectivamente (Tabela 2). Nessa faixa a maior parte dos nutrientes encontram-se disponíveis para as plantas e os teores de alumínio, tóxico a elas estão praticamente insolúveis, como observado nessas unidades amostrais.

Entretanto, o solo de unidades amostrais com a ocorrência de espécies de maior densidade absoluta apresentou pH com elevada acidez (4,61), seguido pela de espécies de baixa densidade com acidez média (5,17) (Tabela 2). O maior e o menor acúmulo de serapilheira nessas unidades amostrais podem estar interferindo no pH do solo e, consequentemente, nos teores de Al. Onde há predomínio de espécies de alta e baixa densidade absoluta deve estar ocorrendo maior produção de serapilheira e, portanto, maior decomposição.

Com relação ao teor de N, nas unidades amostrais com ocorrência de espécies invasoras foi verificado maior acúmulo desse nutriente (Tabela 2), o que pode demonstrar que essas espécies fixem N biologicamente, incorporando-o ao solo.

Outra questão relevante entre os resultados encontrados foi com relação às espécies ameaçadas de extinção estarem estabelecidas em unidades amostrais com maior teor de P. Este nutriente é considerado limitante em solos brasileiros e muito necessário para desenvolver o sistema radicular e desenvolvimento inicial das plantas, contribuindo com aumento da sobrevivência de espécies florestais em áreas degradadas (Silva *et al*., 2022; Dias *et al*., 2015). Na ausência de aporte via serapilheira, a concentração média de P na litosfera é em torno de 1,28 g kg^{-1}, mas de forma geral a serapilheira é responsável por 30-60% da entrada de P no ecossistema (Salcedo, 2006), o que leva a crer que a serapilheira das espécies ameaçadas de extinção é rica em P.

Os teores de K no solo não foram influenciados pelos grupos de diferentes espécies nas unidades amostrais (Tabela 2). Esse nutriente é facilmente lixiviado em períodos chuvosos (Santos *et al*. 2014), por isso, mesmo que a serapilheira das espécies seja rica nele, quando aportado no solo, rapidamente lixivia, principalmente em ambientes de elevadas precipitações como a Floresta Atlântica.

Os teores de Ca no solo não se diferenciaram onde nas unidades amostras com predomínio de espécies ameaçadas e invasoras, apesar do resultado nas áreas com invasoras ter sido maior (Tabela 2). As demais áreas com ocorrência de espécies nativas de alta e baixa densidade, os teores de Ca foram muito baixos e equivalentes entre elas. Os baixos teores de Ca têm relação direta com o pH mais ácido (Oliveira *et al.*, 2021), por isso os maiores valores foram encontrados nas unidades amostrais com pH menos ácido. Além disso, a serapilheira das áreas com essas espécies nativas de alta e baixa densidade parece ser mais pobre em Ca do que a serapilheira das áreas com as espécies invasoras, principalmente. O nutriente faz

parte da estrutura celular das plantas, sendo um dos últimos a ser liberado no processo de decomposição do material vegetal (Godinho *et al*., 2014).

Os teores de Mg do solo acompanharam o comportamento de teores de Ca, principalmente nas áreas de espécies invasoras (Tabela 2). Em solos florestais os teores de Ca, Mg e K apresentam-se normalmente em baixas concentrações, ocorrendo mais na camada de matéria orgânica (Lima *et al*., 2018a).

Os teores, principalmente de Ca, influenciaram a saturação por bases do solo das áreas com predominância das espécies ameaçadas de extinção e invasoras (Tabela 2), apresentando um valor de V (saturação por bases) acima de 50%, sendo esses trechos de solo considerados eutróficos (solos férteis), ao contrário dos demais, considerados distróficos (solos de baixa fertilidade). Assim, essas espécies, principalmente as invasoras, estão influenciando significativamente a fertilidade de solos normalmente de baixa fertilidade. Isso sugere, que esses ambientes podem ser muito impactados por essas mudanças.

3.2 BIOMASSA FOLIAR E EFICIÊNCIA NUTRICIONAL

A biomassa aérea total estimada para as 14 espécies estudadas no fragmento florestal foi de 65.069,24 kg ha^{-1}. Já a biomassa foliar foi de 3.318,51 kg ha^{-1}, com variação por espécie de 1,27 a 1.278,38 kg ha^{-1}. O grupo de espécies de maior densidade absoluta retém um estoque de biomassa foliar estimado em 2.517,94 kg ha^{-1}, seguido pelo grupo de exóticas com 554,81 kg ha^{-1}, ameaçadas 131,68 kg ha^{-1} e de baixa densidade com 114,09 kg ha^{-1}.

As espécies que apresentaram mais biomassa foliar foram *Dialium guianense*, seguida por *Helicostylis tomentosa*, *Parkia pendula*, e *Artocarpus heterophyllus* (Tabela 3). Vale destacar que *A. heterophyllus* é uma espécie exótica, considerada invasora no fragmento estudado, conforme estudos já desenvolvidos (Nascimento; Silva; Barbosa, 2021).

Tabela 3 – Densidade absoluta (DA) e estimativa de biomassa foliar por planta e biomassa foliar por área das espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e invasoras em Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.

	Espécies	**DA (ind ha^{-1})**	**Biomassa foliar média (kg planta^{-1})**	**Biomassa foliar por área (kg ha^{-1})**
Maior densidade	*Helicostylis tomentosa*	178	2,49	442,58
	Protium heptaphyllum	78	1,85	144,58
	Dialium guianense	55	22,15	1278,38
	Parkia pendula	51	74,00	442,58
	Protium giganteum	36	5,83	209,82
∑				**2517,94**
Menor densidade	*Apeiba tibourbou*	8	6,05	48,43
	Xylopia frutescens	5	6,29	31,44
	Allophyllus edulis	5	2,95	14,73
	Cecropia pachystachya	4	3,6	14,4
	Swartzia pickelii	4	1,27	5,09
∑				**114,09**
Ameaçadas	*Paubrasilia echinata*	1	108,55	108,55
	Chrysophyllum splendens	6	3,3	23,13
∑				**131,68**
Invasoras	*Artocarpus heterophyllus*	105	3,87	405,84
	Hevea brasiliensis	31	4,81	148,97
∑				**554,81**
		TOTAL		**3.318,52**

Obs: Foi utilizada Equação de Chave *et al*. (2014) para estimar a biomassa.

Por outro lado, importante destacar a capacidade de produção de biomassa pela espécie ameaçada *P. echinata*, que, mesmo com apenas um indivíduo arbóreo por hectare foi a que mais demonstrou capacidade de produção de biomassa foliar e oitava com maior contribuição considerando a população das espécies estudadas (Tabela 3). Isso ocorre devido a apresentar maior DBM, que tende a influenciar no aumento dos cálculos de biomassa pela equanção utilizada.

O teor de nutrientes nas folhas apresentou a seguinte ordem decrescente: N>Ca>Mg>K>P (Tabela 4). As espécies que se destacaram mais com relação a densidade absoluta no ambiente, apresentaram, em média, menores teores de nutrientes nas folhas, em comparação com as de menor densidade e as exóticas invasoras, o que pode explicar a ocupação (Tabelas 3 e 4). Nota-se a existência de uma divisão de grupos, percebendo-se espécies que absorvem mais determinados nutrientes que outros.

Tabela 4 – Teor de nutrientes das espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e invasoras no fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.

Espécies	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**
			g kg^{-1}		
Helicostylis tomentosa	21,81 e	0,83 f	3,59 f	26,77 d	6,37 e
Protium heptaphyllum	17,90 f	0,68 g	1,35 i	19,05 f	5,29 f
Dialium guianense	27,47 c	1,36 d	4,30 d	20,23 f	5,43 f
Parkia pendula	31,15 b	0,88 f	1,46 i	13,05 g	9,10 b
Protium giganteum	22,04 e	1,05 e	4,06 e	23,73 e	8,05 c
Médias	**24,07**	**0,96**	**2,95**	**20,56**	**6,85**
Apeiba tibourbou	25,59 d	1,16 e	7,31 a	37,52 a	10,15 a
Xylopia frutescens	21,49 e	0,89 f	4,49 d	25,76 d	7,07 d
Allophyllus edulis	22,71 d	1,18 g	2,91 h	25,82 b	9,77 a
Cecropia pachystachya	27,09 c	0,69 c	2,56 c	34,35 c	9,96 d
Swartzia pickelii	28,00 e	1,65 e	4,74 g	30,19 d	7,17 a
Médias	**24,97**	**1,11**	**4,40**	**30,73**	**8,82**
Paubrasilia echinata	27,25 c	2,05 b	7,29 a	26,36 d	5,61 f
Chrysophyllum splendens	18,11 f	0,94 f	4,94 c	19,36 f	6,88 d
Médias	**22,68**	**1,49**	**6,11**	**22,86**	**6,24**
Artocarpus heterophyllus	25,27 d	1,42 d	5,38 b	29,17 c	8,71 b
Hevea brasiliensis	37,86 a	3,58 a	3,89 e	14,71 g	9,69 a
Médias	**31,56**	**2,50**	**4,64**	**21,94**	**9,20**
Média geral	**25,26**	**1,31**	**4,16**	**24,72**	**7,80**

Médias seguidas por letras iguais não diferem de acordo com teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Para alguns nutrientes foi verificado apenas uma espécie com teores mais elevados, sendo N e P para *Hevea brasiliensis* e Ca para *Apeiba tibourbou.* Para K, *A. tibourbou* dividiu o alto requerimento com *Paubrasilia echinata* e na absorção do Mg houve agrupamento de *A. tibourbou, Allophyllus edulis, Swartzia pickelii* e *Hevea brasiliensis.*

Esse padrão encontrado proporciona a coexistência entre diferentes espécies por particionamento de nicho, já que ocorre a diferenciação por requerimentos nutricionais distintos (D'Andrea *et al*. (2020). Isso remete ao que Peñuelas *et al.* (2008) denominaram de nicho biogeoquímico. Por outro lado, para espécies que estejam usando o mesmo nicho

ecológico, três situações distintas poderão ocorrer: extinção de uma das espécies; expulsão de uma delas do território utilizado; alteração do nicho ecológico de uma ou ambas (Amabhis; Martho, 2004).

Espécies da família Fabaceae, que auxiliam a incorporação de N no solo porque são fixadoras de N_2 da atmosfera, foram responsáveis por cerca de 31% do teor de N. Porém, outras espécies de famílias distintas também tiveram participação importante, como *Hevea brasiliensis* (35,18 g kg^{-1}), *Cecropia pachystachia* (30,45 g kg^{-1}) e *Allophyllus edulis* (27,09 g kg^{-1}). Esse resultado demonstra que outras espécies também podem ser indicadas para restaurar ecossistemas degradados, incorporando N ao solo, além das que compõem a família Fabaceae. Inclusive, a *Cecropia pachystachia* é uma espécie pioneira que costuma ser uma das primeiras encontradas naturalmente no processo de sucessão florestal em ambientes degradados.

Ao contrário do descrito por Rezende *et al*. (1999), *P. echinata*, espécie de estágio avançado de sucessão demandou altos teores nutricionais, em especial, P e K. Ela foi a segunda com maior teor de P, nutriente considerado limitante, o que pode estar sendo responsável pela menor ocorrência em áreas de Mata Atlântica. Sabe-se que o risco de extinção para o pau-brasil se dá pela conversão de hábitat e histórico de mais de 500 anos de exploração, porém, a retomada da espécie ao ambiente natural pode estar sendo dificultada pela alta demanda de nutrientes, em especial do P, um nutriente limitante.

Já *A. heterophyllus*, espécie considerada exótica invasora, apresentou uma das menores demandas por P, o que pode ser mais um fator a explicar porque tem se destacado tanto na ocupação espacial, além de outras estratégias já comprovadas como alelopatia, bem como a alta e constante produção de frutos que atrai a fauna local e auxiliam na dispersão (Pereira; Kaplan, 2013). O comportamento da espécie tem sido inclusive diferente do que ocorre nas áreas de origem, onde é considerada rara (Bhuyan; Khan; Tripathi, 2003; Chittibabu; Parthasarathy, 2000).

Outra espécie a se analisar com atenção neste contexto nutricional é a *Hevea brasiliensis*, a qual demonstra alto requerimento de N, P e Mg, o que pode explicar que esteja ocorrendo de forma agregada em alguns pontos do fragmento florestal que tem maior disponibilidade desses nutrientes (Tabela 2).

Com relação aos níveis críticos de nutrientes para espécies florestais estabelecidos por Faquin (2002), *Helicostylis tomentosa, Protium heptaphyllum, Protium giganteum* (espécies de alta densidade), *Xylopia frutescens, Allophyllus edulis* (baixa densidade) e *Chrysophyllum*

splendens (ameaçada) apresentaram teores de N abaixo do nível crítico. Para P, apenas *Hevea brasiliensis* e *Paubrasilia echinata* apresentaram valores acima do nível crítico. Para K todas as espécies estudadas apresentaram níveis abaixo do limite crítico. Já para Ca e Mg, todas acima do nível crítico. Porém, vale ressaltar que esses dados de referência propostos foram considerados para florestas plantadas e não existem referências para florestas nativas.

O estoque foliar de nutrientes referente às 14 espécies estudadas no fragmento de Floresta Tropical Úmida seguiu a seguinte ordem decrescente N>Ca>Mg>K>P (Tabela 5).

Tabela 5 – Estoque de nutrientes das espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e invasoras no fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE

Espécies	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**
			kg ha^{-1}		
Helicostylis tomentosa	9,65 d	0,37 d	1,59 c	11,85 b	2,82 d
Protium heptaphyllum	2,59 e	0,10 f	0,19 g	2,75 d	0,76 f
Dialium guianense	35,11 a	1,74 a	5,50 a	25,86 a	6,94 a
Parkia pendula	13,79 b	0,39 d	0,65 e	5,78 c	4,03 b
Protium giganteum	4,62 e	0,22 e	0,85 d	4,98 c	1,69 e
∑	**65,76**	**2,82**	**8,78**	**51,22**	**16,24**
Apeiba tibourbou	1,24 f	0,06 g	0,35 g	1,82 d	0,49 g
Xylopia frutescens	0,68 f	0,03 g	0,14 h	0,81 e	0,22 h
Allophyllus edulis	0,33 f	0,02 g	0,04 i	0,38 f	0,14 h
Cecropia pachystachya	0,39 f	0,01 g	0,04 h	0,49 f	0,14 h
Swartzia pickelii	0,14 f	0,01 g	0,02 i	0,15 f	0,04 h
∑	**2,78**	**0,13**	**0,59**	**3,65**	**1,03**
Paubrasilia echinata	2,26 e	0,17 e	0,61 e	2,19 c	0,47 g
Chrysophyllum splendens	0,42 f	0,02 g	0,11 h	0,45 f	0,16 h
∑	**2,68**	**0,19**	**0,72**	**2,64**	**0,63**
Artocarpus heterophyllus	10,25 c	0,58 b	2,18 b	11,84 b	3,53 c
Hevea brasiliensis	5,64 e	0,53 c	0,58 f	2,19 c	1,44 e
∑	**15,89**	**1,11**	**2,76**	**14,03**	**4,97**
TOTAL	**87,11**	**4,25**	**12,85**	**71,54**	**22,87**

Médias seguidas por letras iguais não diferem de acordo com teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

As espécies de alta densidade de ocupação no fragmento florestal foram as que estocaram mais nutrientes, respondendo por 66-75,5% dos nutrientes estocados nas copas. Deste modo, elas se tornam muito importantes para a ciclagem de nutrientes no ecossistema, mantendo a sustentabilidade no que tange à fertilidade do solo, por incorporação de

nutrientes. Dentre essas, *Dialium guianense* foi responsável por 40% do estoque de N; 41,2% de P, 42,8% de K, 36,15% de Ca e 30,34% de Mg o que se explica diante da relação com a alta densidade de madeira (DBM) que influencia nos resultados da equação utilizada.

Mesmo com um único indivíduo amostrado, *Paubrasilia echinata* foi a quinta em estoque de P, nutriente limitante, o que demonstra sua importância em absorver esse nutriente e disponibilizar para as demais espécies através da ciclagem de nutrientes. Outras espécies da família Fabaceae também demonstraram importância na participação em estoque de P, com exceção de *Swartzia pickelii*, devido ao porte, área de copa e consequente baixa biomassa foliar. Esses estoques de nutrientes são muito influenciados pela biomassa. Por exemplo, uma espécie pode ter um baixo teor de um determinado nutriente, mas uma elevada biomassa, e assim, ser responsável por um elevado estoque deste nutriente. Uma espécie com esse comportamento é dita como de alta eficiência biológica na conversão do nutriente em biomassa.

Assim, quando se estudou a eficiência de utilização biológica de nutrientes pelas espécies arbóreas (Tabela 6), foi encontrada a seguinte ordem decrescente: P > K > Mg > Ca> N. A eficiência na utilização de P variou de 280,01 a 1492,26 $kg.kg^{-1}$. No uso de e K variou de 137,00 a 745,26 $kg.kg^{-1}$, Mg de 98,57 a 189,4 $kg.kg^{-1}$, Ca de 29,26 a 668,01 $kg.kg^{-1}$ N variou de 26,42 a 56,00 $kg. kg^{-1}$.

Para o uso de P, as espécies mais eficientes foram *Protium heptaphyllum* (1481,48 $kg.kg^{-1}$) *e Cecropia pachystachya* (1492,26 $kg.kg^{-1}$). Já as menos eficientes no uso de P: *Hevea brasiliensis* (280,01 $kg.kg^{-1}$) e *Paubrasilia echinata* (489,48 $kg.kg^{-1}$) (Tabela 6). De acordo com Espig *et al*. (2008), em áreas de florestas tropicais, onde os solos costumam ser mais intemperizados e ter baixa fertilidade, o P é responsável pela limitação de crescimento das espécies e por consequência, a eficiência no uso desse nutriente costuma ser maior que que para os demais.

Tabela 6 – Eficiência nutricional das espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e invasoras no fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.

Espécies	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**
			kg kg^{-1}		
Helicostylis tomentosa	45,97b	1215,33b	278,96d	37,78d	157,31c
Protium heptaphyllum	56,00a	1492,26a	745,26a	52,58c	189,40a
Dialium guianense	36,50d	737,96e	232,72f	49,48c	184,71a
Parkia pendula	32,24c	1148,79b	686,59b	76,82a	109,99f
Protium giganteum	45,46b	951,95c	246,64e	42,20d	124,74e
Média	**43,23**	**1109,26**	**438,03**	**51,77**	**153,23**
Apeiba tibourbou	39,49c	863,75d	137,00h	26,70f	98,57g
Xylopia frutescens	46,68b	1128,46b	223,51g	38,83d	141,68d
Allophyllus edulis	44,07c	853,14d	343,44c	38,77d	102,36g
Cecropia pachystachya	37,52c	1458,77a	391,27c	29,26f	100,92g
Swartzia pickelii	35,78c	608,65e	211,39d	33,13e	139,67d
Média	**40,71**	**982,55**	**261,32**	**33,34**	**116,64**
Paubrasilia echinata	36,73c	489,48f	137,24h	37,96d	178,47b
Chrysophyllum splendens	55,27a	1068,48b	202,55g	51,69c	145,32d
Média	**46,00**	**778,98**	**169,90**	**44,83**	**161,90**
Artocarpus heterophyllus	39,59c	705,68e	186,51g	34,30e	114,95f
Hevea brasiliensis	26,42c	280,01g	257,10d	668,01b	103,32g
Média	**33,01**	**492,85**	**221,81**	**351,16**	**109,14**

No uso de K se destacou com maior eficiência *Protium heptaphyllum* (745,26 kg.kg^{-1}) enquanto *Apeiba tibourbou* teve a menor eficiência nutricional (137,00 kg.kg^{-1}). Na eficiência do uso de Mg, *Protium heptaphyllum* (189,4 kg.kg^{-1}) e *Dialium guianense* (184,71 kg.kg^{-1}) foram mais eficientes e menos eficientes foram *Hevea brasiliensis, Cecropia pachystachya, Allophyllus edulis, Apeiba tibourbou* (Tabela 6).

Para uso de Ca, a mais eficiente foi *Parkia pendula* (76,82 kg.kg^{-1}) e menos eficientes foram *Apeiba tibourbou* (26,7 kg.kg^{-1}) e *Cecropia pachystachya* (29,26 kg.kg^{-1}). Na eficiência

de uso de N os maiores destaques foram para *Protium heptaphyllum* (56 $kg.kg^{-1}$) e *Chrysophyllum splendens* (55,27 $kg.kg^{-1}$). Enquanto isso, a menor eficiência no uso de N foi encontrada para *Hevea brasiliensis* (26,42 $kg.kg^{-1}$). A eficiência no uso de N foi menor que a dos demais nutrientes, conforme já mencionado por outros estudos realizados por Bündchen *et al*. (2013).

De forma geral, as espécies que ocorrem em alta densidade na Floresta Tropical Úmida estudada apresentaram maiores eficiências no uso dos nutrientes, isto é, precisam de menores quantidades de nutrientes para produção de sua biomassa foliar.

Dentre as espécies de baixa densidade, *Cecropia pachystachya,* espécie pioneira, apresentou alta eficiência no uso de P, nutriente limitante em solos florestais de Floresta Tropical Úmida. Esse fato explica a espécie ser encontrada em áreas degradadas, com solos pobres e faz com que seja indicada para projetos de restauração florestal.

Já *Paubrasilia echinata,* presente na lista de ameaçadas de extinção, apresentou uma das menores eficiências no uso de P. Essa pode ser uma causa para a espécie que já teve maior dominância, conforme relatos históricos, hoje ser encontrada com poucos indivíduos, mesmo sendo tão utilizada em plantios de enriquecimento florestal, principalmente pelo simbolismo. No fragmento florestal estudado nota-se presença de pouca regeneração natural próxima a indivíduos adultos e recrutamento ainda mais baixo dessa regeneração. Provavelmente plântulas dessa espécie são ainda mais sensíveis e exigentes em teores de P no solo para iniciar seu desenvolvimento.

Por outro lado, esperava-se que espécies exóticas invasoras fossem mais eficientes no uso dos nutrientes e o resultado encontrado foi justamente o contrário, elas demonstraram altas exigências nutricionais para produção de biomassa foliar. Porém, no caso de *Artocarpus heterophyllus*, vale salientar que esses nutrientes devem ser translocados para a produção de frutos e como a dispersão deles é barocórica, podem estar voltando a fertilizar o solo na sua área de influência de copa. De acordo com estimativas, a população de *A. heterophyllus* produz anualmente cerca de 3900 frutos no fragmento florestal estudado, que pesam em média 5,47 kg, isto é, mais de 21.000 kg de matéria orgânica sendo incorporada ao ambiente (Barbosa, 2016).

Com exceção de *C. splendens*, os resultados de eficiência nutricional corroboram com os descritos por Aerts e Chapin (2000), de que plantas que ocorrem em solos férteis costumam ter menores eficiências no uso desses nutrientes. Sugerem também que *P. echinata*

pode estar passando por processo de exclusão competitiva, diante da baixa eficiência no uso de recursos nutricionais, de acordo com sugerido por Gause (1934).

Os resultados encontrados demonstram a ocorrência de mecanismos estabilizadores e equalizadores de coexistência, como proposto por Chesson (2000). Isso faz com que algumas espécies consigam coexistir a partir do uso de recursos distintos. Porém, ao mesmo tempo, determinadas espécies conseguem ter eficiência no uso de nutrientes com valores muito próximos, o que aumenta a competição entre elas, correndo risco de redução de densidade e até extinção local por exclusão competitiva.

4. CONCLUSÃO

A ocorrência de espécies florestais é determinada pelas características de pH e teor de nutrientes no solo. O solo das áreas com predominínio de espécies ameaçadas de extinção e exóticas invasoras apresentaram-se mais férteis e menos ácidos do que os das áreas com espécies de alta e baixa densidade absoluta.

As espécies florestais apresentaram diferenças significativas na aquisição, estoque e eficiência de uso de nutrientes, o que proporciona a coexistência na comunidade em área de Floresta Tropical Úmida. Foi verificado no estudo alto requerimento de N e baixo de P pelas espécies estudadas.

As espécies florestais que apresentam alta densidade de ocupação são as que em geral apresentam menores requerimentos nutricionais e consequentemente maiores eficiências no uso desses nutrientes, o que demonstra que esse pode ser um fator importante na limitação do crescimento populacional de espécies arbóreas e exclusão competitiva, aumentando o risco de extinção local.

Paubrasilia echinata e *Hevea brasiliensis* foram as únicas espécies com alto requerimento de P, acima do nível crítico. Esse pode ser um fator que impede a retomada da espécie ameaçada ao ambiente de Floresta Tropical Úmida. Ao mesmo tempo, pode estar impedindo que *Hevea brasiliensis*, exótica invasora para este ambiente na região Nordeste tenha um maior impacto de invasão na área estudada, sendo encontrada em poucos pontos amostrais, com distribuição de forma agregada.

A nutrição florestal mostrou grande relevância para o entendimento da coexistência entre espécies florestais, sendo necessário ampliar os estudos com separação por espécies, de modo a facilitar o entendimento do papel de cada uma no ecossistema. Sugere-se também a inserção dessa linha de estudos para caracterização de populações de espécies ameaçadas de extinção, já que as exigências nutricionais podem ter relação com seu desaparecimento ou redução populacional no ecossistema florestal.

REFERÊNCIAS

AERTS, R.; CHAPIN, E. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of process and patterns. **Advances in Ecological Research**, London, v. 30, p. 1-67, 2000.

ALVARES, C.A. *et al*. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitscrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

ALVES, A. R. *et al*. Nutrientes na biomassa aérea e na serapilheira em áreas de caatinga em Floresta, PE. **Brazilian Journal of Forestry Research**, Brasília – DF, v. 37, n. 92, p. 413-420, 2017.

AMABIS, J.M; MARTHO, G.R. **Biologia das populações.** 2.ed. São Paulo: Moderna, v.3, 2004.

BARBOSA, U. N. **Aspectos ecológicos e influência de *Artocarpus heterophyllus* Lam. Na estrutura do componente arbóreo de fragmento florestal urbano, Recife,- PE**. 2016. 79f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2016.

BEHLING, A. *et al*. Teores de carbono orgânico de três espécies arbóreas em diferentes espaçamentos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Brasília – DF, v. 34, p. 13-19, 2014.

BERG, C. C. Moreae, Artocarpeae, and Dorstenia (Moraceae), with Introductions to the Family and Ficus and with Additions and Corrections to Flora Neotropica Monograph 7. **Flora Neotropica**, v. 83, p. 1-346, 2001.

BERG, C. C. Olmedieae Brosimeae (Moraceae). **Flora Neotropica**, v. 7, p. 1-228, 1972.

BHUYAN, P; KHAN, M.L.; TRIPATHI, R.S. Tree diversity and population structure in disturbed and human-impacted stands of tropical wet evergreen forest in Arunachal Pradesh, Eastern Himalayas, India. **Biodiversity and Conservation**, New York – USA, v. 12, p. 1753-1773, 2003.

BORGES, L. A.; SOBRINHO, M. S.; LOPES, A. V. Phenology, pollination, and breeding system of the threatened tree Caesalpinia echinata Lam. (Fabaceae), and a review of studies on the reproductive biology in the genus. Flora - Morphology, Distribution, **Functional Ecology of Plants**, v. 204, n. 2, p. 111-130, 2009.

BRAGA, J.M. DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extrato de solo e material vegetal. **Revista Ceres**, Viçosa – MG, v. 21, p. 73-85, 1974.

BUTCHART, S. *et al*. Global Biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, Washington – USA, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010.

BROWN, M. B.; FORSYTHE, A. B. Robust Tests for Equality of Variances. **Journal of the American Statistical Association**, v. 69, p. 364-367, 1974. http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1974.10482955

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Colombro, PR: Embrapa Florestas, v. 4, 644p., 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Colombro, PR: Embrapa Florestas, v. 2, 627p., 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Colombro, PR: Embrapa Florestas, v. 1, 1039p., 2003.

CARVALHO, N. M.; GÓES, M.; AGUIAR, I. B.; FERNANDES, P. D. Armazenamento de sementes de ipê-amarelo (Tabebuia chrysotricha). **Científica, Jaboticabal,** v. 4, n. 3, p. 315-319, 1976.

CHASE, M.W. *et al*. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

CHAVE, L *et al*. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, Oxford, v. 20, p. 3177-3190, 2014.

CHITTIBABU, C.V. PARTHASARATHY, N. Attenuated tree species diversity in humanimpacted tropical evergreen forest sites at Kolli hills, Eastern Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, New York – USA, v. 9, p. 1493-1519, 2000.

D'ANDREA, R. *et al*. Couting niches: abundance by trait patterns reveal niche partitioning in a Neotropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 101, n. 6, p. 1-9, 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. rev. - Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 230p. 2011.

ESPIG, S.A. *et al*. Composição e eficiência da utilização biológica de nutrientes em fragmento de Mata Atlântica em Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria – RS, v. 18, n. 3, p. 307-314, 2008.

FAQUIN, V. **Diagnose do estado nutricional das plantas.** UFLA/FAEPE. 77p. 2002.

FIORENTIN, L. D. *et al*. Quantificação e modelagem da biomassa e carbono da regeneração natural em área de floresta ombrófila mista. **Revista Brasileira de Biometria**, Lavras - MG, v. 33, n. 2, p. 251-267, 2015.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Revisão da lista da flora brasileira ameaçada de extinção.** Belo Horizonte, MG: FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS PARA A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA, 2005.

GAUSE, G. F. **The Struggle for Existence.** Williams & Wilkins, Baltimore, 163p. 1934.

GUO, J.S. *et al*. Water source niche overlap increases with site moisture availability in woody perenials. **Plant Ecology**, v. 219, p. 719-735, 2018.

HIGUCHI, P. *et al*. Partição espacial de espécies arbóreas em função da drenagem do solo em um fragmento de floresta com araucária no Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria – RS, v. 24, n. 2, p. 421-429, 2014.

HUTCHINSON, M.F. Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology. **Quantitative Biology**, v. 22, p. 2554-2558, 1957.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro: IBGE. 2012.

JOHNSON, D.W., TURNER, J. 2019. Nutrient cycling in forests: a historical look and newer developments. **Forest Ecology and Management**, Amsterdan, v. 444, p. 344-373.

LEWIS, G.P. *Caesalpinia* in Lista de Espécies da Flora do Brasil, Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Acesso em: 30/07/2023. Disponivel em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB082704>.

LIMA, R.B.A. *et al*. Nutritional efficiency of plants as na indicator of forest species for the restauration of forests, Brazil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba – SP, v. 6, n. 119, p. 415-426, 2018.

LIMA, M. C. D. *et al*. Biomass and carbono stock from Pinus caribaea vai. Hondurensis under homogenous stans in shouth wes Bahia, Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v. 46, p. 957-962, 2016.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil.** Nova Odessa: Plantarum, 1992. v. 1, 352 p

LUCENA, M. F. A. **Flora da Fazenda Morim, São José da Coroa Grande, Pernambuco, Brasil.** Relatório Técnico, Recife, p.1-22, 2009.

MARTINS, E. G. A. **O Clado Urticóide (Rosales) na Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais.** 2009. 145f. (Dissertação) Mestrado em Ciências, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, SP: Universidade de São Paulo, 2009.

MEJÍA, E.; BUITRÓN, X. **Brazilwood (*Caesalpina echinata*) in Brazil.** NDF Workshop Case Studies, p. 1-10, 2008.

NADEAU, M.B., SULIVAN, T.P. 2015. Relationships between plant biodiversity and soil fertility in a mature tropical forest, Costa Rica. **International Journal Forestry Research**, p. 1-13, 2015.

NASCIMENTO, L.M.; OLIVEIRA, A. M.; BARBOSA, U. N. Aspectos históricos e ambientais do Jardim Botânico do Recife, Pernambuco. **Arrudea**, Recife – PE, v. 3, p. 51-75, 2017.

OLIVEIRA, L. C. *et al*. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. **Animal Conservation**, v. 13, n. 1, p. 60-70, 2010.

PEREIRA, V.J.; KAPLAN, M. A. C. Artocarpus: um gênero exótico de grande bioatividade. **Floresta a Ambiente**, Rio de Janeiro - RJ, v. 20, n. 1, p. 1-15,2013.

PEGUERO, G. et al. Nutrient-based species selection is a prevalente driver of community assemply and functional trait space in tropical forests. **Journal of Ecology**, London, v. 111, n. 6, p. 1218-1230, 2023.

PINTO, J. R. R. **Levantamento florístico, estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e suas correlações com variáveis ambientais em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso**. 1997. 85 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Ambiental) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1997.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing.** Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 2020.

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

RESENDE, A.V. *et al*. Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, São Paulo – SP, v. 34, n. 10, p. 2071-2081, 1999.

RICHARDS, A.E., SCHIMIDT, S. Complementary resource use by tree species in a rain forest tree plantation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 5, p. 1237–1254, 2010.

ROZZA, A. de F. **Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em uma floresta estacional semidecidual: Mata da Virgínia, Matão, SP.** 1997. 177 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas,1997.

SANQUETA, C. R. *et al*. Estoque de biomassa e carbono em povoamentos de acácia-negra em diferentes idades no Rio Grande do Sul. **Scientia Forestalis**, Piracicaba - SP, v. 12, n. 103, p. 361-370, 2014.

SAYER, E.J. Revisiting nutrient cycling by litterfall -Insights from 15 years of litter manipulation in old-growth lowland tropical forest. **Advances in Ecological Research**, v. 62, p. 173-223, 2020.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO - SFB. **Laboratório de Produtos Florestais.** 2020. SFB. Disponível em: <https://lpf.florestal.gov.br/pt-br/madeiras-brasileiras> Acesso em: 13/08/2020.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality. **Biometrika**, Oxford, v. 52, n.3/4, p. 591-611, 1965.

VIRGENS, A. P. *et al*. Biomassa de espécies florestais em área de Caatinga arbórea. 2017. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo - PR, v. 37, n. 92, p. 555-561, 2017.

YOUNG, H.E., CARPENTER, P.N. Sampling variation of nutrient element content within and between trees of the same species. **Oslo Biomass Studies**, Oslo, p. 75-99, 1976.

ZANNE, A. E. *et al*. **Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum**, Dryad, Dataset, 2009 https://doi.org/10.5061/dryad.234

CAPÍTULO III - ATRIBUIÇÕES DE DIFERENTES ESPÉCIES ARBÓREAS DE FLORESTA TROPICAL ÚMIDA NA CICLAGEM DE NUTRIENTES: COEXISTÊNCIA ENTRE ESPÉCIES DE AMPLA E BAIXA DENSIDADE, AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO E EXÓTICAS INVASORAS

RESUMO

O ecossistema de Floresta Tropical Úmida apresenta elevada biodiversidade, com coexistência entre poucas espécies dominantes e a maioria com poucos indivíduos. Adicionalmente, espécies exóticas invasoras vem causando impactos nesses ambientes, que podem levar à exclusão competitiva, aumentando risco de extinção local de espécies nativas, além de impactos à fertilidade do solo e ciclagem de nutrientes. Em solos mais intemperizados e de baixa fertilidade como Latossolos a ciclagem de nutrientes via deposição e decomposição de serapilheira foliar é a principal via de entrada de nutrientes no solo. Porém, pouco se conhece sobre a contribuição individual de espécies arbóreas, já que estudos de serapilheira utilizam todo o material aportado nos coletores. Os poucos estudos que individualizam a contribuição por espécie priorizam àquelas de alta densidade absoluta ou valor de importância. Nessa perspectiva, este estudo teve como objetivo entender o comportamento de 14 espécies florestais que ocorrem em alta e baixa densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras no que tange à ciclagem de nutrientes por aporte de serapilheira foliar e decomposição desse material. O estudo foi realizado com Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, com instalação de 56 coletores de serapilheira próximo às espécies-foco durante quatro períodos de coleta definidos com base no acumulado de precipitação. Houve também acompanhamento do processo de decomposição da folhagem em litter bag por 0, 15, 30, 45, 90 e 365 dias. As análises foram submetidas a teste de variância e teste de médias Scott Knott a 5%. O aporte de serapilheira apresentou comportamento diferente entre as espécies, sendo as de baixa densidade as que mais contribuíram, seguido pelas de alta densidade, exóticas invasoras e ameaçadas de extinção. A contribuição total no aporte de serapilheira foliar foi em torno de 9,5 t ha^{-1} ano^{-1}, que representaram cerca de 670 kg de N, P, K, Ca e Mg. No período de maior acúmulo de precipitação houve menor aporte de serapilheira, enquanto no de menor precipitação houve maior aporte. Com relação à decomposição foliar e liberação de nutrientes, também foi percebido diferença significativa entre as espécies, influenciada pelo teor de lignina nas folhas. Houve variação de 21,5%-83,3% de perda de massa entre as espécies após 365 dias. A taxa de decomposição (k) variou de 3,79 a 13,56 mg^{-1} dia^{-1} e o tempo de decomposição de 50% do material vegetal (t50%) de 51 a 183 dias. Já o tempo de decomposição de 95% do material vegetal oscilou de 0,61 a 2,17 anos. A maior parte da massa dos nutrientes foi liberada nos primeiros 45 dias tornando-se mais lenta até os 365 dias. As espécies ameaçadas de extinção apresentaram decomposição mais lenta (4,84 mg^{-1} dia^{-1}), as de alta e baixa e densidade intermediária (6,30 e 6,43 mg^{-1} dia^{-1} respectivamente), enquanto as exóticas invasoras apresentaram decomposição mais rápida (11,76 mg^{-1} dia^{-1}). Esses resultados explicam a elevada feretilidade do solo encontrada na área de ocorrência das espécies exóticas invasoras, que podem estar se tornando preferenciais a microrganismos decompositores.

Palavras-chave: decomposição foliar, litter bag, serapilheira.

ABSTRACT

The ecosystem of the Rainforest presents high biodiversity, with coexistence among a few dominant species and the majority with few individuals. Additionally, invasive exotic species have been causing impacts in these environments, which can lead to competitive exclusion, increasing the risk of local extinction of native species, as well as impacting soil fertility and nutrient cycling. In more weathered and low-fertility soils like Oxisols, nutrient cycling through the deposition and decomposition of leaf litter is the primary pathway for nutrient input into the soil. However, little is known about the individual contribution of tree species, as litter studies often utilize all the material collected in the collectors. The few studies that individualize contributions by species prioritize those with high absolute density or importance value.From this perspective, this study aimed to comprehend the behavior of 14 forest species occurring in high and low density, those threatened with extinction, and invasive exotic species, regarding nutrient cycling through the input of leaf litter and the decomposition of this material. The study was carried out in a Rainforest in Northeast Brazil, with the installation of 56 litter collectors near the focal species during four defined collection periods based on cumulative precipitation. The decomposition process of the foliage was also monitored in litter bags for 0, 15, 30, 45, 90, and 365 days. The analyses were subjected to variance tests and Scott Knott's mean comparison test at a 5% significance level. The litter input displayed different behavior among species, with low-density species contributing the most, followed by high-density species, invasive exotics, and threatened species. The total contribution of leaf litter input was around 9.5 t ha^{-1} $year^{-1}$, representing about 670 kg of N, P, K, Ca, and Mg. During the period of highest precipitation accumulation, there was less litter input, while during periods of lower precipitation, there was more input. Regarding leaf decomposition and nutrient release, a significant difference was also perceived among species, influenced by the lignin content in the leaves. There was a variation of 21.5% to 83.3% in mass loss among species after 365 days. The decomposition rate (k) ranged from 3.79 to 13.56 mg^{-1} day^{-1}, and the time for 50% of the plant material to decompose (t50%) ranged from 51 to 183 days. The time for 95% decomposition of the plant material oscillated from 0.61 to 2.17 years. The majority of nutrient mass was released in the first 45 days, becoming slower until 365 days. Threatened species exhibited slower decomposition (4.84 mg^{-1} day^{-1}), those of high and low intermediate density (6.30 and 6.43 mg^{-1} day^{-1} respectively), while invasive exotic species showed faster decomposition (11.76 mg^{-1} day^{-1}). These results elucidate the high soil fertility found in the area where invasive exotic species occur, which might be becoming favored by decomposing microorganisms.

Keywords: leaf litter, litter bar, leaf decomposition.

1 Introdução

Florestas tropicais são ambientes mais diversificados do planeta, porém, diversos distúrbios têm alterado processos ecossistêmicos (Paudel *et al*., 2015). A introdução de espécies exóticas pode ser considerada um desses distúrbios e de acordo com Aragón (2014) afeta negativamente aspectos como a composição e estrutura da comunidade vegetal, causando efeitos na produção da serapilheira e disponibilidade de nutrientes no solo.

Essas interferências na produção de serapilheira podem causar alterações que afetem a dinâmica de ciclagem nutricional. A ciclagem de nutrientes é um importante serviço ambiental, contribuindo para o aumento da fertilidade do solo e disponibilidade de nutrientes, ocorrendo de maneira diferente por espécie e ambiente (Vargas *et al*., 2018).

Processos como a decomposição da serapilheira estão relacionados a aspectos da diversidade de espécies e compreender os efeitos dessa mistura em florestas tropicais é de grande importância para prever como alterações na diversidade afetam o ciclo de carbono e dinâmica de nutrientes (Butenschoen *et al*., 2014). Apesar da importância desses estudos, até hoje os efeitos da ocorrência de diferentes espécies arbóreas em comunidades e sua influência na composição química do solo são pouco explorados (Groote *et al*., 2018) e a maioria dos estudos realizados aborda apenas duas ou três espécies (Katayoun; Haghverdi; Kooch, 2019).

Em Florestas Tropicais Úmidas, devido a sua elevada biodiversidade e condições edafoclimáticas, a serapilheira é decomposta mais rapidamente. Outro fator importante na decomposição é o teor de lignina, que confere rigidez aos tecidos vegetais, tornando a decomposição mais lenta, além de desempenhar papel importante na imunidade da planta (Kim *et al*., 2020).

Para o entendimento do manejo nutricional em florestas é necessário quantificar estoque e conhecer os fluxos de entrada e saída de nutrientes, sendo importante para tomada de decisão sobre práticas de conservação e reposição de nutrientes (Vargas *et al*., 2018). Esse entendimento se faz ainda mais necessário em situações onde se percebe a coexistência entre espécies ameaçadas de extinção com exóticas invasoras.

Lima *et al.* (2018) estudando a relação nutricional de espécies arbóreas em Floresta Tropical no Nordeste do Brasil, identificaram que existe uma divisão de trabalho entre as espécies, diferenciando as que ciclam mais determinado nutriente que outras. Essa característica favorece a coexistência em áreas de grande biodiversidade (Richards; Schmidt, 2010).

Apesar das evidências trazidas por estudos sobre nicho biogeoquímico, a grande maioria compara espécies com características em comum, sendo geralmente as as mais encontradas no ambiente. Diante da realidade ocorrente em um ecossistema de Floresta Tropical Úmida composto por poucas espécies de elevada abundância e a grande maioria de baixa abundância, aliado ainda a coexistência entre ameaçadas de extinção e exóticas invasoras, torna-se necessário estudar o papel dessas diferentes espécies na ciclagem.

Desta forma, diante da escassez de estudos de aporte e decomposição de serapilheira de espécies representando diferentes grupos, como as de maior e menor densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras, foram consideradas as seguintes hipóteses: i) Apesar de encontrar-se no mesmo sítio, as espécies florestais irão contribuir diferentemente no aporte de serapilheira. ii) As taxas de decomposição devem variar entre espécies. iii) Espécies ameaçadas ou de ocorrência restrita apresentam menores taxas de decomposição, contribuindo menos com a liberação de nutrientes para o solo. iv) A elevada densidade de espécies invasoras afeta a ciclagem de nutrientes no solo, interferindo no equilíbrio nutricional do ambiente que pode contribuir ainda mais para a diminuição da ocorrência das espécies ameaçadas de extinção.

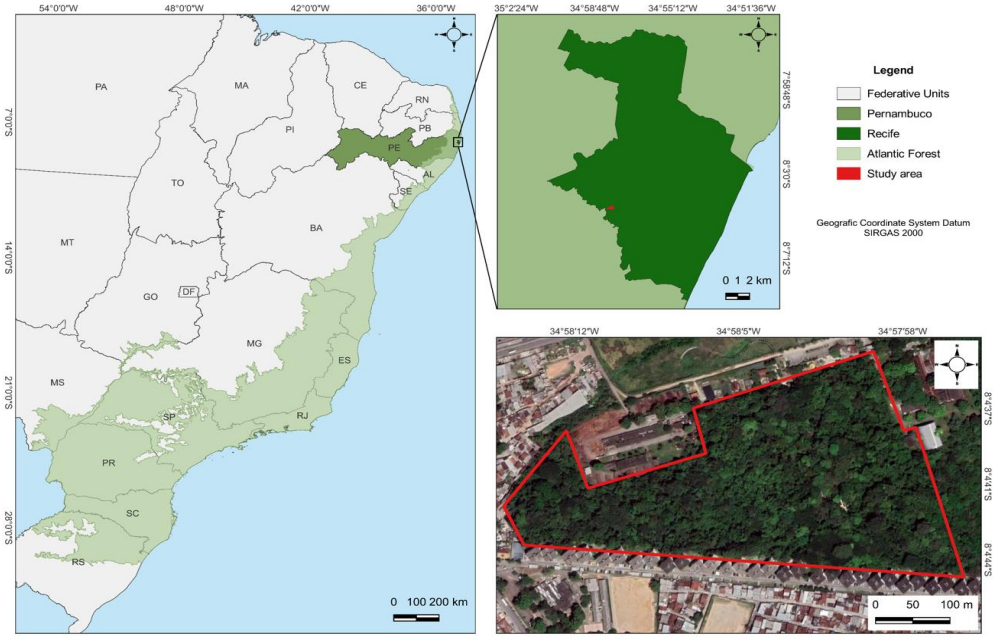
Assim, essse estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica da serapilheira e o aporte de nutrientes advindos da biomassa foliar dessa serapilheira, bem como estimar a taxa de decomposição de espécies florestais nativas de alta e baixa abundância, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.

2 Material e Métodos

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em fragmento de Floresta Tropical Úmida, no Jardim Botânico do Recife (JBR). Ocupa cerca de 31,23 hectares, sendo 11,23ha em estágio avançado de regeneração, que foi considerado foco do estudo. Está localizado entre as coordenadas geográficas (08°04’ e 08°05’ S e 34°59’ e 34°57’ W), Recife, Pernambuco. Está inserido na unidade de conservação municipal Matas do Curado, em área florestal contínua com cerca de 135 hectares, pertencente à bacia hidrográfica do rio Tejipió (Figura 1).

Figura 1. Mapa de localização do fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.



O clima da região é do tipo As’, segundo classificação de Köppen, quente e úmido, com temperatura média em torno de 25ºC, e precipitação anual de cerca de 1500 mm, concentradas de maio a agosto (Alvares *et al*., 2013).

A fitofisionomia da área é de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, caracterizada pela presença de fanerófitos, bem como lianas e epífitas em abundância (IBGE, 2012). O solo de predomínio é o Latossolo Amarelo distrocoeso argissólico, de textura média, A moderado, distrófico, caulinítico, argila com atividade moderadamente baixa, hipoférrico em área de relevo plano (Nascimento; Oliveira; Barbosa, 2017). Esse tipo de solo, assim como os Argissolos, é considerado bastante intemperizado, ácido e pobre em nutrientes,

porém, com alta concentração de Al, o que pode causar problemas no desenvolvimento das raízes, sustentação e na nutrição das plantas (Lima *et al*., 2017).

2.2 SELEÇÃO DE ESPÉCIES

Foi realizado estudo prévio de estrutura de vegetação arbórea com uso do método de fitossociologia (Capítulo 1). As espécies foram identificadas de acordo com APG IV (Chase *et al*., 2016) e posteriormente selecionadas as cinco espécies arbóreas entre as de maior e menor densidade absoluta, bem como duas espécies presentes na lista de ameaçadas de extinção e duas exóticas invasoras (Tabela 1). Como exóticas invasoras, uma das espécies selecionadas (*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.), apesar de nativa do Brasil, ocorre naturalmente apenas no bioma amazônico. Entre as espécies selecionadas buscou-se no mínimo quatro indivíduos como repetições para a coleta de folhas para estudo de decomposição e aporte de serapilheira.

Tabela 1. Espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras selecionadas para o estudo de aporte de nutrientes e decomposição e dados de Densidade Absoluta (DA) em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE

	Espécies	**DA (ind/ha)**
Maior densidade	*Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby	178
	Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	78
	Dialium guianense (Aubl.) Sandwith.	55
	Parkia pendula (Wild.) Benth. Ex Walp	51
	Protium giganteum Engl	36
Menor densidade	*Apeiba tibourbou* Aubl.	8
	Xylopia frutescens Aubl.	5
	Allophyllus edulis, (A.St.-Hil. *et al*.) Hieron. ex Niederl.	5
	Cecropia pachystachya Trécul	4
	Swartzia pickelii Killip ex Ducke	4
Ameaçadas	*Paubrasilia echinata* (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	1
	Chrysophyllum splendens Spreg	6
Invasoras	*Artocarpus heterophyllus* Lam.	105
	Hevea brasiliensis (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	31

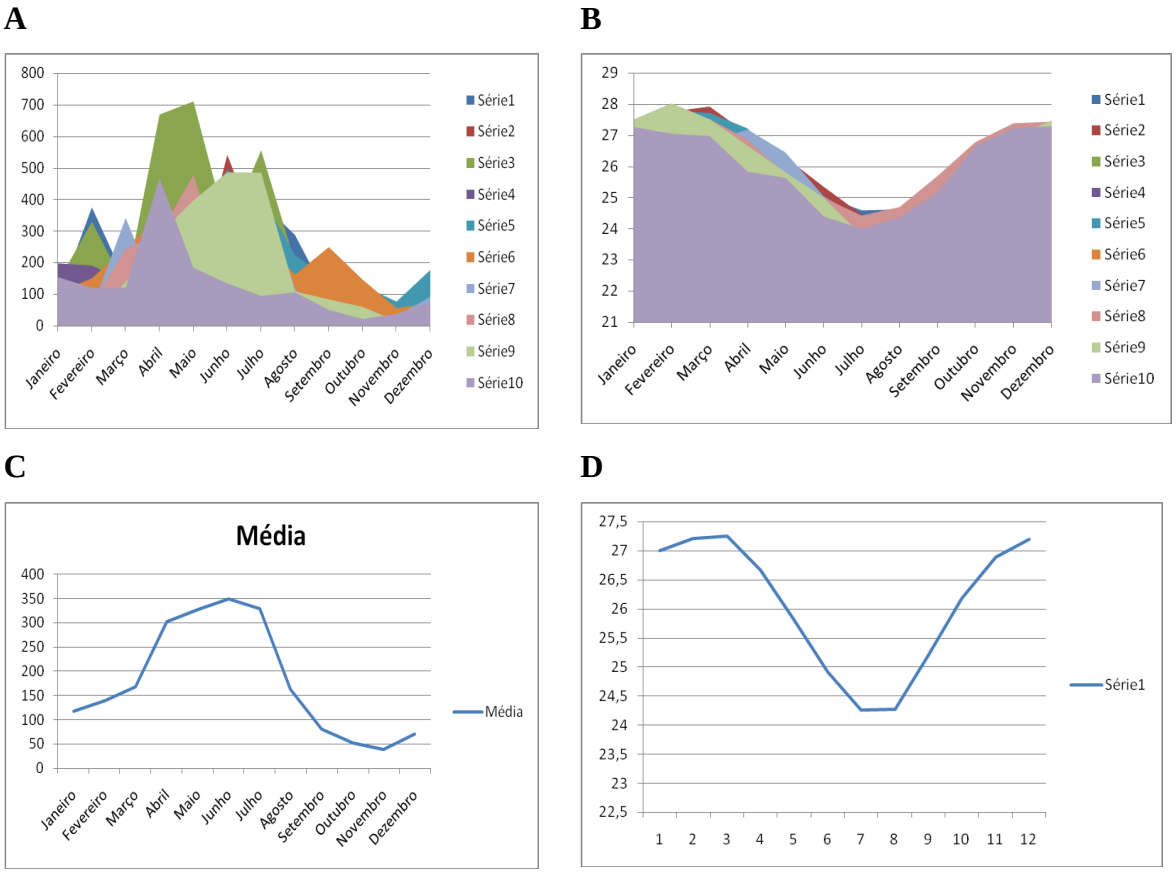
Coletas com material reprodutivo foram encaminhadas para confirmação de identificação no Jardim Botânico do Recife.

2.3 COLETA DE SERAPILHEIRA

Foram utilizados 56 coletores de 1 m^2 em tela de nylon com malha de 1 mm^2, posicionados a 1 m do solo, junto a quatro indivíduos arbóreos aleatoriamente distribuídos pelo fragmento florestal de cada espécie selecionada. Os dados foram coletados durante um ano e análises realizadas separando-se o material vegetal coletado por espécie e período climático do ano.

Os períodos de coleta foram definidos a partir da análise de dados de média de temperatura e precipitação dos últimos 10 anos (Figura 2). Como as médias de temperatura na região apresentam pouca oscilação durante o ano, foi considerado mais especificamente períodos de aumento e redução de precipitação. As séries de 1-10 representam anos entre 2008 e 2017.

Figura 2. Dados acumulados de precipitação (A) e temperatura (B) mensais e média de precipitação (C) e temperatura (D) mensais em Recife de 2008 a 2018. Fonte: INMET.



A partir desses dados foram definidos os seguintes períodos de coleta e análise de material:

- Período I: janeiro, fevereiro e março (Leve aumento de precipitação);

- Período II: abril, maio, junho e julho (Precipitação em maior intensidade);
- Período III: agosto, setembro e outubro (Redução de precipitação);
- Período IV: novembro e dezembro (Período mais seco).

Após retirar o material vegetal de cada coletor, foi descartado tudo que não fosse folha e, posteriormente, selecionadas as folhas das espécies escolhidas como aquelas de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas e invasoras, expondo-se todo o material coletado em mesa extensa para separação e identificação, com o apoio de exsicatas para confirmação. As folhas eram então separadas, acondicionadas em sacos de papel, identificadas e levadas para estufa de circulação de ar, a 65 ºC até atingir peso constante, para posterior pesagem em balança analítica de precisão 0,001 g. Após a determinação da massa seca, os dados foram extrapolados para massa seca por hectare (kg ha^{-1}) e estimada a média para os períodos selecionados.

Posteriormente à pesagem foram analisados os nutrientes N, P, K, Ca e Mg, sendo a extração de P, K, Ca e Mg, realizada por digestão nítrico-perclórica. A determinação de Ca e Mg ocorreu por espectofotogrametria de absorção atômica (Embrapa, 2011), P por colorimetria (Braga; Defelipo, 1974) e K por fotometria de chama (Embrapa, 2011). O N foi obtido por digestão sulfúrica e determinação por destilação, posteriormente titulado pelo método de Kjeldahl (Embrapa, 2011). As análises ocorreram no Laboratório de Química do Solo do Instituto Federal de Pernambuco, Campus Vitória de Santo Antão e Laboratório de Fertilidade de Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

2.4 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR

Foram realizadas coletas de folhas verdes sadias para avaliação da decomposição através do método "*litter bag*" (bolsas em tela de nylon com malha de $1mm^2$ e dimensões de 20 cm x 20 cm). A seleção de folhas verdes se deu, mesmo sabendo que apresentam maiores teores nutricionais que folhas senescentes devido a quantidade necessária para realização da pesquisa, já que poderiam não ser encontradas folhas senescentes em quantidade suficiente para todas as espécies (total de 6,272 kg de folha seca, sendo 448 g por espécie). O tamanho da malha foi selecionado de acordo com o indicado por Xie *et al*. (2017), de forma a excluir a macrofauna, mas permitir interação com microrganismos, além de permitir perda por fragmentação, bem como de acordo com Lecerf (2017) proteger de forças como vento, chuvas, etc.

As espécies objeto desta etapa foram as cinco de maior densidade, cinco de menor densidade, duas exóticas invasoras e duas ameaçadas de extinção, como já mencionadas na Tabela 1.

Após coleta e acondicionamento em sacos de papel, o material foi seco em estufa a 65ºC, até atingir peso constante e posteriormente transferido 8g de folhas secas para o "*litter bag"*, sendo utilizadas quatro repetições por período estudado para cada espécie (56 unidades por espécie por período), totalizando 280 "*litter bag"* + 56 amostras no tempo 0, totalizando 336 amostras.

As bolsas foram distribuídas sobre o solo na área de estudo para avaliação de decomposição nos tempos 0, 15, 30, 45, 90, e 365 dias a partir da distribuição, permitindo a interação com questões climáticas ocorrentes durante um ano (Zhang; Wang, 2015). Após coletado e limpo com uso de pincéis, o material foi transferido para sacos de papel para secagem em estufa de circulação de ar forçada sob 65ºC até atingir peso constante. Para pesagem, usou-se balança analítica com precisão de 0,001g.

Após pesagem, o material remanescente foi processado em moinho do tipo Willey, peneirado, identificado e armazenado para análise de N, P, K, Ca e Mg, sendo a extração de P, K, Ca e Mg, realizada por digestão nítrico-perclórica. A determinação de Ca e Mg ocorreu por espectofotogrametria de absorção atômica (Embrapa, 2011), P por colorimetria (Braga; Defelipo, 1974) e K por fotometria de chama (Embrapa, 2011). O N foi obtido por digestão sulfúrica e determinação por destilação, posteriormente titulado pelo método de Kjeldahl (Embrapa, 2011). Foi ainda avaliado o teor de fibras pelos métodos fibra em detergente neutro – FDN, fibra em detergente ácido – FDA e lignina (Van Soest, 1967).

Para cálculos da porcentagem de massa remanescente utilizou-se a equação:

(Equação 1)

$$\%\,Remanescente = \frac{Massa\ final\ (g)}{Massa\ inicial\ (g)}\ x\ 100$$

A partir dos resultados foi calculada a taxa de decomposição (k), utilizando a equação de Olson (1963):

(Equação 2)

$$X = X_0\, e^{-kt}$$

Onde: X = massa final das amostras; X_0 = massa inicial (8g); t = tempo decorrido; k = constante de decomposição.

Com os dados da taxa de decomposição (k) foi estimado o tempo necessário para decomposição de 50% e 95% do material vegetal para cada espécie (Shanks; Olson, 1961), de acordo com as seguintes equações:

(Equação 3) $$t_{50\%} = \frac{0{,}693}{k}$$

(Equação 4) $$t_{95\%} = \frac{3}{k}$$

Esses cálculos foram realizados tanto para dados de peso quanto para a massa de nutrientes estudados. A avaliação da decomposição ao longo do tempo foi realizada através de gráficos e tabelas apresentando a perda de massa e estimativa do tempo de ½ vida e de decomposição de 95% do material vegetal.

2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram testados quanto à normalidade e homocedasticidade, pressupostos necessários para a análise de variância (ANOVA), usando os testes Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965) e Levene (Brown; Forsytre, 1974), respectivamente, ambos a um nível de probabilidade de 5%.

Posteriormente, foi realizada uma ANOVA considerando o teste F ao nível de 5% de probabilidade. Quando observada significância entre os efeitos, as médias foram analisadas pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade. As análises foram realizadas com os Softwares Excel e R (R Development Core Team, 2020).

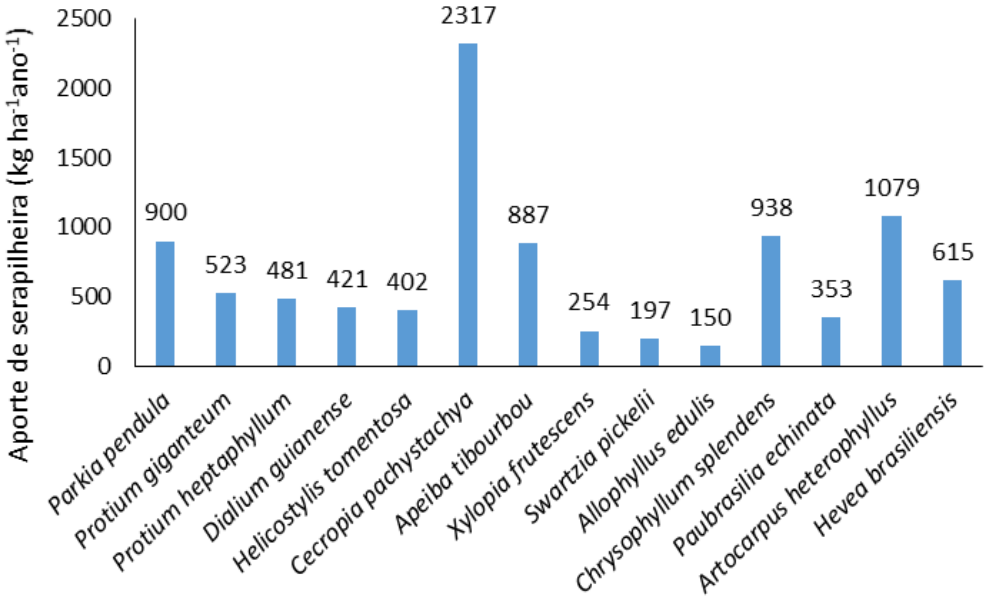
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 APORTE DE SERAPILHEIRA

A biomassa foliar aportada via serapilheira pelas 14 espécies variou durante os quatro períodos estudados e entre as espécies, mas ocorrendo de forma constante durante o ano para a maioria delas. A única excessão encontrada foi para *Allophylus edulis* que não aportou durante o período II. Os dados encontrados demonstram uma renovação foliar constante para as espécies, contribuindo com incorporação constante de serapilheira foliar e consequente melhoria da fertilidade do solo no ambiente de Floresta Tropical Úmida estudado.

As espécies contribuíram com o aporte de 9.446,97 kg $ha^{-1}ano^{-1}$ de biomassa foliar no fragmento de Floresta Tropical Úmida (Figura 3), maior que o valor encontrado por Lima *et al.* (2019) para outro fragmento florestal na mesma região (8.261,15 kg $ha^{-1}ano^{-1}$).

Figura 3. Aporte de serrapilheira de 14 espécies florestais em ordem decrescente por grupo das espécies de maior (5) e menor densidade absoluta (5), ameaçadas de extinção (2) e exóticas invasoras (2) durante um ano em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.



A maior responsável por este aporte foi *Cecropia pachystachia*, com deposição de 2.316,69 kg $ha^{-1}ano^{-1}$, seguida pela espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* com 1.078,90 kg $ha^{-1}ano^{-1}$ e *Chrysophyllum splendens*, com 937,50 kg $ha^{-1}ano^{-1}$, enquanto com menor aporte *Allophyllus edulis*, com 149,50 kg $ha^{-1}ano^{-1}$.

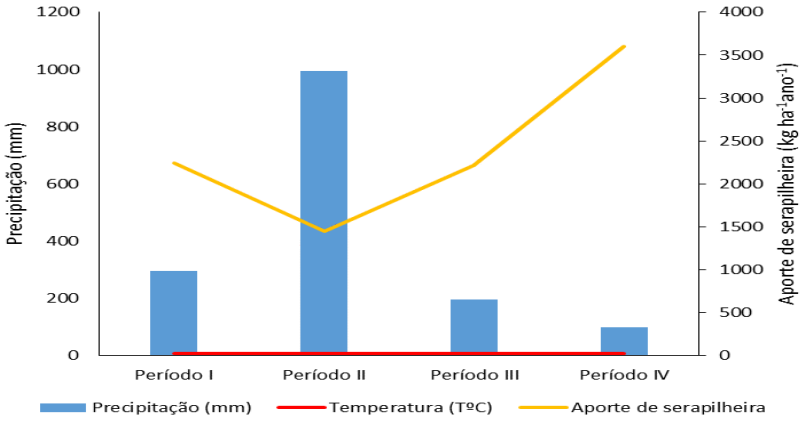
Importante mencionar que *A. heterophyllus* é uma espécie que comprovadamente apresenta alelopatia e esse aporte de serapilheira pode trazer vantagens na relação com outras espécies, causando exclusão competitiva e, consequentemente, redução da biodiversidade local (Barbosa, 2016).

De acordo com cálculos realizados, o grupo de espécies que ocorrem em baixa densidade no fragmento florestal foi o que mais contribuiu com o aporte de serapilheira (3.804,24 kg $ha^{-1}ano^{-1}$), enquanto o grupo das espécies que ocorrem em alta densidade de ocupação contribuiu com o aporte de 2.728,11 kg $ha^{-1}ano^{-1}$ (Figura 3). Contudo, a variação entre espécies do grupo de alta densidade foi menor que no grupo de baixa densidade, onde apenas duas espécies tiveram destaque: *Cecropia pachystachia* (2317 kg ha^{-1} $ano^{-}1$) e *Apeiba tibourbou* (887,40 kg ha^{-1} ano^{-1}). Apesar dos resultados obtidos mostrando grande importância de espécies que ocorrem com poucos indivíduos por hectare, houve influência do tamanho e peso das folhas das duas espécies, sendo as maiores entre as estudadas.

Entre as espécies exóticas invasoras e as ameaçadas, as exóticas invasoras contribuíram com um aporte de 1693,98 kg ha^{-1} ano^{-1}, enquanto as ameaçadas de extinção com 1.290,25 kg ha^{-1} ano^{-1} (Figura 3).

Durante os períodos de coleta da serrapilheira (janeiro a dezembro) as médias de temperatura e o acumulado de precipitação ocorreram seguindo padrão dos últimos 10 anos (Figuras 2 e 4). A temperatura média variou pouco no período estudado (25,85 ºC a 28,26 ºC), porém o acumulado de precipitação oscilou de 98,5 mm no período mais seco (Período IV) a 993,2 mm no Período II mais úmido (Figura 4).

Figura 4. Variação do aporte de serapilheira e dados de temperatura média e acumulado de precipitação no período de janeiro a dezembro de 2020 em Recife, Pernambuco, Brasil.
Fonte: APAC (Agência Pernambucana de Águas e Clima).



Mesmo sendo o período II o que contemplou maior número de meses (4 meses: abril, maio, junho e julho), diante do maior acúmulo de precipitação, foi o período de menor aporte de serapilheira (1.449,93 kg ha^{-1}). Já o período IV, o que contemplou menor número de meses (apenas novembro e dezembro), diante da menor precipitação foi o período de maior acúmulo de serapilheira entre os estudados (3.605,50 kg ha^{-1}).

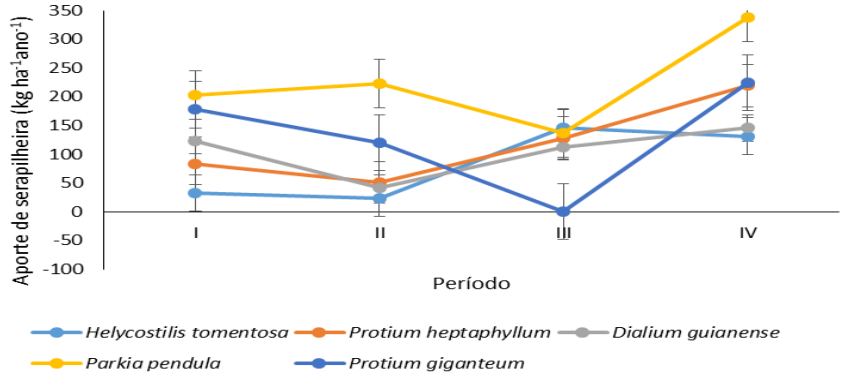
A partir desses resultados, pode-se constatar que o acumulado de precipitação é o fator mais importante para a realização do comparativo de aporte de serapilheira, não sendo necessário realização de coletas mensais, como ocorre na maioria dos estudos. A realização de coletas mensais em estudo deste tipo, com separação de material vegetal por espécies traria um aumento de esforço desnecessário na separação de material e no aumento do número de amostras para análise laboratorial que não demonstrariam qualquer efeito significativo aos resultados encontrados.

Outros estudos também demonstram que o maior aporte de serapilheira ocorre no período seco, tanto na Floresta Tropical Úmida, quanto na Floresta Tropical Seca (Holanda *et al*., 2017; Aquino *et al*., 2017, Lima *et al*., 2015). De acordo com Schumacher *et al*. (2018), a diversidade da flora encontrada nas florestas tropicais, aliado a ausência de extremos climáticos possibilita a produção de serapilheira de forma constante e ainda mais intensa no período seco, antes das plantas retomarem seu crescimento vegetativo.

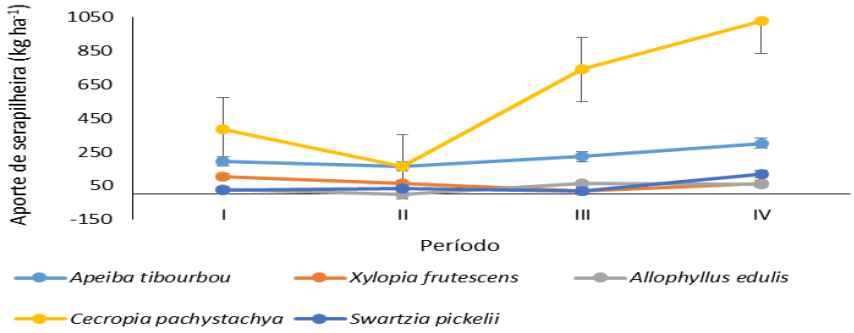
Além das questões climáticas, em especial a precipitação, é importante conhecer sobre a fenologia das espécies. Esse conhecimento ajuda a entender seu comportamento com relação às fenofases de brotação e queda foliar, principalmente considerando a diversidade de espécies utilizadas nesses estudos.

Entre as espécies de maior densidade absoluta (Figura 5A), apenas *Helycostylis tomentosa* não apresentou maior aporte no período IV, porém, a diferença foi pequena para o período III (maior aporte para a espécie). A maior variação na deposição de serapilheira ocorreu para *Protium giganteum*, que não foi verificado aporte nos coletores para o período III. Neste grupo, *Parkia pendula* foi quem mais contribuiu no aporte de biomassa foliar na serapilheira. Essa espécie apresenta copa ampla e no período de floração costuma perder toda a folhagem.

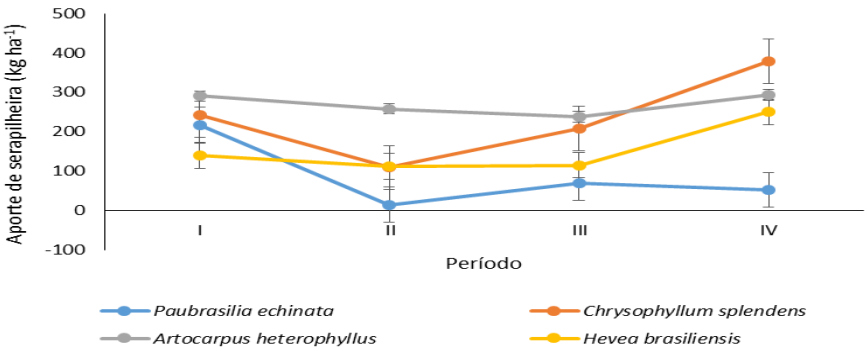
Figura 5. Aporte de serapilheira de espécies de alta densidade absoluta (A), baixa densidade absoluta (B), grupo de ameaçadas de extinção e exóticas invasoras (C) por período, de acordo com precipitação em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.



A



B



C

Para as espécies do grupo de baixa densidade foi verificada menor variação entre os períodos de coleta para a maioria das espécies (Figura 5B). Contudo, *Cecropia pachystachia e Apeiba tibourbou* se destacaram por altos aportes e *Xylopia frutescens* apresentou maior aporte no período I, com o início de aumento na precipitação

Para o grupo com espécies ameaçadas de extinção e exóticas invasoras, *Artocarpus heterophyllus* manteve constância e alto aporte de serapilheira foliar durante todo o período

avaliado e *Paubrasilia echinata* teve sua maior contribuição no aporte durante o período I, quando costuma apresentar intensa floração (Figura 5C).

Os teores dos nutrientes nas folhas do material vegetal aportado na serapilheira também apresentaram diferença entre espécies para os períodos e a ordem decrescente de teor encontrada foi: Ca>N>Mg>K>P (Tabela 2). Foi observada redução no teor de nutrientes em comparação as folhas verdes (Tabela 4/Capítulo 2). Também ocorreu uma inversão entre os dois primeiros nutrientes, sendo nas folhas verdes o maior teor em N (Tabela 4/Capítulo 2), enquanto nas folhas senescentes passou a ser Ca (Tabela 2). Isso se explica diante da mobilidade de N, em comparação ao Ca que faz parte da estrutura celular das plantas, sendo um dos últimos nutrientes liberados no processo de decomposição (Godinho *et al*., 2014).

De forma geral, as maiores concentrações de nutrientes na serapilheira depositada foram encontradas nos períodos de menor precipitação, já as menores concentrações no período de maior precipitação (Figura 4 e Tabela 2). É comum encontrar resultados deste tipo, indicando que a sazonalidade influencia diretamente no retorno de nutrientes ao solo por meio da serrapilheira depositada, principalmente para os nutrientes com alta mobilidade (Rebêlo *et al.*, 2021).

Os maiores teores de N na serapilheira foram encontrados em *Hevea brasiliensis*, seguida por espécies da família Fabaceae (*Paubrasilia echinata e Dialium guianens*e) (Tabela 2). Espécies de Fabaceae apresentam simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico (Schumacher *et al*., 2018), o que explica os resultados encontrados.

As concentrações de P na serapilheira foram maiores nas espécies *Paubrasilia echinata, Hevea brasiliensis,* e *Dialium guianense* (Tabela 2). Essa alta concentração de P, nutriente considerado limitante em uma espécie ameaçada de extinção e ao mesmo tempo em espécie exótica invasora para o Nordeste do Brasil, pode demonstrar competição entre elas. Essa limitação pode ser responsável por *P. echinata* que antes era tão abundante nas matas de Floresta Tropical Úmida, hoje apresentar populações reduzidas, como a encontrada nesse estudo, com apenas 1 ind ha^{-1} (Tabela 1/Capítulo 1).

Os teores de K na serapilheira depositada foram maiores para *Paubrasilia echinata*, *Apeiba tibourbou* e *Chrysophyllum splendens*, enquanto os menores para *Protium heptaphyllum* e *Parkia pendula* (Tabela 2).

Tabela 2. Teor de N, P, K, Ca e Mg de 14 espécies florestais de alta densidade absoluta, baixa densidade absoluta, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras em quatro períodos de coleta de serapilheira (1, 2, 3, e 4) em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.

Espécie	N1	N2	N3	N4	P1	P2	P3	P4	K1	K2	K3	K4	Ca1	Ca2	Ca3	Ca4	Mg1	Mg2	Mg3	Mg4
											g kg^{-1}									
Helicostylis tomentosa	10,61g	8,55f	10,91f	11,72j	0,49f	0,41e	0,54f	0,55d	2,31d	1,57d	2,80c	3,09d	25,15c	24,35c	26,23b	26,03b	3,75f	3,06e	3,45	3,59d
Protium heptaphyllum	12,66f	10,97e	13,33d	13,69h	0,49f	0,44d	0,55f	0,56d	1,08e	0,73	1,12f	0,99g	18,05g	17,62f	17,97f	19,88c	4,45e	4,44d	4,65e	5,20c
Dialium guianense	17,01b	15,40b	16,94b	19,61c	1,01b	0,80c	0,89c	0,98b	2,51d	1,68d	2,47d	3,02d	20,44f	17,24f	20,40e	20,77c	3,42f	3,17e	3,45f	3,30d
Parkia pendula	14,41d	12,59d	15,34c	16,27d	0,63e	0,50d	0,52f	0,73c	1,24e	0,87e	1,32f	1,62f	14,07h	12,40g	14,07g	14,28d	5,65d	5,53c	7,15a	6,13c
Protium giganteum	11,90f	10,79e	0,00g	12,23j	0,63e	0,52d	0,00h	0,62d	2,94d	1,77d	0,00g	3,27d	20,90f	20,34e	0,00h	12,03d	5,62d	6,43b	0,00g	5,76c
Média	**13,32**	**11,66**	**11,30**	**14,70**	**0,65**	**0,53**	**0,50**	**0,69**	**2,02**	**1,32**	**1,54**	**2,40**	**19,72**	**18,39**	**15,73**	**18,60**	**4,58**	**4,53**	**3,74**	**4,80**
Apeiba tibourbou	13,74e	12,59d	13,85d	15,78e	0,88c	0,73c	0,96b	1,00b	4,21b	3,38b	3,57b	4,84b	25,25c	23,48d	24,20c	25,19b	6,85b	5,63c	6,87a	6,62b
Xylopia frutescens	14,76d	10,97e	13,36d	15,28f	0,58f	0,50d	0,63e	0,91b	3,33c	2,12c	3,38b	3,30d	26,72b	23,57d	23,87c	25,84b	5,78d	5,36c	6,50b	5,91
Allophyllus edulis	12,55f	0,00g	10,98f	12,86i	0,75d	0,00f	0,70e	0,77c	2,61c	0,00f	2,02e	2,59d	23,80d	0,00h	22,93	25,18b	6,30c	0,00f	5,88c	5,99
Cecropia pachystachya	15,94c	13,39c	14,78c	15,55e	0,55f	0,32e	0,42g	0,45e	1,32e	1,23e	1,46f	2,17e	29,52a	28,67a	30,28a	30,75a	8,22a	6,12b	7,15a	7,73a
Swartzia pickelii	14,83d	11,02e	13,40d	16,35d	0,94c	0,76c	0,89c	1,00b	2,47c	2,02c	3,07c	3,25d	22,22e	22,94d	23,00d	23,31b	5,70d	5,53	5,53d	5,78c
Média	**14,36**	**9,59**	**13,27**	**15,16**	**0,74**	**0,46**	**0,72**	**0,83**	**2,79**	**1,75**	**2,70**	**3,23**	**25,50**	**19,73**	**24,85**	**26,05**	**6,57**	**4,53**	**6,39**	**6,40**
Paubrasilia echinata	20,27a	16,10b	17,33b	20,72b	1,34a	1,11a	1,26a	1,46a	5,28a	4,29a	5,65a	6,30a	28,90a	26,89b	27,01b	28,91a	5,41d	5,48c	6,34b	6,04c
Chrysophyllum splendens	12,50f	10,80	12,16e	14,58g	0,77d	0,73c	0,75d	0,83c	4,18b	3,02b	3,09c	4,27c	29,37a	27,57b	29,05a	31,95a	6,43c	5,83c	6,14c	6,73b
Média	**16,38**	**13,45**	**14,75**	**17,65**	**1,05**	**0,92**	**1,00**	**1,14**	**4,73**	**3,66**	**4,37**	**5,29**	**29,13**	**27,23**	**28,03**	**30,43**	**5,92**	**5,66**	**6,24**	**6,38**
Artocarpus heterophyllus	14,94d	10,91e	13,12d	13,22i	0,50f	0,38e	0,46g	0,50e	3,46c	2,39c	3,14c	3,62d	27,74b	26,69b	29,22a	30,06a	7,39b	7,43a	7,54a	8,30a
Hevea brasiliensis	19,89a	18,03a	20,53a	22,61a	1,06b	0,97b	1,01b	1,08b	3,05d	1,82d	2,56	3,46d	23,52d	25,49c	25,03c	26,30a	5,56d	4,81d	5,40d	6,28b
Média	**17,41**	**14,47**	**16,82**	**17,91**	**0,78**	**0,67**	**0,74**	**0,79**	**3,25**	**2,10**	**2,85**	**3,54**	**25,63**	**26,09**	**27,13**	**28,18**	**6,47**	**6,12**	**6,47**	**7,29**

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas colunas não diferem pelo teste de scott knot ($p<0,05$).

As maiores concentrações de Ca na serapilheira depositada foram encontradas em *Cecropia pachystachya, Chrysophyllum splendens, Artocarpus heterophyllus* e *Paubrasilia echinata,* enquanto as menores em *Parkia pendula* e *Protium giganteum* (Tabela 2). O Ca foi encontrado em maior teor dentre os nutrientes devido a fazer parte da estrutura celular das plantas, tendo baixa mobilidade e sendo inclusive, um dos últimos liberados pela decomposição da serrapilheira (Godinho *et al*, 2014).

Para teor de Mg na serapilheira depositada, as espécies com maiores concentrações foram *Cecropia pachystachya* e *Artocarpus heterophyllus,* enquanto os menores foram nas espécies *Dialium guianense* e *Helycostylis tomentosa* (Tabela 2).

O aporte nutricional advindo da serrapilheira foliar das 14 espécies, ocorreu na ordem Ca>N>Mg>K>P (Tabela 3), mesmo comportamento dos dados de teores, entretanto, nesse caso, influenciados, principalmente, pela contribuição da massa seca do material depositado por espécie.

As 14 espécies estudadas foram responsáveis pelo aporte de 351,77 kg ha^{-1} ano^{-1} de Ca, 193,47 kg ha^{-1} ano^{-1} de N, 85,31 kg ha^{-1} ano^{-1} de Mg, 31,01 kg ha^{-1} ano^{-1} de K e 8 kg $ha^{-1}ano^{-1}$ de P (Tabela 3).

Com relação a contribuição por espécie, as de menor densidade absoluta apresentaram maiores aportes. *Cecropia pachystachia* e *Apeiba tibourbou,* espécies que apresentam folhas grandes em comparação às demais, se destacaram na deposição dos nutrientes via serapilheira (Tabela 3). Apesar da importância demonstrada pela contribuição dessas espécies na nutrição florestal do fragmento de Floresta Tropical Úmida estudado, vale destacar que elas são pioneiras e ocorrem normalmente em áreas de borda e clareiras, fato que demonstra que essa contribuição na fertilidade do solo se dará em áreas limitadas. Além disso, elas têm o ciclo de vida curto, sendo eliminadas a partir do sombreamento de outras espécies que surgem no processo de sucessão florestal.

Por outro lado, esses dados relativos a *C. pachystachya* demonstraram a importância da espécie em capturar nutrientes e disponibilizá-los no solo por deposição de serrapilheira foliar, disponibilizando para outras espécies no processo de sucessão florestal. *Apeiba tibourbou* também é uma espécie indicada em projetos de recuperação de áreas degradadas, porque se adapta bem a locais com condições extremas, se desenvolvendo bem e mantendo altos índices de sobrevivência (Viana *et al*., 2019).

Tabela 3. Aporte de N, P, K, Ca e Mg (kg $ha^{-1}ano^{-1}$) de 14 espécies florestais de alta densidade absoluta, baixa densidade absoluta, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras em quatro períodos de coleta de serapilheira (1, 2, 3, e 4) em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE

	N1	**N2**	**N3**	**N4**	**∑**	**P1**	**P2**	**P3**	**P4**	**∑**	**K1**	**K2**	**K3**	**K4**	**∑**	**Ca1**	**Ca2**	**Ca3**	**Ca4**	**∑**	**Mg1**	**Mg2**	**Mg3**	**Mg4**	**∑**
Helicostylis tomentosa	0,34f	0,79c	1,59c	1,53d	**4,26**	0,02g	0,04d	0,08	0,07c	**0,20**	0,07e	0,15c	0,41d	0,41	**1,04**	1,08e	3,19c	4,48c	4,11b	**12,86**	0,19g	0,63c	0,81c	0,71c	**2,34**
Protium heptaphyllum	1,05e	0,55c	1,71c	3,01c	**6,33**	0,04f	0,02d	0,07c	0,12c	**0,26**	0,09e	0,04d	0,14e	0,21d	**0,48**	1,76e	0,87c	2,19c	4,87b	**9,69**	0,39f	0,24c	0,60c	1,14c	**2,37**
Dialium guianense	2,47d	1,73b	0,70c	2,40c	**7,31**	0,15d	0,09c	0,04d	0,12c	**0,40**	0,36d	0,19c	0,10e	0,37d	**1,02**	2,93d	1,93c	1,01c	2,61c	**8,48**	0,75e	0,63c	0,22c	0,71c	**2,32**
Parkia pendula	2,88c	2,81b	2,10c	5,49b	**13,28**	0,11e	0,11c	0,07c	0,25b	**0,54**	0,25d	0,20c	0,18e	0,54d	**1,17**	2,75d	3,17c	1,95c	6,12b	**13,99**	1,14d	1,24b	0,98c	2,07b	**5,42**
Protium giganteum	2,12d	1,30c	0,00c	2,75c	**6,18**	0,11e	0,06c	0,00d	0,13c	**0,31**	0,52c	0,21c	0,00e	0,74c	**1,47**	3,71d	2,46c	0,00c	4,39b	**10,56**	1,00d	0,78c	0,00c	1,31b	**3,08**
∑	**8,87**	**7,20**	**6,09**	**15,19**	**37,34**	**0,43**	**0,32**	**0,26**	**0,69**	**1,70**	**1,30**	**0,77**	**0,83**	**2,26**	**5,17**	**12,24**	**11,61**	**9,63**	**22,10**	**55,57**	**3,47**	**3,51**	**2,61**	**5,94**	**15,53**
Apeiba tibourbou	2,93c	3,05b	7,40b	3,87b	**17,24**	0,19c	0,18b	0,51b	0,24b	**1,12**	0,90b	0,82b	1,89b	1,19c	**4,80**	6,89b	7,76b	13,61b	5,98b	**34,23**	1,44c	1,36b	3,67b	1,59b	**8,06**
Xylopia frutescens	1,56e	0,72c	0,23c	0,99d	**3,49**	0,06f	0,03d	0,01d	0,06c	**0,16**	0,35d	0,14c	0,06e	0,22d	**0,76**	2,91d	1,61c	0,37c	1,85c	**6,73**	0,61e	0,36c	0,11c	0,38c	**1,46**
Allophyllus edulis	0,36f	0,00c	0,77c	0,76d	**1,89**	0,02g	0,00d	0,04d	0,05c	**0,11**	0,07e	0,00d	0,13e	0,19d	**0,39**	0,68e	0,00c	1,12c	1,84c	**3,64**	0,18g	0,00c	0,39c	0,44c	**1,00**
Cecropia pachystachya	20,82a	12,40a	31,60a	19,65a	**84,47**	0,72a	0,26a	0,88a	0,57a	**2,43**	1,72a	1,00a	3,06a	2,75a	**8,53**	34,64a	27,08a	74,71a	40,0a	**176,42**	10,74a	4,96a	15,44	9,77a	**40,90**
Swartzia pickelii	0,41f	0,33c	0,26c	1,94d	**2,95**	0,02g	0,02d	0,02d	0,11c	**0,17**	0,06e	0,06d	0,06e	0,39d	**0,57**	0,57e	0,96c	0,56c	2,65c	**4,75**	0,14g	0,17c	0,11c	0,69c	**1,10**
∑	**26,07**	**16,49**	**40,26**	**27,21**	**110,03**	**1,01**	**0,49**	**1,47**	**1,03**	**4,00**	**3,11**	**2,01**	**5,20**	**4,73**	**15,05**	**45,67**	**37,40**	**90,36**	**52,33**	**225,76**	**13,11**	**6,84**	**19,72**	**12,86**	**52,53**
Paubrasilia echinata	4,39b	0,23c	1,21c	1,08d	**6,91**	0,29b	0,02d	0,09d	0,08c	**0,47**	1,15b	0,06d	0,39d	0,33d	**1,93**	5,42c	0,46c	1,63c	1,40c	**8,91**	1,18d	0,08c	0,44c	0,31c	**2,01**
Chrysophyllum splendens	3,02c	1,19	2,54c	5,54b	**12,28**	0,19c	0,08c	0,15c	0,27b	**0,69**	1,02b	0,34c	0,64c	1,60b	**3,59**	5,36c	3,02c	4,03c	6,34b	**18,75**	1,49c	0,58c	1,24c	2,18b	**5,49**
∑	**7,41**	**1,42**	**3,75**	**6,62**	**19,19**	**0,48**	**0,10**	**0,24**	**0,34**	**1,16**	**2,16**	**0,40**	**1,03**	**1,92**	**5,52**	**10,78**	**3,47**	**5,66**	**7,75**	**27,66**	**2,67**	**0,66**	**1,68**	**2,49**	**7,49**
Artocarpus heterophyllus	4,35b	3,21b	3,11c	3,42c	**14,10**	0,14d	0,11c	0,11c	0,13c	**0,49**	1,01b	0,70b	0,74c	0,95c	**3,40**	7,61b	7,80b	6,05c	6,92b	**28,38**	1,69b	1,39b	1,38c	1,56b	**6,02**
Hevea brasiliensis	2,75c	2,05b	2,34c	5,67b	**12,81**	0,15d	0,11c	0,12c	0,26b	**0,64**	0,43c	0,22c	0,29e	0,93c	**1,87**	3,00d	2,92c	2,36c	6,12b	**14,40**	0,77e	0,55c	0,62c	1,79b	**3,73**
∑	**7,10**	**5,26**	**5,46**	**9,08**	**26,90**	**0,29**	**0,22**	**0,23**	**0,40**	**1,13**	**1,43**	**0,92**	**1,03**	**1,88**	**5,27**	**10,61**	**10,71**	**8,42**	**13,04**	**42,78**	**2,47**	**1,94**	**1,99**	**3,36**	**9,76**
TOTAL	49,45	30,37	55,56	58,10	**193,47**	2,21	1,13	2,19	2,47	**8,00**	8,01	4,11	8,09	10,80	**31,01**	**79,29**	63,20	114,06	95,21	**351,77**	21,71	12,95	26,00	24,64	**85,31**

O aporte nutricional advindo da serapilheira foliar das 14 espécies, ocorreu na ordem Ca>N>Mg>K>P, mesma ordem do teor, entretanto, aqui influenciados principalmente pela contribuição do peso do material depositado por espécie. Comparado ao teor encontrado na copa das árvores houve redução dos teores nutricionais, diante da translocação de nutrientes para folhas jovens e outras partes das plantas. Essa redução foi de 45,13% para N, 45,80% para P, 36,30% para K, 7,08% para Ca e 29,36% para Mg.

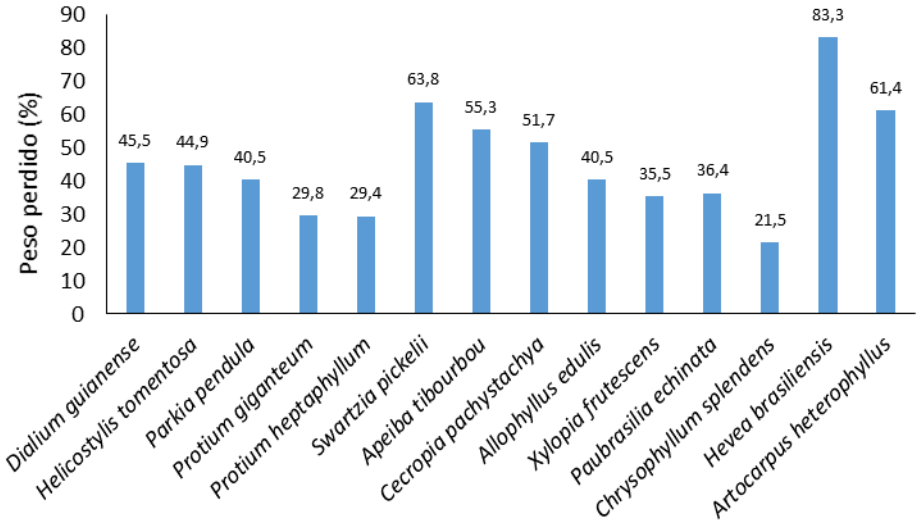
As espécies ameaçadas e exóticas invasoras também apresentaram contribuições importantes no aporte de nutrientes via serapilheira, em especial para P e K, onde excetuando as espécies de baixa densidade citadas anteriormente, figuram com os maiores aportes desses nutrientes. Aparentemente tanto as ameaçadas quanto as invasoras, tem dividido papel de repor esses nutrientes no solo e isso pode estar causando a exclusão competitiva, dificultando a coexistência por sobreposição de nicho.

Apesar da metodologia utilizada ter trazido resultados importantes e demonstrado dados consistentes de teor nutricional por espécie, para cálculos de estoque de nutrientes, a metodologia utilizada de forma geral para serapilheira pode estar superestimando dados de espécies que ocorrem em baixa densidade. Desta forma, sugere-se para cálculos de estoque de serapilheira por espécie, fazer relação entre peso aportado na área do coletor (1 m^2) com o estimado para a área de projeção horizontal de copa da espécie. Para estimativa da área de copa, propõe-se coletar com uso de trena, quatro raios a partir do tronco até o limite de projeção horizontal da copa, considerando os quatro pontos cardeais. Em seguida, calculado a área de copa e relacionado o peso aportado nessa área por regra de três, e por fim, multiplicado pela densidade absoluta (número de indivíduos por espécie).

3.2 DECOMPOSIÇÃO

As espécies apresentaram diferença na perda de massa foliar após 365 dias em processo de decomposição em bolsas de litter bag. No gráfico (Figura 6) são apresentados os dados de forma decrescente para cada grupo de espécies (Alta e baixa densidade absoluta, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras). As que mais perderam massa foram *Hevea brasiliensis* (83,3%), seguida por *Swartzia pickelii* (63,8%) e *Artocarpus heterophyllus* (61,4%). Já as que apresentaram maior resistência à decomposição e permaneceram com maiores massas remanescentes foram *Chrysophyllum splendens* (21,5%), *Protium heptaphyllum* (29,4%) e *Protium giganteum* (29,8%).

Figura 6. Perda de massa de 14 espécies florestais em ordem decrescente por grupo das espécies de maior (5) e menor densidade absoluta (5), ameaçadas de extinção (2) e exóticas invasoras (2) durante um ano em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.



A identidade da espécie é o fator mais importante na decomposição da serapilheira, tanto de forma direta quanto indireta, por influenciar no pH do solo, umidade e fauna microbiana (PENG *et al*, 2022). De acordo com Cassart *et al*. (2020), analisando estágios iniciais de decomposição de serapilheira de diferentes espécies sugerem que cada uma tem sua própria comunidade de decompositores especialistas, o que pode ser um dos fatores que proporcionam essa diferença.

Dentre as espécies de maior densidade absoluta a perda de massa variou de 29,4% (*Protium heptaphyllum*) a 45,5% (*Dialium guianense*). Entre as de menor densidade a variação foi de 35,5% (*Xylopia frutescens*) a 63,8% (*Swartzia pickelii*). Para ameaçadas de extinção, 21,5% (*Chrysophyllum splendens*) e 36,4% (*Paubrasilia echinata*) e as exóticas invasoras, 61,4% (*Artocarpus heterophyllus*) e 83,3% (*Hevea brasiliensis*) (Figura 6).

As taxas e os tempos de decomposição das espécies variaram entre espécies e entre grupos de espécies (maior e menor densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras) (Tabela 4).

Tabela 4 – Taxa de decomposição (k), tempo de meia vida (t50%), tempo de decomposição de 95% da massa (t95%), Fibras em Detergente Neutro (FDN), Fibras em Detergente Líquido (FDA) e lignina de espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e invasoras no fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.

Espécie	**k** **(mg g^{-1} dia^{-1})**	**$t_{50\%}$** **(dia)**	**$t_{95\%}$** **(ano)**	**FDN (%)**	**FDA (%)**	**Lignina (%)**
Dialium guianense	10,05 ± 0,27	69 ± 2	0,82 ± 0,02	48,94	27,28	1,46
Parkia pendula	6,67 ± 0,45	104 ± 7	1,24 ± 0,08	55,24	37,06	12,91
Protium giganteum	5,42 ± 0,21	128 ± 5	1,52 ± 0,06	51,40	30,73	14,07
Helicostylis tomentosa	4,84 ± 0,16	143 ± 5	1,70 ± 0,06	54,31	33,79	4,90
Protium heptaphyllum	4,53 ± 0,29	154 ± 10	1,82 ± 0,11	53,25	35,83	11,56
Média	**6,30**	**120**	**1,42**	**52,63**	**32,94**	**8,98**
Cecropia pachystachya	8,43 ± 0,15	82 ± 2	0,98 ± 0,02	57,33	31,48	1,85
Swartzia pickelii	7,55 ± 0,41	92 ± 5	1,09 ± 0,06	46,99	22,19	7,42
Apeiba tibourbou	7,24 ± 0,33	96 ± 4	1,14 ± 0,05	50,91	26,33	3,6
Allophyllus edulis	5,53 ± 0,25	126 ± 6	1,49 ± 0,07	51,23	31,43	4,76
Xylopia frutescens	5,40 ± 0,13	129 ± 3	1,52 ± 0,04	51,81	33,53	3,58
Média	**6,43**	**111**	**1,31**	**50,23**	**28,37**	**4,84**
Paubrasilia echinata	5,90 ± 0,10	117 ± 2	1,39 ± 0,02	49,17	29,41	4,3
Chrysophyllum splendens	3,79 ± 0,05	183 ± 2	2,17 ± 0,03	52,4	39,92	17,86
Média	**4,84**	**150**	**1,78**	**50,78**	**34,66**	**11,08**
Hevea brasiliensis	13,56 ± 0,12	51 ± 0	0,61 ± 0,01	47,15	26,77	1,88
Artocarpus heterophyllus	9,97 ± 0,09	69 ± 1	0,82 ± 0,01	48,17	25,88	5,10
Média	**11,76**	**60**	**0,71**	**47,66**	**26,32**	**3,49**

A taxa de decomposição variou de 3,79 a 13,56 mg g^{-1} dia^{-1} e o tempo de decomposição de 50% do material vegetal de 51 a 183 dias (Tabela 4). O tempo de decomposição de 95% do material vegetal oscilou de 0,61 a 2,17 anos.

Grugiki *et al*. (2017) encontraram resultados diferentes para decomposição de serrapilheira de *Hevea brasiliensis*, com taxa de decomposição de 0,0013 g g^{-1} dia^{-1}, isto é, 1,3 mg g^{-1} dia^{-1}, enquanto neste estudo a taxa de decomposição foi de 13,56 mg mg^{-1} dia^{-1}. Porém, o estudo de Grugiki *et al.* (2017) foi realizado no sul do Espírito Santo, em plantio homogêneo de amplo espaçamento e condições climáticas diferentes, com período de inverno seco e de baixas temperaturas, ao contrário da área em que esse estudo foi realizado.

Os resultados encontrados na decomposição da biomassa foliar demonstraram relação direta com teores percentuais de FDN, FDA e lignina (Tabela 4). As espécies que tiveram a decomposição mais acelerada como *H. brasiliensis* apresentaram baixos teores de fibras e lignina em relação às demais. As espécies que tiveram o processo de decomposição da biomassa foliar mais lenta, como o *C. splendens*, apresentaram altos teores de fibras e lignina.

De acordo com Powers *et al.* (2009), o k médio em áreas de Floresta Tropical Úmida é de 3,08 anos e 95% do material decomposto em um ano. Os autores relatam ainda que os resultados da decomposição podem ser duas vezes mais rápidos quando utilizada malha de nylon mais grossa, que permita interação com a mesofauna. Assim, caso essa tivesse sido a escolha, os resultados de decomposição poderiam ter sido ainda mais rápidos.

Para Cassart *et al*. (2020), espécies que tenham altos teores de nutrientes costumam ter altas taxas de decomposição da serapilheira, principalmente na fase inicial, enquanto compostos recalcitrantes como a lignina influenciam a fase posterior quando a decomposição passa a ser mais lenta. Nesse contexto, os resultados encontrados condizem com o que relatam os pesquisadores, já que a decomposição da biomassa foliar demonstra relação direta com teores percentuais de nutrientes e as espécies que apresentaram decomposição mais lenta apresentaram altos teores de FDN, FDA e lignina. As espécies que tiveram a decomposição mais acelerada como *H. brasiliensis* apresentaram altos teores nutricionais e baixos teores de fibras e lignina em relação às demais. Já espécies que tiveram o processo de decomposição da biomassa foliar mais lenta, como o *C. splendens*, apresentaram altos teores de fibras e lignina.

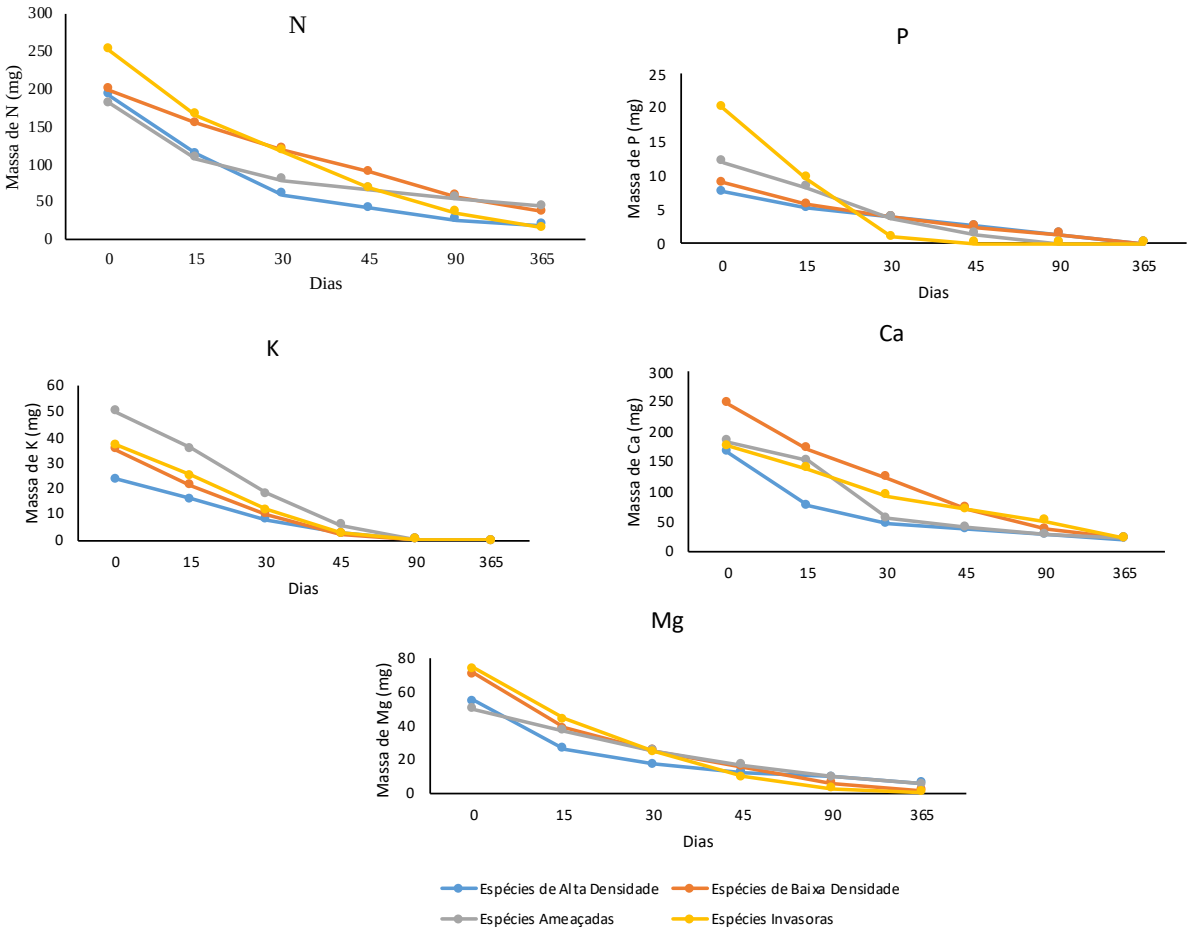
Dentro dos grupos de espécies estudados, a maior variação ocorreu entre as de maior densidade de ocorrência, de 4,53 mg g^{-1} dia^{-1} (*Protium heptaphyllum*) a 10,05 mg g^{-1} dia^{-1} (*Dialium guianense*) (Tabela 4). Neste caso, também foi encontrado alto teor de lignina na espécie com decomposição mais lenta. Neste mesmo grupo, chama atenção os resultados de

decomposição de *Helycostylis tomentosa*, que apresenta teores de fibras e lignina muito próximos à invasora *Artocarpus heterophyllus*, ambas da família Moraceae, mas com decomposição duas vezes maior das folhas da exótica. Isso levanta a dúvida de que a invasora pode estar se tornando preferencial à microrganismos decompositores que teriam atuação na nativa.

O processo de liberação de nutrientes do material vegetal das 14 espécies avaliadas distribuídas pelos grupos de alta e baixa densidade, amaeaçadas de extinção e exóticas invasoras seguiu modelo exponencial, sendo mais intenso e com maior variação nos primeiros 30-45 dias, tornando-se mais lento e com menores diferenças entre esse período até 365 dias (Figura 7). Outros estudos também costumam encontrar resultados deste tipo para a perda de massa de espécies florestais e enfatizam que a rápida liberação de nutrientes pode limitar sua atuação na fertilidade do solo a longo prazo (Akoto *et al*., 2022).

O grupo de espécies de alta densidade, independente dos nutrientes, apresentou uma liberação menor, quando comparado aos demais grupos. As espécies desse grupo já iniciam o processo de decomposição/liberação de nutrientes apresentando uma massa menor de nutrientes, com exceção de N e Mg (Figura 7). Ao longo do período de decomposição, a liberação de nutrientes desse grupo continua lento, corroborando com os elevados teores de lignina das espécies do grupo, com exceção de *H. tomentosa* (Tabela 4). Portanto, esse é o grupo de espécies responsáveis pela sustentabilidade do fragmento, diante da quantidade de aporte (Tabela 3), mas realizado de maneira mais lenta (Tabela 4 e Figura 7), mantendo a ciclagem de nutrientes do fragmento mais duradoura e permanente.

Figura 7. Liberação de N, P, K, Ca e Mg por grupo das espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras durante um ano em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.



O grupo de espécies exóticas invasoras apresentou, principalmente para N, P e Mg uma liberação muito rápida desses nutrientes, destacando-se a liberação de P, que aos 30 dias já estava totalmente liberado (Figura 7). Essa é uma contribuição importante, porque o P tem uma participação efetiva na construção do sistema radicular das plantas, assim essa rápida liberação permite uma evolução rápida dos regenerantes do fragmento.

O grupo de espécies de baixa densidade absoluta e o grupo das ameaçadas de extinção mantiveram a liberação de Ca e K de forma mais lenta e sustentável, respectivamente. De forma geral, percebe-se uma divisão de tarefas dos grupos de espécies, de forma a manter a nutrição do fragmento de maneira ordenada, para que a ciclagem de nutrientes possa ser mais sustentável e duradoura. Importante destacar que essas espécies estão em solo de fertilidade natural pobre, além de uma condição climática com elevadas precipitações, que pode causar intensa lixiviação, tornando o ambiente ainda mais pobre nutricionalmente. Portanto, quanto

mais lento o processo de liberação de nutrientes da serapilheira, mais sustentável será a fertilidade do solo no fragmento, já que assim as espécies vão absorvendo de forma gradativa, reduzindo ainda a perda por lixiviação.

Com relação a massa remanescente de N, dentre as de maior densidade absoluta, *H. tomentosa* e *P. giganteum* continuaram retendo cerca de 29,04% e 19% respectivamente ao fim dos 365 dias, enquanto as demais, aos 45 dias já tinham liberado mais de 90% do nutriente (Figura 8). Dentre os grupos de espécies, o de exóticas invasoras apresentou maior média de massa de N, enquanto os demais apresentaram valores aproximados.

Aos 15 dias, os grupos de espécies de alta densidade e ameaçadas liberaram cerca de 40,81 e 40,36% de massa no nutriente, respectivamente, enquanto as invasoras, 34,17% e o de baixa densidade, 22,56%. A maior parte do nutriente foi liberada nos primeiros 30 dias. O grupo alta densidade continuou mantendo a maior liberação de massa de N até os 90 dias. Aos 365 dias, as ameaçadas e de baixa densidade mantiveram cerca de 43,98mg e 37,51mg de N em suas massas.

Na liberação de P, as espécies invasoras também apresentaram a maior massa e liberaram 95% em até 30 dias. As ameaçadas apresentaram a segunda maior massa, porém, com liberação mais lenta que o grupo anterior, acelerando após os 45 dias. Os grupos de alta e baixa densidade foram os que reteram por mais tempo a massa de P, se equiparando aos demais apenas aos 365 dias. Estudos apontam que a liberação de fósforo por material vegetal pode ser um critério relevante para seleção de espécies (Cattanio *et al*., 2008), então nesses casos, é interessante analisar individualmente espécies nativas que apresentem essa característica. Os fungos também ajudam a disponibilizar P da massa remanescente (Cattanio *et al*., 2008).

Para a massa de potássio (K), apesar das diferenças iniciais, todos os grupos liberaram de forma parecida, tendo a maior parte da liberação ocorrida até 45 dias, com retenção maior pelo grupo de ameaçadas. Aos 90 dias, mais de 99% do nutriente já teria sido liberado para o ambiente nos quatro grupos de espécies, independentemente da massa inicial para cada espécie. Provavelmente não houve diferença entre os grupos de espécies porque o potássio não faz parte da estrutura de tecidos vegetais (Moradi *et al*.,2014), além de ser um nutriente facilmente lixiviado (Rebêlo *et al*., 2021) e que não possui muita dependência com atuação de microrganismos no processo de decomposição (Pereira *et al*., 2016). Essas perdas costumam também ser aceleradas pela precipitação (Cattanio *et al*., 2008).

Ca, que junto a N foi o nutriente de maior massa, teve a liberação inicial de forma lenta, em especial para as espécies ameaçadas e invasoras, se acentuando após 30 dias, mantendo perda lenta até os 365 dias e maior retenção entre os nutrientes para espécies de alta densidade e invasoras. Isso acontece porque o cálcio faz parte da estrutura de células vegetais, tendo baixa mobilidade (Godinho *et al*., 2014), sendo então um dos últims a serem liberados pelo processo de decomposição.

Para Mg, a liberação ocorreu de forma muito parecida para a maioria dos grupos, tendo a maior parte liberada até os 45 dias. O grupo de espécies ameaçadas foi o que se mostrou mais resistente à liberação do nutriente em sua massa. Grande parte do Mg costuma ser liberada rapidamente, mas cerca de 30% faz parte de tecidos estruturais da planta (Pereira *et al*., 2016).

Com relação às taxas de decomposição por nutrientes, a liberação de N foi maior para *D. guianense* com perda de 14,41 mg^{-1} dia^{-1} e tempo de ½ vida de 49 dias, enquanto *P. echinata* liberou 5,25 mg^{-1} dia^{-1} em tempo de ½ vida de 132 dias (Tabela 5).

A liberação de P variou de 33,52 mg^{-1} g^{-1} dia^{-1} com tempo de ½ vida de 21 dias para *H. brasiliensis* e com menor liberação para *P. heptaphyllum*, 5,73 mg^{-1} g^{-1} dia^{-1} em 121 dias. O K foi liberado em uma taxa de 21,57 mg^{-1} g^{-1} dia^{-1} em 32 dias para *S. pickelii* e 10,15 mg^{-1} g^{-1} dia^{-1} em 69 dias para *A. edulis*. Tanto o P, quanto o K foram nutrientes que apresentaram menores teores (Tabela 2), porém, com liberação mais acelerada pelas espécies (Tabela 5). A liberação de 95% do K ocorreu para todas as espécies em menos de um ano. Como esse é um nutriente que pode ser lixiviado facilmente, principalmente em períodos de alta precipitação (Cattanio *et al*., 2008), essa rápida liberação pode comprometer a ciclagem desse nutriente, a menos que a absorção dele pelas espécies também seja mais acelerada.

Para Ca a variação da liberação encontrada foi de *13,79* mg^{-1} g^{-1} dia^{-1} em 50 dias para *Dialium guianense* e 3,10 mg^{-1} g^{-1} dia^{-1} em 226 dias para *P. echinata* (Tabela 5). O Ca foi o nutriente com os maiores tempos de liberação em comparação aos demais, já que faz parte da estrutura celular das plantas, sendo um dos últimos a ser liberado. A liberação de Mg foi de 17,58 mg^{-1} g^{-1} dia^{-1} em 39 dias para *H. brasiliensis*, enquanto para *H. tomentosa* foi de 5,65 mg^{-1} g^{-1} dia^{-1} em 123 dias (Tabela 5).

De acordo com Asigbaase *et al*. (2021), o padrão de liberação de nutrientes está relacionado ao fato de fazer ou não parte de estrutura das plantas, retenção por microrganismos, solubilidade ou ainda a interação desses fatores. Porém, nesse estudo também percebe-se uma grande relação com a ecologia das espécies.

Tabela 5. Taxa de liberação (k), tempo de meia-vida (t50%) e tempo para que 95% (t95%) da massa dos nutrientes N, P, K, Ca e Mg seja liberada das espécies de maior e menor densidade absoluta, ameaçadas de extinção e invasoras no fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil, Recife, PE.

	N			**P**			**K**			**Ca**			**Mg**		
	k (mg^{-1} dia^{-1})	$t_{50\%}$ (dias)	$t_{95\%}$ (ano)	k (mg^{-1} dia^{-1})	$t_{50\%}$ (dias)	$t_{95\%}$ (ano)	k (mg^{-1} dia^{-1})	$t_{50\%}$ (dias)	$t_{95\%}$ (ano)	k (mg^{-1} dia^{-1})	$t_{50\%}$ (dias)	$t_{95\%}$ (ano)	k (mg^{-1} dia^{-1})	$t_{50\%}$ (dias)	$t_{95\%}$ (ano)
Helicostylis tomentosa	5,99 ± 0,17	116 ± 3	1,37± 0,04	9,01 ± 0,2	77 ± 2	0,91 ± 0,02	10,26 ±0,89	68 ± 6	0,81 ±0,07	13,37 ± 0,66	52 ± 3	0,62 ± 0,03	5,65 ± 0,28	123 ± 6	1,46 ± 0,07
Protium heptaphyllum	11,52 ± 0,19	60 ± 1	0,71 ± 0,01	5,73 ± 0,2	121 ± 4	1,44 ± 0,05	10,94 ± 1,16	64 ± 6	0,76 ± 0,07	4,4 ± 0,13	158 ± 5	1,87 ± 0,06	6,54 ± 0,28	106 ± 4	1,26 ± 0,05
Dialium guianense	14,41 ± 1,48	49 ± 5	0,58 ± 0,06	14,89 ± 0,32	47 ± 1	0,55 ± 0,01	17,53 ±1,09	40 ± 2	0,47 ± 0,03	13,79 ± 0,64	50 ± 2	0,6 ± 0,03	10,58 ± 0,18	66 ± 1	0,78 ±0,01
Parkia pendula	13,31 ± 1,98	53 ± 7	0,63 ± 0,09	6,92 ± 0,25	100 ±4	1,19 ±0,04	10,98 ± 0,53	63 ±3	0,75 ± 0,04	8,96 ± 0,3	77 ± 3	0,92 ± 0,03	16,33 ± 0,67	43 ± 2	0,50 ± 0,02
Protium giganteum	6,33 ± 0,34	110 ± 6	1,3 ± 0,07	7,74 ± 0,25	90 ±3	1,06 ±0,03	15,74 ± 0,59	44 ±2	0,52 ± 0,02	11 ± 0,14	63 ± 1	0,75 ± 0,01	10,99 ± 1,36	64 ± 8	0,76 ± 0,10
Apeiba tibourbou	8,24 ± 2,87	95 ± 33	1,13 ± 0,39	9,45 ±0,30	73 ± 2	0,87 ± 0,03	20,47 ± 0,61	34 ± 1	0,40 ± 0,01	6,62 ± 0,39	105 ± 6	1,25 ± 0,07	12,44 ± 0,58	56 ± 3	0,66 ± 0,03
Xylopia frutescens	5,93 ± 0,28	117 ± 6	1,39 ± 0,07	8,54 ± 0,43	81 ± 4	0,97 ± 0,05	20,86 ± 1,29	33 ± 2	0,40 ± 0,03	6,33 ± 0,20	110 ± 3	1,30 ± 0,04	6,76 ± 0,31	103 ± 5	1,22 ± 0,06
Allophyllus edulis	5,86 ± 1,46	125 ± 29	1,49 ±0,34	6,13 ± 0,38	114 ± 7	1,35 ± 0,08	10,15 ± 0,64	69 ± 5	0,81 ± 0,06	11,99 ± 0,50	58 ± 2	0,69 ± 0,03	13,64 ± 1,25	51 ± 4	0,61 ±0,05
Cecropia pachystachya	6,23 ± 0,86	113 ± 15	1,34 ± 0,17	17,80 ± 1,78	39 ± 4	0,47 ± 0,04	15,05 ± 0,88	46 ± 3	0,55 ± 0,03	12,01 ± 0,40	58 ± 2	0,69 ± 0,02	8,48 ± 0,18	82 ±2	0,97 ± 0,02
Swartzia pickelii	6,27 ± 0,29	111 ± 5	1,31 ± 0,06	8,64 ± 0,42	80 ± 4	0,95 ± 0,05	21,57 ± 0,57	32 ± 1	0,38 ± 0,01	6,60 ± 0,18	105 ± 3	1,25 ± 0,03	11,17 ± 0,32	62 ± 2	0,74 ± 0,02
Paubrasilia echinata	5,25 ± 0,19	132 ± 3	1,57 ± 0,03	14,28 ± 1,02	49 ± 3	0,58 ± 0,04	13,42 ± 0,19	52 ± 1	0,61 ±0,01	3,10 ± 0,3	226 ± 3	2,68 ± 0,03	6,69 ± 0,21	104 ± 3	1,23 ± 0,04
Chrysophyllum splendens	14,28 ± 0,36	49 ± 2	0,58 ± 0,02	12,75 ± 0,5	54 ± 2	0,65 ± 0,03	11,68 ± 0,36	59 ± 2	0,70 ± 0,02	8,04 ± 0,7	87 ± 8	1,03 ± 0,09	6,51 ± 0,11	106 ± 2	1,26 ± 0,02
Artocarpus heterophyllus	8,48 ± 1,25	82 ± 0	0,97 ± 0,003	25,16 ± 0,69	28 ± 1	0,33 ± 0,01	18,93 ± 1,25	37 ± 2	0,44 ± 0,03	8,92 ± 0,1	78 ± 1	0,92 ± 0,01	11,07 ± 0,15	63 ± 1	0,74 ± 0,01
Hevea brasiliensis	13,51 ±0,14	51 ± 1	0,61 ± 0,01	33,52 ± 0,66	21 ± 0	0,25 ± 0,01	18,47 ±0,14	38 ± 0	0,44 ± 0,01	6,96 ± 0,1	100 ± 4	1,19 ± 0,04	17,58 ± 0,51	39 ± 1	0,47 ± 0,01

4. CONCLUSÃO

As espécies florestais estudadas contribuíram com o aporte de cerca de 9,5 t $ha^{-1}ano^{-1}$ de serapilheira foliar e 669,56 kg $ha^{-1}ano^{-1}$ em nutrientes. A liberação desses nutrientes costuma ser maior nos primeiros 45 dias, se tornando lenta após esse período. A liberação desses nutrientes variou de 5,25 a 33,52 mg^{-1} dia^{-1}, enquanto o tempo de liberação de 50% desses nutrientes variou de 21 a 226 dias. A liberação de 95% dos nutrientes variou de 0,25 a 2,26 anos.

As espécies florestais demonstraram relações importantes com características químicas do solo e influenciaram na melhoria da fertilidade desses solos a partir da deposição e decomposição da serapilheira foliar. As espécies de baixa densidade absoluta, em especial as pioneiras *Cecropia pachystachya* e *Apeiba tibourbou* apresentaram características de maior aporte nutricional, o que ajuda na melhoria das características nutricionais do solo por deposição de matéria orgânica no início do processo de sucessão ecológica. Isso proporciona melhora das características químicas do ambiente para chegada de futuras espécies.

A decomposição da biomassa foliar aportada pelas espécies florestais é altamente influenciada pelos teores de fibras e lignina, sendo mais lenta para as espécies que apresentam altos teores desses componentes.

As espécies de alta densidade absoluta, de forma geral, apresentam baixos requerimentos nutricionais, o que possibilita seu crescimento populacional e, ao mesmo tempo, viabiliza indicação para plantios em áreas degradadas, com presença de solos menos férteis.

Entre as ameaçadas de extinção, *Paubrasilia echinata* demonstrou alto requerimento nutricional, em especial de P, nutriente limitante, o que pode estar dificultando o crescimento populacional, já que historicamente se sabe que a espécie ocorria em abundância na floresta atlântica brasileira. Ao mesmo tempo que a espécie apresenta alto requerimento desse nutriente, ela transloca menos internamente, disponibilizando mais para o solo e espécies que ocorram no entorno. Por isso, acaba tendo maior gasto de reabsorção.

Já as espécies exóticas invasoras consomem altos teores e translocam mais, mantendo o nutriente em sua biomassa, disponibilizando menos para o solo e demais espécies.

REFERÊNCIAS

AKOTO, D. S. *et al*. Comparative analysis of leaf litter decomposition and nutriente release patterns of bamboo and traditional species in agroforestry system in Gana. **Cleaner Materials**, v. 4, 2022 100068. https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100068

ALVARES, C.A. *et al*. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitscrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

AQUINO, D. D. *et al.* Nutrient cycling and CO2 emissions in áreas of preserved and thinned Caatinga. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 41, n. 3, p. 10, 2017.

ARAGON, R. *et al*. Exotic species as modifiers of ecosystem processes: litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. **Acta Oecologica**, v. 54, p. 21-28, 2014.

ASIGBAASE, M. *et al*. Decomposition and nutriente mineralisation of leaf litter in smallholder cocoa agroflorests: a comparison of organic and conventional farms in Ghana. **Journal of Soils and Sediments**, v. 21, p. 1010-1023, 2021.

BRAGA, J.M. DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extrato de solo e material vegetal. **Revista Ceres**, Viçosa – MG, v. 21, p. 73-85, 1974.

BUTENSCHOEN, O. *et al*. Litter mixture effects on decomposition in tropical montane rainforests vary strongly with time and turn negative at later stages of decay. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 77, p. 121-128, 2014.

BROWN, M. B.; FORSYTHE, A. B. Robust Tests for Equality of Variances. **Journal of the American Statistical Association**, v. 69, p. 364-367, 1974. http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1974.10482955

CASSART, B. *et al*. Average leaf litter quality drives the decomposition of singles-species, mixed-species and transplanted leaf litters for two contrasting tropical forest types in the Congo Basin (DRC). **Annals of Forest Science**, v. 77, n. 33, p. 2-20, 2020.

CATTANIO, J. H. *et al*. Organic material decomposition and nutriente dynamics in a mulsh system enriched with leguminous trees in the Amazon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v. 32, p. 1073-1086, 2008.

CHASE M. W. *et al*. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal Linneau Society**, London, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

DIAS, L. P. Eficiência relativa de fosfatos naturais na adubação de plantio de mudas de Eucalyptus dunii Maiden e Eucalyptus benthamii Maiden et Cambage em solo sem e com calagem. **Ciência Florestal**, Santa maria – RS, v. 25, n. 1, p. 37-48, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. - Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 230p. 2011.

FREIRE, F. J. **Sistema para cálculo do balanço nutricional e recomendação de corretivos e fertilizantes para cana-de-açúcar.** 2001. 156f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, 2001.

GODINHO, T. O. *et al*. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Cerne**, Lavras – MG, v. 20, n. 1, p. 11-20, 2014.

GROOTE, S.R.E *et al*. Tree species diversity indirectly affects nutrient though the shrub layer and its high-quality litter. **Plant Soil**, v. 427, p. 335-350, 2018.

GRUGIKI, M. A. *et al*. 2017. Decomposição e atividade microbiana da serapilheira em coberturas florestais no sul do espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro – RJ, v. 24: e20150189.

HIGUCHI, P. *et al*. Associações espaciais de indivíduos de diferentes espécies de *Miconia* spp. Ruiz & Pav. (Melastomataceae). **Revista Árvore**, Viçosa – MG, v. 3, n. 3, p. 381-389, 2011.

HOLANDA, C. A. *et al*. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de Caatinga. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 621-633, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro: IBGE. 2012.

KATAYOUN, H., KOOCH, Y. Effects of diversity of tree species on nutriente cycling and soil related proceses. **Catena**, v. 178, p. 335-344, 2019.

KIM, S. H. *et al*. The arabidopsis R2R3 MYB transcription fator MYB15 is a key regulator of lignina biosynthesis in effector-triggered immunity. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 1-10, 2020.

LECERF, A. Methods for estimating the effect of litterbag mesh size on decomposition. **Ecological Modelling**, v. 362, p. 65-68, 2017.

LIMA, R. B. A. *et al*. Nutritional contribution of litter in raiforest of Brazil. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 11, n. 3, p. 254-266, 2019.

LIMA, M. S. *et al*. Solos florestais em fragmento de floresta urbana na Mata de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria – RS, v. 28, n. 2, p. 543-553, 2018a.

LIMA, R.B.A. *et al*. Nutritional efficiency of plants as na indicator of forest species for the restauration of forests, Brazil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba – SP, v. 6, n. 119, p. 415-426, 2018b.

LIMA, R. P *et al*. Aporte e decomposição de serapilheira no sul do Piauí. *Floresta e Ambiente*, Seropédica, v. 22, n. 1, p. 42-49, 2015.

MORADI, A. *et al*. Decomposition and nutriente release temporal pattern of oil palm residues. **Annals of Applied Biology**, v. 164, n. 2, p. 208-219, 2014.

MUKHOPADHYAY, S. *et al*. Influence of leaf litter types on microbial functions and nutriente status of soil: Ecological suitability of forest trees for afforestation in tropical laterite wastelands. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 42, n. 12, p. 2302-2315, 2010.

NASCIMENTO, L.M., OLIVEIRA, A. M.; BARBOSA, U. N Aspectos históricos e ambientais do Jardim Botânico do recife, Pernambuco. **Arrudea**, Recife – PE, v. 3, p. 51-75, 2017.

OLIVEIRA, A. P. Caracterização química e textural de solos sob diferentes manejos em área de assentamento da reforma agrária no Sudeste Paraense, Brasil. **Revista Ciências Agrárias**, Lisboa – PT, v. 44, n. 1, p. 14-23, 2021.

PAUDEL, E. *et al*. Litterfall and nutrient return along disturbance gradient in a tropical montane forest. **Forest Ecology Management**, Amsterdan, v. 353, p. 97-106, 2015.

PENG, Y. *et al*. Tree species identify is the predominant modulator of the effects of soil fauna on leaf litter decomposition. **Forest Ecology and Management**, Amsterdan, v. 520, (2022) 120396

PEREIRA, F. C. B. L. et al. 2016. Autum maize intercropped with Tropical Forages: crop residues, nutriente cycling, subsequente soybean and soil quality. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v. 40, p. 1-20, e0150003.

POWERS, J. S. *et al*. Decomposition in tropical forests: a pantropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradiente. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 4, p. 801-811, 2009.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing.** Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 2020.

REBÊLO, A. G. M *et al*. Biogeoquímica espaço-temporal da liteira em ambiente de floresta natural na Amazônia Central. **Química Nova**, São Paulo – SP, v. 44, n. 10, p. 1252-1260, 2021.

RICHARDS, A.E., SCHIMIDT, S. Complementary resource use by tree species in a rain forest tree plantation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 5, p. 1237–1254, 2010.

SALCEDO, I. H. Biogeoquímica do fósforo em solos da região Semi-árida do Nordeste do Brasil. **Revista Geografia**, Recife – PE, v. 23, n. 3, p. 159-184, 2006.

SANTOS, J. C., *et al*. Nutrientes na serapilheira acumulada em um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith em São Gabriel, RS. **Ecologia e Nutrição Florestal**, Santa Maria – RS, v. 2, n. 1, p. 1-8, 2014.

SHANKS, R. S. OLSON, J. S. First year breakdown of leaf litter in Southern Appalachian Forest. **Science**, Washington - USA, v. 134, n. 3473, p. 194-195, 1961.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality. **Biometrika**, Oxford, v. 52, n.3/4, p. 591-611, 1965.

SILVA, O. M. C. *et al*. 2022. Adubaçã fosfatada no crescimento inicial de sete espécies florestais nativas destinadas à recuperação de uma área degradada. **Ciência Florestal**, Santa Maria – RS, v. 32, n. 1, p. 371-394, 2022.

STANFORD, G; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science of America Journal Proceedings**, Madison, v. 36, p. 465-472, 1972.

VAN SOEST, P.J. Development of a comprehensive system of feed analysis and its application to forage. **Journal of Animal Science**, Oxford, v. 26, n. 1, p. 119-128, 1967.

VARGAS, G.R. *et al*. Ciclagem de biomassa e nutrientes em plantios florestais**. Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuava – PR, v. 11, n. 2, p. 111-123, 2018.

VIANA, J. V. S. *et al*. Sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas em áreas degradadas. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Campina Grande – PB, v. 15, n. 2, p. 139-143, 2019.

VIEIRA, P. S. *et al*. Amostragem de solo sob mata atlântica em regeneração para fins de fertilidde. **Scientific Journal of Enviromental Sciences and Biotechnology**, v. 6, n. 1, p. 05-11, 2020.

XIE, Y. A meta-analysis of critique of litterbag method used in examinig decomposition of leaf litters. **Journal Soils Sediment**, v. 20, p. 1881-1886, 2020.

XIE, Y.J., XIE, Y.H., XIAO, H.Y., CHEN, X.S., Li F. Controls on litter decomposition of emergent macrophyte in Dongting Lake wetlands. **Ecosystems**, v. 20, p 1383–1389, 2017.

ZHANG, X.Y.; WANG, W. Control of climate and litter quality on leaf litter decomposition in different climatic zones. **Journal Plant Research**, v. 128, p. 791–802, 2015.

CONCLUSÃO GERAL

Na Floresta Tropical Úmida estudada foi encontrado um padrão de poucas espécies arbóreas com alta densidade e frequência absoluta enquanto a grande maioria com poucos indivíduos por hectare, situação comum neste ambiente. Contudo, foi verificada também a coexistência entre espécies ameaçadas de extinção com poucos indivíduos e exóticas invasoras com alta densidade. A presença dessas exóticas pode estar causando declínios populacionais de espécies nativas, levando ao risco de extinção local.

Foi verificado que essas espécies têm preferências por características distintas de solo e entre elas, as ameaçadas de extinção e exóticas invasoras têm preferência por solos menos ácidos e mais férteis.

As espécies nativas de alta densidade absoluta demonstraram baixos requerimentos nutricionais e consequentemente maior eficiência no uso desses recursos para produção de biomassa foliar. Ao contrário, as espécies de baixa densidade populacional, incluindo ameaçadas de extinção, apresentaram alto requerimento nutricional e consequentemente menores eficiências no uso de recursos nutricionais.

Já entre as invasoras, *Artocarpus heterophyllus* apresentou baixo requerimento, compatível com espécies de alta densidade, enquanto *Hevea brasiliensis* apresentou alto requerimento, o que pode ser explicado pelo fato de apesar de sua alta densidade, a frequência ter sido baixa, ocorrendo de forma agregada em poucas unidades amostrais.

Dentre esses altos requerimentos de *Paubrasilia echinata* e *Hevea brasiliensis*, destaca-se o de P, nutriente limitante em solos brasileiros. Esse fato pode ajudar a explicar a dificuldade de espécies como *P. echinata*, que historicamente se tem informações de que era abundante nas matas brasileiras, hoje, mesmo depois de anos de realização de plantios de enriquecimento utilizando a espécie, continua sendo encontrada com poucos indivíduos por hectare.

Apesar desse alto requerimento poder ser o motivo de espécies apresentarem declínio populacional, como exemplo de pioneiras que também se destacaram pela demanda nutricional (*Cecropia pachystachya,* em especial*),* as espécies invasoras têm apresentado grande abundância, sendo identificada a ocorrência de muitos indivíduos jovens na regeneração natural, apesar dessa regeneração de não ter sido objeto do estudo.

As espécies de alta densidade absoluta apresentam contribuição na deposição de serapilheira muito similar, enquanto algumas pioneiras e exóticas invasoras aportaram com

pelo menos o dobro da quantidade de serapilheira e nesse ponto, as espécies invasoras tem contribuído muito para melhoria da fertilidade do solo na decomposição desse material.

Artocarpus heterophyllus, espécie exótica invasora, assim, como as de baixa densidade, apresentaram grande contribuição no aporte de serapilheira e devido a ter alelopatia, pode estar sendo beneficiada nesta competição por espaço físico.

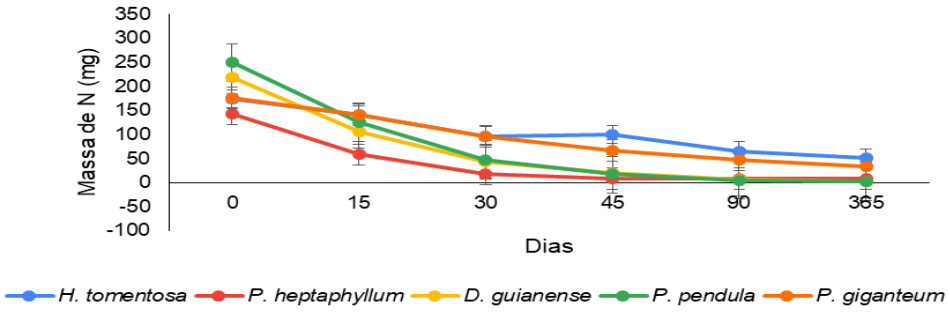
Além da contribuição por deposição de serapilheira, a decomposição das folhas de espécies de baixa densidade e exóticas invasoras têm sido muito mais rápida, disponibilizando mais nutrientes para o solo em menos tempo.

Nessa perspectiva, as exóticas invasoras têm sido responsáveis pela alteração do ecossistema florestal na Floresta Tropical Úmida estudada, alterando características do solo e a relação solo-floresta, alterando assim, a composição florística e estrutura populacional das espécies nativas, colocando-as em risco de extinção local.

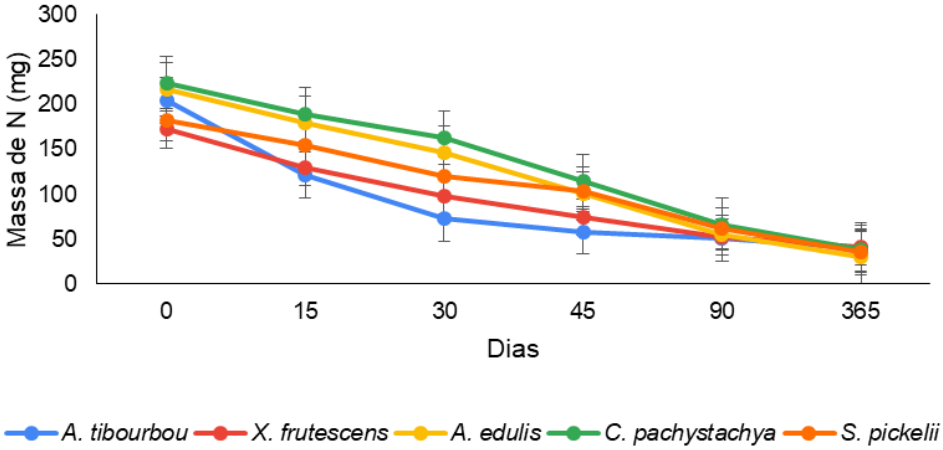
Desta forma, faz-se necessário a realização de intervenções de controle e erradicação de forma gradativa, envolvendo diferentes técnicas, como: retirada de frutos e sementes, impedindo a germinação, consequente aumento da regeneração natural e posterior recrutamento; redução de área de copa, reduzindo assim o aporte de biomassa foliar e impactos da alelopatia para espécies nativas, bem como aumentando a entrada de luminosidade, proporcionando atuação do processo de sucessão em clareiras; erradicação de regeneração natural; e erradicação gradativa de árvores adultas, causando a redução populacional da espécie invasora, ao mesmo tempo que realização de plantios de enriquecimento, priorizando espécies frutíferas nativas, bem como raras e ameaçadas de extinção.

APÊNDICE

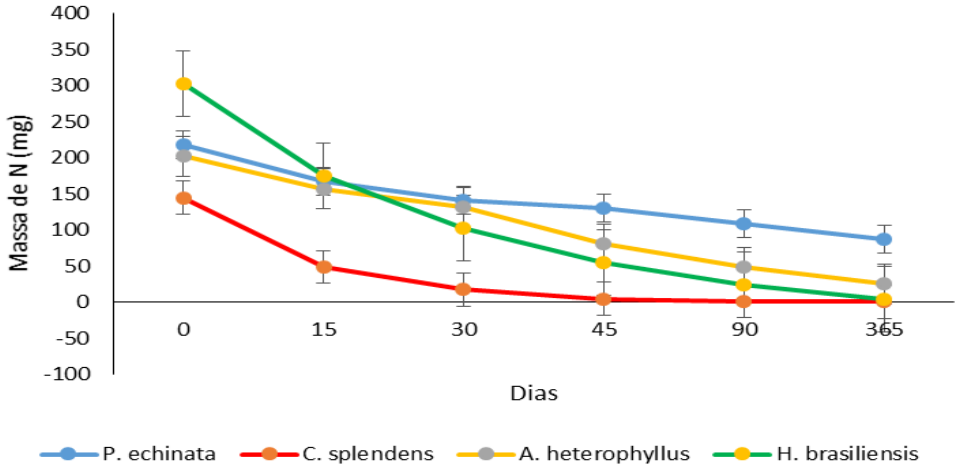
Figura 1. Massa remanescente de N proveniente de espécies de alta densidade, baixa densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras em litter bag durante o período de um ano em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



A

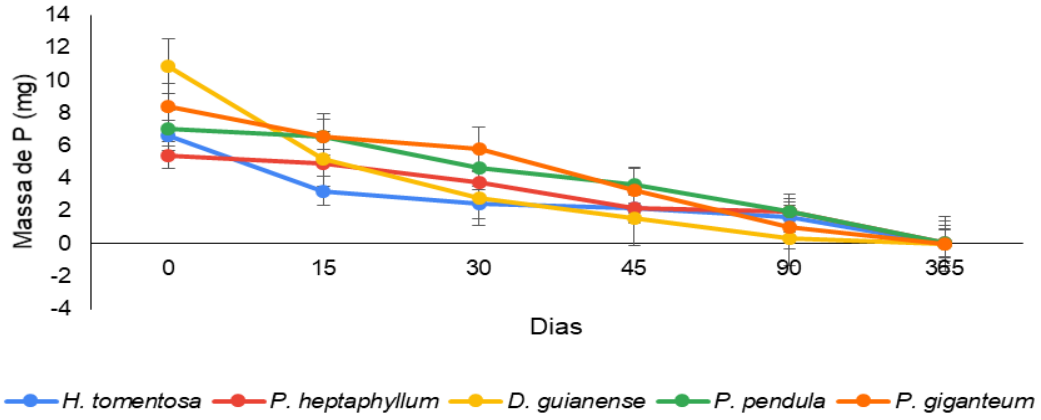


B

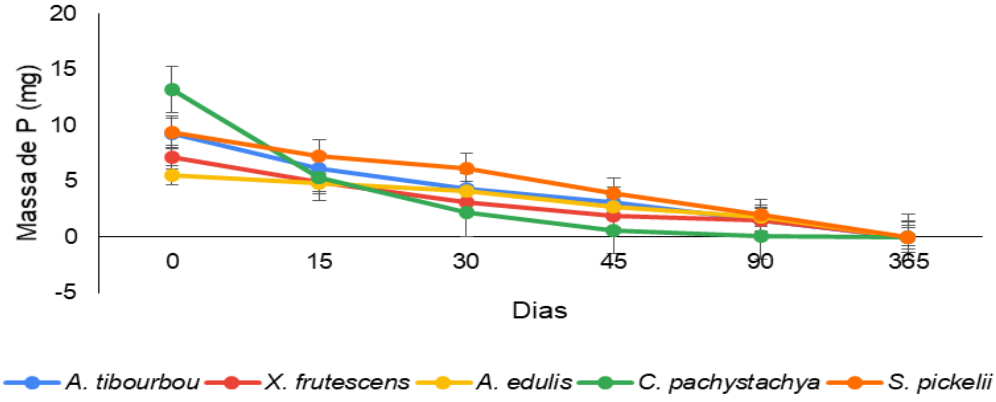


C

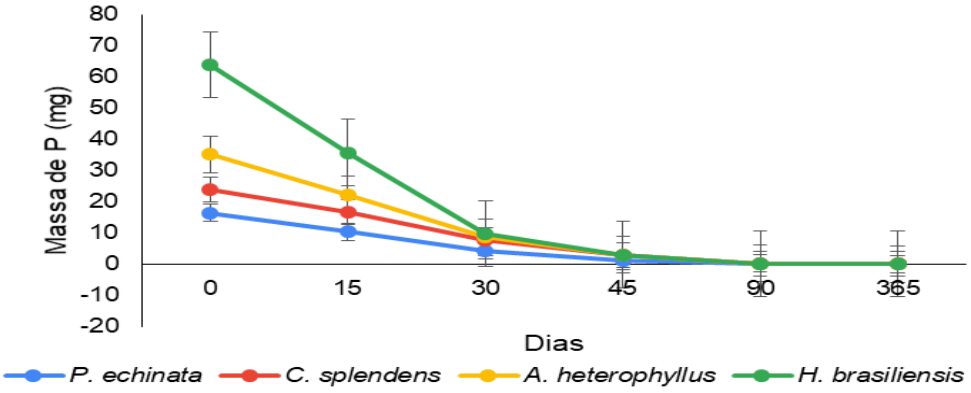
Figura2. Massa remanescente de P proveniente de espécies de alta densidade, baixa densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras em litter bag durante o período de um ano em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



A

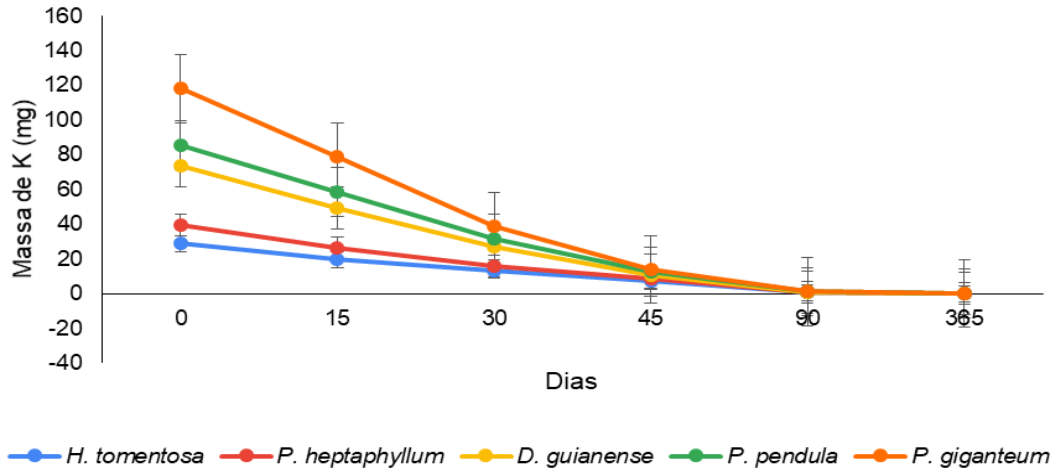


B

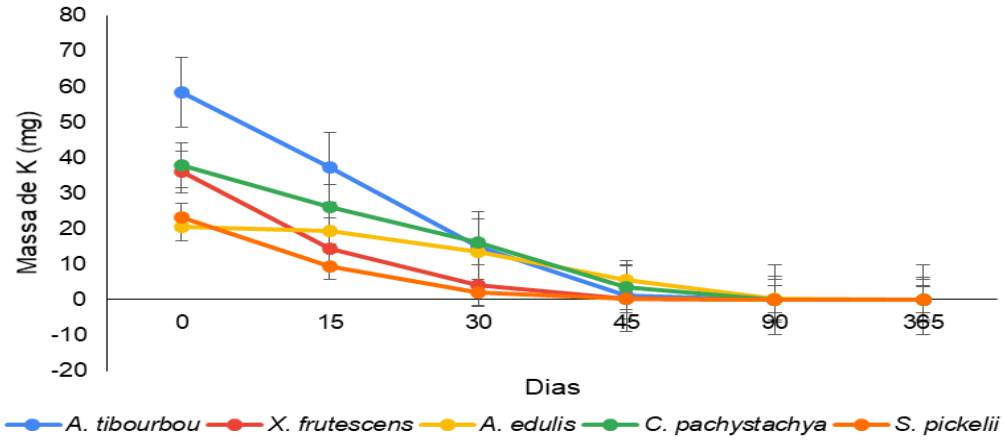


C

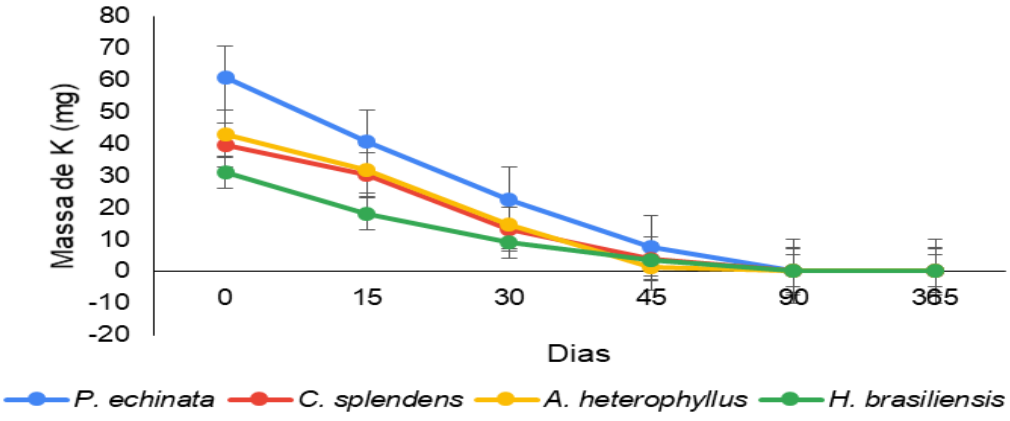
Figura 3. Massa remanescente de K proveniente de espécies de alta densidade, baixa densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras em litter bag durante o período de um ano em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



A

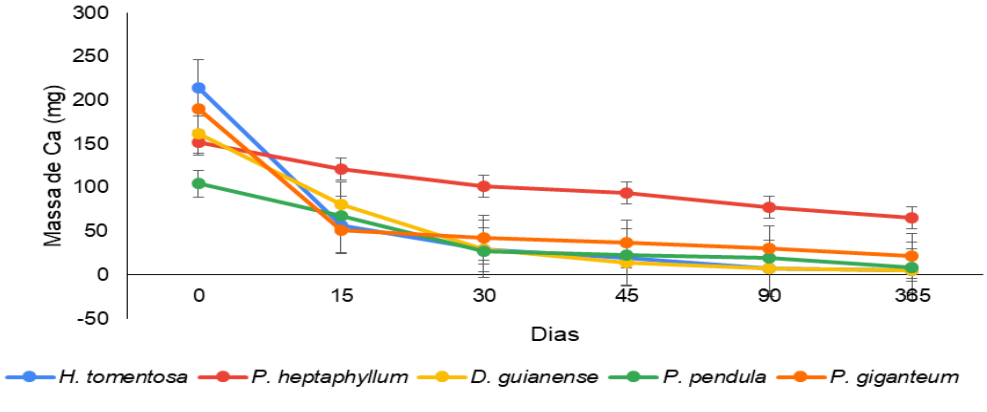


B

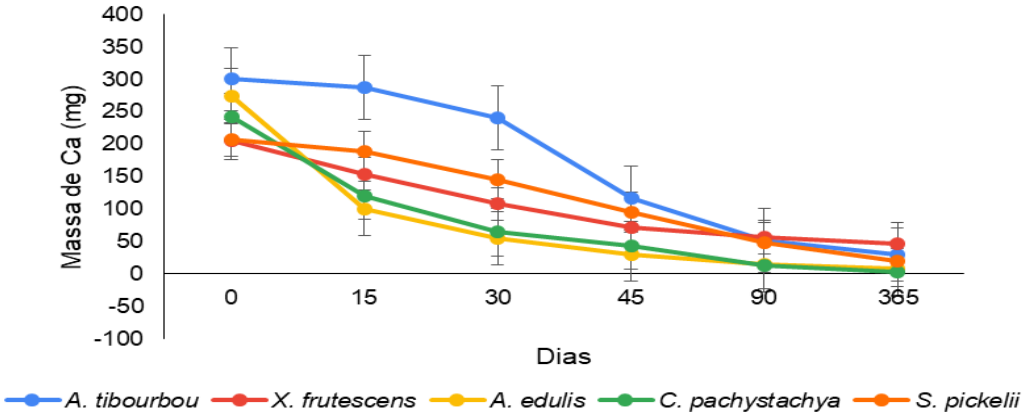


C

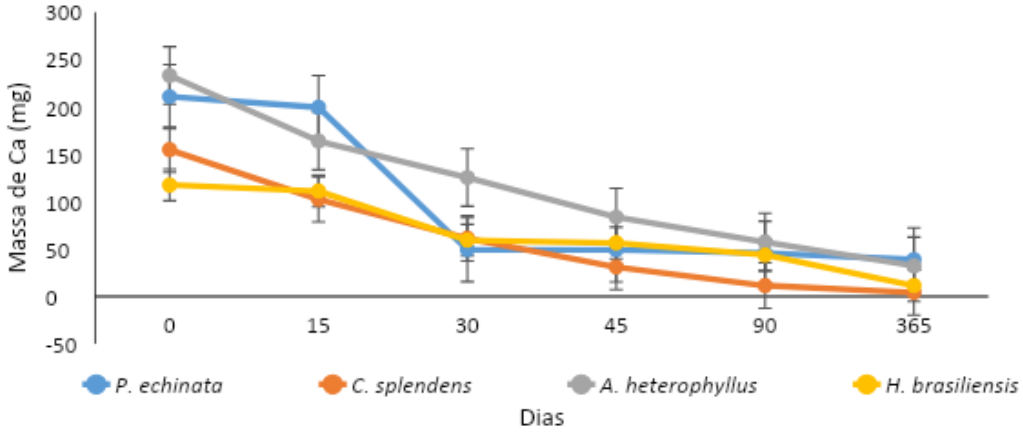
Figura 4. Massa remanescente de Ca proveniente de espécies de alta densidade, baixa densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras em litter bag durante o período de um ano em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



A

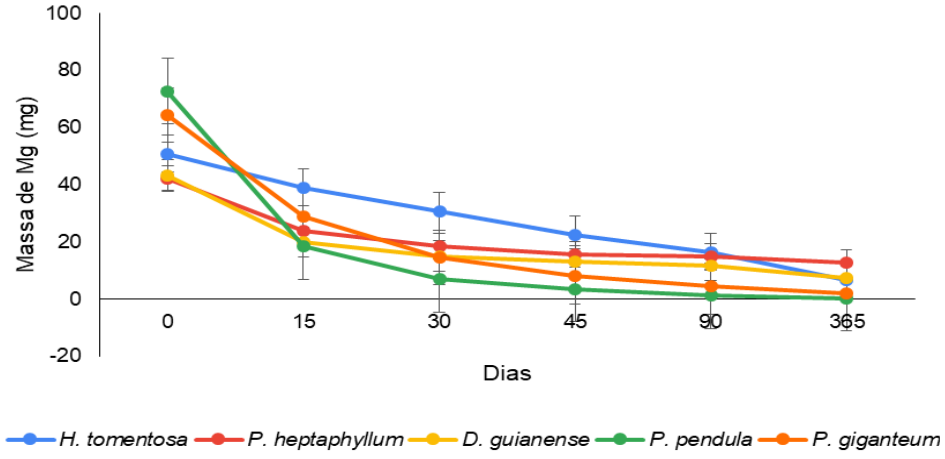


B

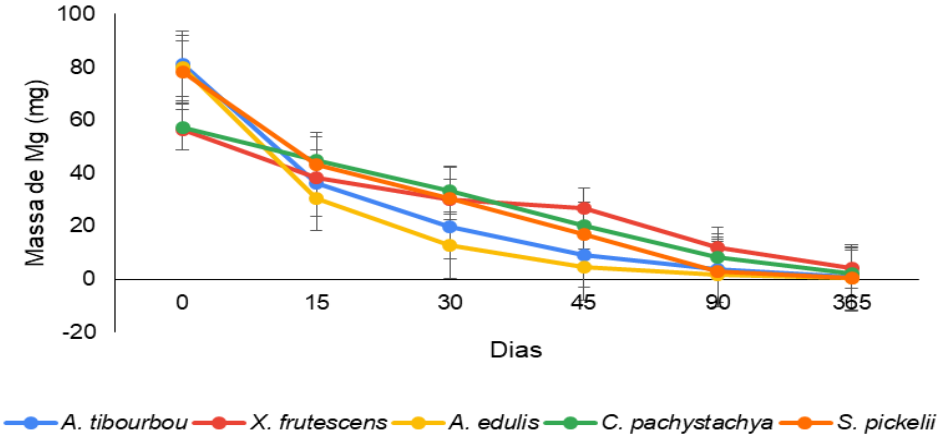


C

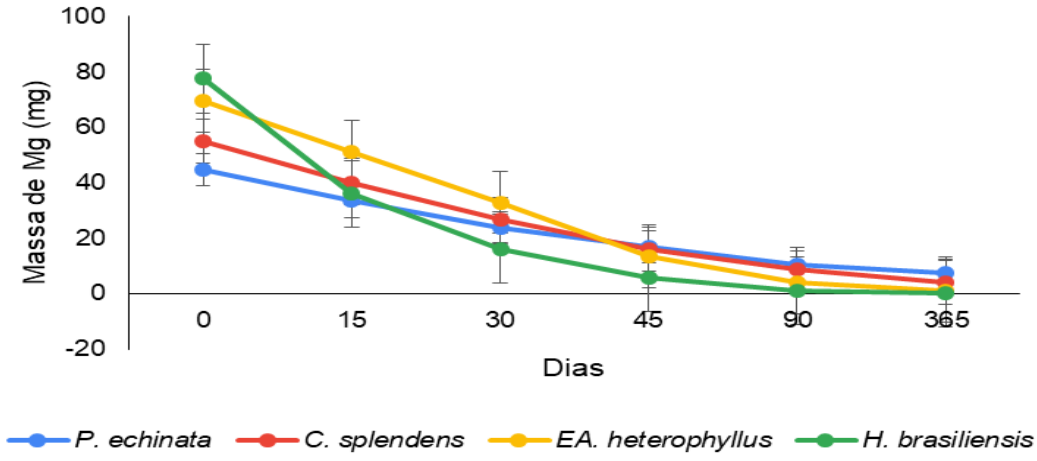
Figura 5. Massa remanescente de Mg proveniente de espécies de alta densidade, baixa densidade, ameaçadas de extinção e exóticas invasoras em litter bag durante o período de um ano em fragmento de Floresta Tropical Úmida no Nordeste do Brasil.



A



B



C