

**NATHAN CASTRO FONSÊCA**

**BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM UMA PAISAGEM  
FRAGMENTADA DE FLORESTA ATLÂNTICA**

**RECIFE**

**Pernambuco - Brasil**

**Junho – 2021**

**NATHAN CASTRO FONSÊCA**

**BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM UMA PAISAGEM  
FRAGMENTADA DE FLORESTA ATLÂNTICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), para obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais.

**Orientadora:**

Profa. Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva

**RECIFE**

**Pernambuco - Brasil**

**Junho – 2021**

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

F676b Fonsêca, Nathan Castro  
Biodiversidade e serviços ecossistêmicos em uma paisagem  
fragmentada de floresta atlântica / Nathan Castro Fonsêca. – 2021.  
177 f. : il.

Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.  
Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco,  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE,  
2021.  
Inclui referências e apêndice(s).

1. Florestas tropicais – Brasil 2. Carbono 3. Água – Qualidade -  
Brasil 4. Serviços ambientais – Brasil 5. Ecologia florestal  
6. Conservação da natureza I. Silva, Ana Carolina Borges Lins e,  
orient. II. Título

CDD 634.9

**NATHAN CASTRO FONSÊCA**

**BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM UMA PAISAGEM  
FRAGMENTADA DE FLORESTA ATLÂNTICA**

**Banca examinadora**

---

Prof. Dr. Everaldo Marques de Lima Neto  
Departamento de Ciência Florestal – UFRPE/Recife-PE

---

Profa. Dra. Marcia Cristina Mendes Marques  
Departamento de Botânica – UFPR/Curitiba-PR

---

Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes  
Departamento de Energia Nuclear – UFPE/Recife-PE

---

Prof. Dr. Mauro de Melo Junior  
Departamento de Biologia - UFRPE/Recife-PE

**Orientadora:**

---

Profa. Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva  
Departamento de Biologia - UFRPE/Recife-PE

**RECIFE**  
**Pernambuco - Brasil**  
**Junho – 2021**

## DEDICATÓRIA

*Primeiramente a DEUS, pela presença constante em minha vida; e, em segundo, a minha família e aos amigos que sempre estiveram ao meu lado, auxiliando-me a vencer mesmo aqueles obstáculos que pareciam intransponíveis.*

***Dedico.***

## **AGRADECIMENTOS**

*Agradeço primeiramente a Deus, por iluminar meu caminho, dando-me sabedoria, saúde, força e coragem para lutar pelos meus objetivos;*

*A minha orientadora, Dra. Ana Carolina Lins e Silva, pela confiança, paciência, disponibilidade, credibilidade, apoio, orientação, amizade e por me transformar numa pessoa melhor;*

*À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF), pela oportunidade de cursar o Doutorado em Ciências Florestais;*

*À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 – pelo financiamento para o desenvolvimento da pesquisa, bem como pela prorrogação da bolsa por mais dois meses em decorrência da pandemia da COVID19;*

*Ao Programa “Pesquisa em Movimento” (PPM), que prontamente atendeu às necessidades de execução da presente pesquisa com dispobibilidade de transporte.*

*A todos os professores que fazem parte do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, em especial à Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano (Coordenadora do programa), Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira, Dra. Ana Carolina Lins e Silva, Dr. Luiz Carlos Marangon, Dr. José Antônio Aleixo da Silva, Dra. Lúcia de Fatima de Carvalho Chaves e Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal, a todos, eu agradeço de coração;*

*Aos meus colegas da Pós-Graduação em Ciências Florestais: Jéssica Stéfane Alves Cunha, José Nailson Barros Santos, Anderson Francisco da Silva, César Henrique Alves Borges, Diogo José Oliveira Pimentel, Adão Batista de Araújo, Alciênia Silva Albuquerque, Djailson Silva da Costa Júnior, Giselle Lemos Moreira, Graziela da Silva Barbosa, Grazielle Nunes Lopes dos Santos, Marília Isabelle Oliveira da Silva, Moema Barbosa de Sousa, Raynara Ferreira da Silva e demais, pela troca de conhecimento, amizade, paciência, convivência e discussões contrutivas;*

*A todos que fazem parte do Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE), em especial à professora Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva e os(as) colegas Jéssica Stéfane Alves Cunha, Graziela da Silva Barbosa, Marcos Francisco de Araújo Silva, Isabela Souto Maior Belém e Marina Isabel Lima de Oliveira Reis, pela troca de conhecimento e ajuda nas coletas e execução deste trabalho;*

*Ao Laboratório de Ecologia do Plâncton - Leplanc/UFRPE, em especial ao coordenador e professor Dr. Mauro de Melo Júnior e aos discentes Felipe Antônio dos Santos, Karina Lizandra Rocha de Figueiredo, Marianne Angélica de Sá Araújo e Lucas Rodrigo da Silva Santos, por me auxiliar e me ajudar nas coletas e análises dos dados. Meu muito obrigado;*

*Ao Diretor Presidente da Usina São José Agroindustrial, Dr. Frederico Augusto Cavalcanti de Petribú Vilaça, pela autorização do estudo na área e por disponibilizar o funcionário Sr. Lenilson Barbosa para ajudar e guiar no trabalho de campo;*

*Aos meus pais, Alcione Castro e Euclides Barros, pelo amor, ensinamentos e apoio proporcionados e pelo exemplo de vida;*

*A minha avó Maria Rosa, aos meus tios Silmar Oliveira, Agostinho (in memorian) e Alcimar Oliveira (in memorian) e aos meus irmãos, pelo apoio, carinho e incentivo para que eu pudesse continuar em frente e alcançar meus objetivos;*

*A minha namorada/ esposa e companheira, Rafaela da Silva Santos, por sempre estar ao meu lado, por me fazer feliz todos os dias e por me aturar nas horas de estresse (kkkkkk); Meu muito obrigado, meu amor; e*

*A todos que, de alguma forma, contribuíram com esse trabalho, meus sinceros agradecimentos.*

FONSÊCA, N. C. **BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DE FLORESTA ATLÂNTICA**. 2021. Orientadora: Ana Carolina Borges Lins e Silva.

**RESUMO:** A necessidade do uso da terra transformou grande parte das florestas contínuas em fragmentos florestais menores e isolados. Entender como essa nova configuração da paisagem impacta na biodiversidade e na capacidade das florestas de fornecer continuamente os serviços essenciais para a manutenção das funções ecológicas e do bem-estar humano é de importância crucial para programar estratégias de conservação. A presente pesquisa teve como objetivo avaliar e quantificar o potencial de fragmentos de Floresta Atlântica em prover serviços ecossistêmicos, com ênfase no estoque de carbono nas biomassa e necromassa, na diversidade arbórea e na qualidade do serviço ambiental hídrico. A pesquisa respondeu aos seguintes questionamentos: i) Como está distribuído e quais fatores influenciam o estoque de carbono acima do solo na Floresta Atlântica? ii) Existe relação entre o carbono e a diversidade de plantas em diferentes habitats ripários e não ripários da Floresta Atlântica? Existem espécies indicadoras de habitats ripários e/ou com alto teor de carbono? Existe um limite de carbono que separa os habitats de alta diversidade-baixo carbono dos habitats de baixa diversidade-alto carbono? iii) Existe relação entre as características estruturais das florestas e o carbono arbóreo? iv) Qual o papel das florestas ripárias na qualidade do serviço ambiental hídrico? Para responder as questões, foram coletados dados das assembleias arbóreas e parâmetros físico-químico e biológico da qualidade da água na estação seca e chuvosa. Além disso, utilizou-se de um banco de dados de 15 fragmentos florestais que diferem em tamanho (P < 30 ha, M entre 30 e 300 ha e G > 300 ha), estágio sucessional (floresta secundária inicial-FSI; floresta secundária tardia-FST; e floresta madura-FM), habitat (borda e interior), tipo (corredor e mancha), forma do fragmento e quanto à presença de recurso hídrico (ripária e não ripária), localizados em paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. Em todos os fragmentos florestais, foram alocadas parcelas (10m x 10m) e as plantas com diâmetro a altura do peito-DAP  $\geq 5$  cm tiveram seus DAPs e altura mensuradas. De posse dos dados, foi calculada a densidade, riqueza e diversidade de espécies, e, com os dados dendrométricos (DAP e altura), estimou-se a biomassa e o carbono arbóreo por meio de equações específicas. O estudo revelou que os fragmentos de Floresta Atlântica, no nível do bioma, apresentam alto potencial em estocar carbono na biomassa, com média de  $106,9 \pm 46,4$  MgC ha<sup>-1</sup> para a floresta madura (FM) e  $90,1 \pm 43$  MgC ha<sup>-1</sup> para floresta secundária (FS) e, na necromassa, com média de  $5,2$  MgC ha<sup>-1</sup>, principalmente, em regiões de alta precipitação. A pesquisa demonstrou ausência de relação entre as características estruturais como tamanho, estágio sucessional, habitat, tipo e forma dos fragmentos e o estoque de carbono arbóreo. Verificou-se que as florestas ripárias possuem 22% a mais de estoque de carbono pelas plantas, quando comparados com as florestas não-ripárias; todavia, há diminuição de diversidade de plantas. Além disso, a presença de cobertura florestal em ambientes ripários influencia positivamente a qualidade hídrica dos riachos, com diminuição, principalmente, na turbidez, temperatura e no pH. Esta pesquisa traz clareza sobre o funcionamento e o potencial dos fragmentos de Floresta Atlântica em armazenar carbono e reforça a necessidade de conservar a integridade das florestas ripárias, embasada na premissa de proteção e manutenção dos serviços ambientais hídricos para a vida terrestre e aquática, bem como para a manutenção das funções dos ecossistemas, especialmente as condições climáticas.

**Palavras-chave:** Brasil, florestas tropicais, serviços ambientais, carbono, qualidade hídrica.

FONSÊCA, N. C. **BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES IN A FRAGMENTED ATLANTIC FOREST LANDSCAPE.** 2021. Advisor: Ana Carolina Borges Lins e Silva.

**ABSTRACT:** The need for land use has transformed a large proportion of continuous forests into smaller and isolated forest fragments. Understanding how this new configuration impacts biodiversity and the ability of forests to continuously provide essential ecosystem services for the maintenance of ecological functions and human well-being is crucial for programming conservation strategies. This research aimed to evaluate and quantify the potential of Atlantic Forest fragments in providing ecosystem services, emphasising carbon stock in biomass and necromass, tree diversity, and the quality of the hydric environmental service. The research answered the following questions, i) How is it distributed, and what factors influence the aboveground carbon stock in the Atlantic Forest? ii) Is there a relationship between carbon and plant diversity in different riparian and non-riparian habitats in the Atlantic Forest? Are there indicator species of riparian and high-carbon habitats? Is there a threshold of carbon that separates high diversity-low carbon from low diversity-high carbon habitats? iii) There is a relationship between the structural characteristics of forests and arboreal carbon? iv) What is the role of riparian forests in the quality of environmental water service? Data were collected from tree assemblages and physical-chemical and biological parameters of water quality in the dry and rainy seasons. In addition, we used a database of 15 forest fragments that differ in: size (S <30 ha, M between 30 and 300 ha and L > 300 ha), successional stage (initial and late secondary forest and mature forest), habitat (edge and interior), type (corridor and spot), fragment shape and water resources (riparian and non-riparian), in the Northern Forest Zone of the State of Pernambuco, Northeast of Brazil. Plots (10m x 10m) were set up in all forest fragments and trees with a diameter at breast height - DBH  $\geq$  5 cm had their DBHs and total height measured. With the data in hand, density, abundance, richness and species diversity were calculated, and with dendrometric data (DBH and height), biomass and tree carbon were estimated using a specific equation. The study revealed that the Atlantic Forest fragments, at the biome level, have a high potential for storing carbon in the biomass, with an average of  $106.9 \pm 46.4$  MgC ha<sup>-1</sup> for the mature forest (FM) and  $90.1 \pm 43$  MgC ha<sup>-1</sup> for secondary forest (FS) and necromass with an average of 5.2 MgC ha<sup>-1</sup>, mainly in regions with high precipitation. The research showed a lack of relationship between structural characteristics such as size, successional stage, habitat, type and shape of fragments and arboreal carbon stock. It was found that riparian forests have 22% more carbon stock by plants when compared to non-riparian forests; however, there is a decrease in plant diversity. In addition, the presence of forest cover in riparian environments positively influences the water quality of streams, with a decrease mainly in turbidity, temperature and pH. This research brings clarity about the functioning and potential of Atlantic Forest fragments to store carbon and reinforces the need to conserve the integrity of riparian forests, based on the premise of protection and maintenance of water environmental services for terrestrial and aquatic life, as well as for the maintenance of ecosystem functions, especially climatic conditions.

**Keywords:** Brazil, tropical forests, environmental services, carbon, water quality.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>xiii</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>xvi</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....</b>	<b>xviii</b>
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>20</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>23</b>
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>23</b>
3.1. FLORESTAS TROPICAIS: SITUAÇÃO ATUAL .....	23
3.2. PADRÃO DE FRAGMENTAÇÃO DAS FLORESTAS TROPICAIS .....	25
3.3. FLORESTAS RIPÁRIAS E SUAS PECULIARIDADES.....	27
3.4. PADRÕES DE ABUNDÂNCIA, DIVERSIDADE E ESTOQUE DE BIOMASSA EM FLORESTAS RIPÁRIAS.....	29
3.4.1. Biomassa arbórea acima do solo em florestas ripárias .....	32
3.5. SAÚDE ECOLÓGICA E SERVIÇOS EM ECOSISTEMAS FRAGMENTADOS.....	33
3.6. VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS E OS BENEFÍCIOS SOCIOECONÔMICOS.....	35
<b>4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>38</b>
<b>CAPÍTULO I .....</b>	<b>49</b>
ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA E NECROMASSA ACIMA DO SOLO NA FLORESTA ATLÂNTICA: UMA ANÁLISE DE DADOS PRODUZIDOS ENTRE 2010 E 2020	
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>51</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>53</b>
2.1. ANÁLISE DE DADOS .....	54
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>54</b>
3.1. BIOMASSA E NECROMASSA NA FLORESTA ATLÂNTICA: ABRANGÊNCIA GEOGRÁFICA DOS DADOS DISPONÍVEIS .....	54
3.2. ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA E NECROMASSA ACIMA DO SOLO NA FLORESTA ATLÂNTICA .....	62
3.3. DIRECIONADORES DAS VARIAÇÕES NO ESTOQUE DE CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA BRASILEIRA.....	63
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>65</b>
4.1. ESTOQUE DE CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA .....	65

4.2. ALTERAÇÕES NA COBERTURA FLORESTAL E AS IMPLICAÇÕES PARA OS ESTOQUES DE CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA .....	67
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>69</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>70</b>
<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>77</b>
<i>TRADE-OFF</i> ENTRE O ESTOQUE DE CARBONO E A DIVERSIDADE DE PLANTAS MEDIADA POR CONDIÇÕES RIPÁRIAS NA FLORESTA ATLÂNTICA	
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>81</b>
2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	81
2.2. DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS .....	82
2.3. ESTIMATIVA DE BIOMASSA E DO CARBONO ARBÓREO .....	84
2.4. ANÁLISE DOS DADOS .....	85
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>86</b>
3.1. ESTOQUE DE CARBONO E DIVERSIDADE DE PLANTAS EM HABITATS RIPÁRIOS E NÃO-RIPÁRIOS .....	86
3.2. <i>TRADE-OFFS</i> ENTRE ESTOQUE DE CARBONO - DIVERSIDADE DE PLANTAS	91
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>97</b>
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>99</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>99</b>
<b>CAPÍTULO III .....</b>	<b>106</b>
A CONDIÇÃO RIPÁRIA COMO DIRECIONADORA PRINCIPAL DO ALTO ESTOQUE DE CARBONO EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ATLÂNTICA	
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>108</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>110</b>
2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	110
2.2. AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS EM CAMPO .....	111
2.3. ESTIMATIVA DE BIOMASSA E DO CARBONO ARBÓREOS ACIMA DO SOLO	114
2.4. CARACTERIZAÇÃO DOS SÍTIOS FLORESTAIS NA PAISAGEM E ESPACIALIZAÇÃO DO CARBONO ARBÓREO.....	115
<b>2.5. ANÁLISE DOS DADOS .....</b>	<b>116</b>
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>117</b>
3.1. ESTOQUE DE BIOMASSA E DE CARBONO NA ASSEMBLEIA DE PLANTAS NOS SÍTIOS FLORESTAIS .....	117

<b>3.2. SÍTIOS ESTUDADOS NA PAISAGEM E A ESPACIALIZAÇÃO DO CARBONO ARBÓREO .....</b>	<b>121</b>
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>123</b>
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>125</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>126</b>
<b>CAPÍTULO IV.....</b>	<b>131</b>
<b>O PAPEL DAS FLORESTAS RIPÁRIAS NA MANUTENÇÃO DA QUALIDADE HÍDRICA NA FLORESTA ATLÂNTICA</b>	
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>133</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>134</b>
2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	134
2.2. AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS .....	136
2.3. QUALIDADE DA FLORESTA RIPÁRIA.....	138
2.4. ANÁLISE DA QUALIDADE HÍDRICA .....	138
2.5. ANÁLISE DOS DADOS .....	140
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>141</b>
3.1. QUALIDADE DAS FLORESTAS RIPÁRIAS .....	141
3.2. QUALIDADE HÍDRICA NOS DIFERENTES HABITATS NO PERÍODO CHUVOSO E SECO.....	141
3.3. INFLUÊNCIA DAS FLORESTAS RIPÁRIAS E DA SAZONALIDADE DE PRECIPITAÇÃO NA QUALIDADE HÍDRICA.....	146
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>147</b>
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>150</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>150</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>157</b>
<b>APÊNDICES.....</b>	<b>158</b>

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

<b>Figura</b>	<b>Página</b>
Figura 1. Localização das áreas florestais com inventários de biomassa e necromassa acima do solo na Floresta Atlântica brasileira, com base em estudos publicados de 2010 a 2020.....	55
Figura 2. Análise comparativa do estoque de carbono ( $\text{MgC ha}^{-1}$ ) na biomassa acima do solo em diferentes estágios da floresta (florestas maduras-FM e florestas secundárias-FS) na Floresta Atlântica brasileira, com base em estudos publicados de 2010 a 2020.....	62
Figura 3. Representatividade das contribuições de diferentes frações da liteira fina para a Floresta Atlântica brasileira, com base em estudos publicados de 2010 a 2020. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente, usando o teste de Tukey a 5% de probabilidade. ....	63
Figura 4. Relação entre a precipitação média anual (mm) e o estoque de carbono na biomassa das árvores na Floresta Atlântica, com base em estudos publicados de 2010 a 2020. ....	65

### CAPÍTULO II

<b>Figura</b>	<b>Página</b>
Figura 1. Localidade da paisagem em estudo, Usina São José-Pernambuco-Brasil. ....	82
Figura 2. Riqueza e diversidade de espécies para os quatro distintos habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. A) Riqueza de espécies arbóreas ( $q=0$ ); B) Nordeste do Brasil. A) riqueza de espécies arbóreas ( $q = 0$ ); B) índice exponencial de Shannon ( $q = 1$ ); e C) índice inverso de Simpson $q = 2$ . A área sombreada refere-se ao intervalo de confiança de 95% com suas respectivas curvas de amostragem por interpolação (–) e extrapolação (–). Linhas pretas na vertical referem-se ao valor mínimo (506) de abundância (interpolação) e valor máximo (1000) de extrapolação. ....	90
Figura 3. Escala multidimensional não-métrica (NMDS) plotada com dados de densidade, riqueza e estoque de carbono em função dos diferentes habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste -Brasil. ANR = áreas não-riparia; CR = corredores ripários; ARBF = Áreas ripária na borda dos fragmentos; ARIF = Áreas ripária no interior dos fragmentos.....	91
Figura 4. Relação entre carbono e diversidade em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. A) relação diversidade-carbono ao nível dos habitats ( $n =$	

4); B) relação diversidade-carbono no nível da parcela (n = 120) e C) relação diversidade-carbono no nível de Sítios (n = 12).....	93
Figura 5. TITAN, A) soma (z-) e soma (z+) dos valores correspondentes a todos os pontos de mudança ao longo do gradiente ambiental. As linhas verticais pretas e vermelhas representam a distribuição de frequência cumulativa de pontos de mudança (limiares) entre 500 réplicas de bootstrap para soma (z-) e soma (z +), respectivamente. B) Pontos de mudança para espécies indicadoras puras e confiáveis. As linhas horizontais estendem-se do valor mais alto de carbono acima do solo observado até o 5º percentil da distribuição permutada de pontos de mudança para espécies win-win. As linhas horizontais estendem-se do valor mais baixo observado de carbono acima do solo até o 95º percentil para espécies trade-offs. O tamanho dos símbolos é proporcional ao valor do indicador da espécie (escores z). .....	97

### CAPÍTULO III

<b>Figura</b>	<b>Página</b>
Figura 1. Localização da área de estudo, Usina São José (USJ), Pernambuco-Brasil. ....	110
Figura 2. Dados das normais climatológicas registradas no período de 1990 a 2019, para a paisagem em estudo, Usina São José-Igarassu-PE. Fonte: Elaborado pelo autor com dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).....	111
Figura 3. Relação entre o estoque de carbono médio nos 37 sítios florestais (área amostral de 1000 m <sup>2</sup> ) e as variáveis explicativas (tamanho, habitat, estágio sucessional, tipo, forma e presença de água) na Usina São José, Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.....	121
Figura 4. Localização dos sítios estudados na paisagem, Usina São José (USJ), Pernambuco-Brasil.....	122

### CAPÍTULO IV

<b>Figura</b>	<b>Página</b>
Figura 1. Localização da área de estudo, Usina São José (USJ), Pernambuco-Brasil. ....	135
Figura 2. Dados climatológicos registrados no período de 1990 a 2019 para a paisagem em estudo, Usina São José (Igarassu, PE). Fonte: Elaborado pelo autor com dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). .....	136
Figura 3. Representação das coletas de água nos distintos habitats: A) Área ripária no interior de fragmentos-ARIF; B) corredor ripário-CR; e C) área sem floresta-ASF, ocupados por monocultura de cana de açúcar. (Autor: FONSECA, N.C.).....	137

- Figura 4. Comparação dos parâmetros de qualidade hídrica entre os diferentes habitats (ASF, CR e ARIF) no período chuvoso e seco, na Usina São José, Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil..... 145
- Figura 5. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) plotada com os dados dos parâmetros de qualidade hídrica em função do período de sazonalidade de precipitação (A) e separadamente entre os diferentes habitats (ASF, CR e ARIF) no período seco e chuvoso (B e C), localizados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ASF = Área sem floresta; CR = corredores ripários; ARIF = área ripária no interior dos fragmentos..... 146

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

<b>Tabela</b>	<b>Página</b>
Tabela 1. Relação dos estudos de biomassa e necromassa acima do solo publicados entre 2010 e 2020, em ordem decrescente do ano de publicação, para a Floresta Atlântica brasileira.....	57
Tabela 2. Resultados dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) e do critério de Akaike (AIC) para avaliar a contribuição das variáveis espaciais (altitude e tamanho da floresta) e ambientais (precipitação média anual e temperatura média) no estoque de carbono das árvores na Floresta Atlântica, com base em estudos publicados de 2010 a 2020.....	64

### CAPÍTULO II

<b>Tabela</b>	<b>Página</b>
Tabela 1. Fragmentos florestais estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, localizada na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ....	83
Tabela 2. Estatística descritiva para as variáveis estudadas por parcela (100 m <sup>2</sup> ) nos quatro habitats na Usina São José, Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ....	87
Tabela 3. As 14 espécies com ocorrência nos quatro habitats estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. ....	88
Tabela 4. Resultados da análise de rarefação (interpolação e extrapolação) para riqueza (q = 0) e diversidade de espécies (q = 1 e q = 2) para quatro diferentes habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.....	89
Tabela 5. Resultados de modelos lineares generalizados mistos (GLMM) e critério de Akaike (AIC) para avaliar a contribuição das variáveis explicativas (carbono, densidade e habitats) para a diversidade de espécies arbóreas. ....	92
Tabela 6. Lista de espécies indicativas de habitats não-ripario (ANR) e ripários (CR, ARBF e ARIF) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.....	94
Tabela 7. Limiar TITAN do nível da comunidade, estimados a partir das respostas das espécies de plantas ao estoque de carbono (Mg) em diferentes habitats estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. ....	95

### CAPÍTULO III

<b>Tabela</b>	<b>Página</b>
Tabela 1. Caracterização dos 37 sítios florestais estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.....	112
Tabela 2. Classes usadas na classificação supervisionada das imagens, Usina São José (USJ), Pernambuco-Brasil. ....	115
Tabela 3. Estimativa do estoque de biomassa e do carbono arbóreo em 1000 m <sup>2</sup> para os 37 sítios florestais estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ....	117
Tabela 4. Relação entre a biomassa estocada (Mg) nos 37 sítios florestais e as variáveis explicativas (tamanho, habitat, idade, tipo, forma e presença de água), Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ....	119
Tabela 5. Resultados dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) e critério de Akaike (AIC) para avaliar a relação das variáveis explicativas (tamanho, habitat, estágio sucessional, tipo, forma e presença de água) no estoque de carbono arbóreo nos 37 sítios florestais estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ....	119
Tabela 6. Estimativa do estoque de carbono arbóreo por hectare e desvio padrão para os sítios florestais estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.....	123

### CAPÍTULO IV

<b>Tabela</b>	<b>Página</b>
Tabela 1. Caracterização das nove áreas com presença de cursos d'água (riachos) estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ....	137
Tabela 2. Parâmetros físico-químico e biológico selecionados para avaliar a qualidade da água na USJ, Pernambuco, Nordeste do Brasil.....	139
Tabela 3. Valores dos parâmetros de qualidade hídrica (média ± desvio padrão) para os diferentes habitats (ARIF, ASF e CR) e em função da sazonalidade de precipitação (chuvoso e seco) para a Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.....	143

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

- AEM = Avaliação Ecosistêmica do Milênio  
AIC = Akaike information criterion  
ANOVA = Análise de Variância  
ANR = Área não ripária  
ANRC = American National Research Council  
APP = Área de Preservação Permanente  
ARBF = Área Ripária na Borda de Fragmento  
ARIF= Área Ripária no Interior do Fragmento  
ASF = Área sem Floresta  
BAS = Biomassa Acima do solo  
C = Carbono  
CAP = Circunferência a altura do peito  
CDB = Convenção Diversidade Biológica  
CE = Condutividade Elétrica  
CO<sub>2</sub> = Dióxido de carbono  
CONAMA = Conselho Nacional de Meio Ambiente  
CR = Corredor Ripário  
CV = Coeficiente de variação  
DAP = Diâmetro a altura do peito  
DENS = Densidade  
DP = Desvio padrão  
EPM = Erro padrão da média  
FC = Fator de conversão  
FM = Floresta madura  
FS = Floresta secundária  
FSI = Floresta Secundária Inicial  
FST = Floresta Secundária Tardia  
G = Grande  
GEE = Gases de efeito estufa  
GLMM = Generalized linear mixed model  
Gt = Gigatonelada  
HT = Altura total

IC = Índice de circularidade

INMET = Instituto Nacional de Meteorologia

IPBES = Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

IPCC = Intergovernmental Panel on Climate Change

IUFRO = International Union of Forest Research Organizations

KM = Quilômetro

LA = Latossolo Amarelo

M = Médio

Mg = Megatonelada

NMDS = Escalonamento multidimensional não-métrico

OD = Oxigênio Dissolvido

ONG = Organização não governamental

P = Pequeno

PA = Podzólicos Amarelos

PCA = Principal Component Analysis

PCOA = Principal Coordinates Analysis

PERMANOVA = Análise de variância permutacional

PROF = Profundidade

PSA = Pagamento por Serviços Ambientais

REDD = Redução das Emissões Provenientes do Desmatamento e da Degradação Florestal

RIQ = Riqueza

STD = Sólido Totais Dissolvidos

TAM = Tamanho

TEEB = The Economics of Ecosystems and Biodiversity

TEMP = Temperatura

USJ = Usina São José

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais cobrem 17,7 milhões de km<sup>2</sup> da área florestal global remanescente e se destacam pela alta capacidade em manter funções ecossistêmicas, que garantem a permanência dos fluxos de energia e ciclagem de nutrientes, bem como a provisão de serviços essenciais para o bem-estar humano no espaço e ao longo do tempo (COSTANZA et al., 2014; MUTOKO et al., 2015; KEENAN et al., 2015). A relação entre as funções do ecossistema e os serviços ecossistêmicos nas florestas nem sempre é direta, ou seja, um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico e, uma vez conhecidas as suas contribuições para a sociedade de forma direta, podem ser definidos como serviços ambientais (COSTANZA et al. 1997; DE GROOT et al. 2002; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013).

A União Internacional de Organizações de Pesquisa Florestal (em inglês: *International Union of Forest Research Organization-IUFRO*) estima que 1,2 a 1,5 bilhões de pessoas dependam diretamente das florestas tropicais para subsistência alimentar, provisão de madeiras, medicamentos e outros serviços. Além disso, mais da metade das 5 a 20 milhões de espécies de plantas e animais existentes residem nesses ecossistemas (GROOMBRIDGE; JENKINS, 2003; SCHEFFERS et al., 2012; VIRA et al., 2015). Apesar da importância, grande parte dessas florestas está sob pressão ou foi suprimida para fins de atividades agrícolas ou de pastagem, urbanização e para extração de madeira (CAPON et al., 2013; LEWIS et al., 2015). Essas práticas têm causado a perda de habitat e fragmentação e, conseqüentemente, ocorre uma perda inestimável de biodiversidade, dos recursos hídricos-em quantidade e qualidade, e da biomassa arbórea acima do solo (JOLY et al., 2000; LAURANCE et al., 2011; LEWIS et al., 2015; SHIMAMOTO et al., 2018; GRAEFF, 2018).

Tais perdas ficam ainda mais evidentes, em valores monetários, quando se comparam os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas tropicais e as áreas cultivadas (COSTANZA et al., 1997; COSTANZA et al., 2014). Em 2011, o valor total dos serviços foi estimado em US\$ 125 trilhões/ano, evidenciando a importância das florestas tropicais, que se destacam por serem uma das regiões mais biodiversas do mundo e proporcionam diversos serviços essenciais para o bem-estar da sociedade (COSTANZA et al., 2014; GIAM, 2017). Nas últimas décadas, devido à perda da cobertura florestal atrelada ao processo de fragmentação de habitats, muitas florestas tropicais persistem na forma de remanescentes florestais imersos em uma matriz, que certamente é prejudicial à sobrevivência das espécies e da manutenção dos serviços em longo prazo (RIBEIRO et al., 2009).

Atualmente, há uma crescente preocupação com as perdas de serviços ecossistêmicos em biomas já degradados, como é o caso da Floresta Atlântica brasileira, que, ao longo tempo, perdeu mais de 70% da sua cobertura original (DITT et al., 2010; REZENDE et al., 2018). Esta preocupação tem levado a um aumento nos esforços dos cientistas em identificar, quantificar e valorar os serviços disponíveis pela Floresta Atlântica. Exemplo disso é a Iniciativa Econômica dos Ecossistemas e da Biodiversidade (TEEB), que, desde 2008, vem promovendo um grande esforço para aprofundar os conhecimentos sobre os valores dos serviços ambientais e na busca de sensibilizar o setor privado para os ganhos potenciais com a proteção dessas florestas, de forma a incentivar investimentos em programas de Pagamento por Serviços Ambientais-PSA (LIU et al., 2010; GASCOIGNE et al., 2011; WUNDER et al., 2015).

A ideia por trás do PSA é recompensar aqueles que produzem ou mantêm os serviços ambientais atualmente ou encorajar outros a garantirem o provimento dos serviços, que não o fariam sem o incentivo, seguindo o princípio do “protetor recebedor” (MEA, 2005; WUNDER et al., 2015). Regiões com extensa cobertura florestal natural, particularmente as florestas conservadas, têm ganhado destaque nos estudos sobre a provisão e valoração de serviços ambientais, logo, tem ocorrido uma maior efetivação de PSAs (GIBSON et al., 2011; TER STEEGE et al., 2013). As paisagens modificadas pela ação antrópica, nas quais ocorrem fragmentos florestais pequenos, numerosos e isolados, também merecem atenção, visto que estes remanescentes podem ser de grande importância para a conservação dos recursos hídricos e também, se devidamente protegidos, contribuir para a conservação da biodiversidade, evitando a extinção de espécies e a diminuição na provisão de outros serviços (WRIGHT; MULLER-LANDAU, 2006; FARAH et al., 2017).

Nas paisagens fragmentadas, as florestas secundárias e pequenos remanescentes são cruciais para o ciclo global do carbono. Ao seguirem o processo de sucessão, estocam, em média, 122 Mg ha<sup>-1</sup> de biomassa em 20 anos, assumindo uma importância cada vez maior no controle das mudanças climáticas previstas (POORTER et al., 2016). Essas florestas podem garantir diversos benefícios sociais, econômicos e ambientais, além de incentivar a proteção dos fragmentos, manter o fluxo de cobenefícios (diversidade arbórea e qualidade hídrica) e cumprir com a estratégia estabelecida entre o Brasil e o compromisso com a Redução de Emissões provenientes de Desmatamento e Degradação Florestal - REDD+ (MMA, 2016).

Diante dessa perspectiva, a busca por conhecimento acerca do potencial dos fragmentos florestais, como mantenedores de biodiversidade e provedores de serviços ecossistêmicos, torna-se cada vez mais importante. Esta é uma demanda especialmente

relevante no Nordeste do Brasil, mais especificamente para região com predominância da Floresta Atlântica, ao norte do rio São Francisco, por se tratar de uma região caracterizada pela necessidade do uso da terra, principalmente para exploração da indústria canavieira. Esta prática agrícola, embora necessite de muita água no campo e na indústria, transformou florestas contínuas em paisagens altamente heterogêneas ao longo dos últimos séculos (SILVA et al., 2015). Baseado nisso, a presente pesquisa propõe realizar um diagnóstico da biodiversidade e serviços ecossistêmicos em uma paisagem fragmentada de Floresta Atlântica, principalmente quanto ao estoque carbono nos diferentes compartimentos da floresta (biomassa e necromassa) e à manutenção da qualidade hídrica e da diversidade arbórea. Para isso, foram respondidas as seguintes perguntas:

- ✓ Como está distribuído e quais fatores influenciam o estoque de carbono acima do solo nos ecossistemas da Floresta Atlântica?
- ✓ Existe relação entre o carbono e a diversidade de plantas em diferentes habitats ripários e não ripários da Floresta Atlântica? Existem espécies indicadoras de habitats ripários e/ou com alto teor de carbono? Existe um limite de carbono que separa os habitats de alta diversidade-baixo carbono dos habitats de baixa diversidade-alto carbono?
- ✓ Existe relação entre as características estruturais da floresta, tais como estágio sucessional, tamanho, habitat, tipo, forma e presença de recursos hídricos no estoque de carbono arbóreo?
- ✓ Qual o papel das florestas ripárias na qualidade do serviço ambiental hídrico?

Para responder a estas questões, são colocadas as seguintes hipóteses:

- ✓ O carbono está armazenado em maior quantidade na biomassa arbórea e fatores climáticos estão positivamente relacionados com o estoque de carbono acima do solo na Floresta Atlântica;
- ✓ Há uma relação negativa de carbono-diversidade mediada pelas condições ripárias;
- ✓ As características estruturais da floresta, descritas como estágio sucessional, tamanho, habitat, tipo, forma do sítio, e a presença de recursos hídricos apresentam relação direta com o estoque de carbono arbóreo; e
- ✓ A cobertura florestal em ambientes ripários influencia positivamente a qualidade hídrica dos riachos, seguindo a ordem: interior de fragmento > corredor ripário > ambiente sem vegetação.

Para responder às perguntas propostas, o trabalho foi estruturado em quatro capítulos: Capítulo I – Estoque de carbono na biomassa e necromassa acima do solo na Floresta Atlântica: uma meta-análise de dados produzidos entre 2010 e 2020; Capítulo II – *Trade-offs* entre o estoque de carbono acima do solo e a diversidade de plantas mediados pelas condições ripárias na Florestas Atlântica; Capítulo III – A condição ripária como direcionadora principal do alto estoque de carbono em uma paisagem de Floresta Atlântica; e Capítulo IV - O papel das florestas ripárias na manutenção da qualidade hídrica na Floresta Atlântica.

## **2. OBJETIVOS**

### **Geral**

Avaliar e quantificar o potencial dos fragmentos de Floresta Atlântica em prover serviços ecossistêmicos, com ênfase no estoque de carbono, na diversidade arbórea e na qualidade do serviço hídrico.

### **Específicos**

- ✓ Revisar e analisar dados sobre o estoque de carbono nos diferentes compartimentos acima do solo (biomassa e necromassa) em fragmentos de Floresta Atlântica;
- ✓ Verificar a relação entre o estoque de carbono e a estrutura da assembleia arbórea em fragmentos de Floresta Atlântica;
- ✓ Avaliar a distribuição espacial do carbono no cenário atual da paisagem em estudo; e
- ✓ Investigar a contribuição da vegetação para a qualidade do serviço ambiental hídrico.

## **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **3.1. FLORESTAS TROPICAIS: SITUAÇÃO ATUAL**

As florestas têm um papel fundamental no sustento de milhões de pessoas e no desenvolvimento econômico de muitos países. Além disso, fornecem bens e serviços essenciais aos ecossistemas, como alimentos, água, abrigo, ciclagem de nutrientes e protegem a biodiversidade globalmente única (GONZALES et al., 2014; KÖHL et al., 2015; OTA, 2019). Os ecossistemas florestais cobrem 4,06 bilhões de hectares da superfície terrestre, ou

0,52 hectares (ha) para cada pessoa no planeta (FAO, 2020). Esses ecossistemas estão entre os mais ricos biologicamente e geneticamente diversos e fornecem habitat para mais da metade das plantas e animais terrestres conhecidos no mundo (SHVIDENKO et al., 2005; KÖHL et al., 2015; MORALES-HIDALGO et al., 2015).

Cerca de 80% da biomassa vegetal terrestre está nas florestas, que contribuem para a formação do solo, regulação hídrica, além disso, estima-se que: cerca de 410 milhões de pessoas sejam altamente dependentes de florestas para subsistência; 10 milhões possuem renda e emprego direto; e 1,6 bilhão de pessoas dependem das florestas para alguma parte de seus meios de subsistência (FAO, 2010; MUNANG et al., 2011). Neste contexto, os produtos florestais madeireiros e manufaturados somam mais de US\$ 450 bilhões anualmente à economia do mercado mundial e o valor anual dos produtos florestais comercializados internacionalmente está entre US\$ 150 e 200 bilhões (KÖHL et al., 2015).

As florestas tropicais são conhecidas por abrigarem uma proporção significativa da área florestal global remanescente (45%) e por possuir alta capacidade em prover bem-estar à população mundial. Destacam-se também por manter pelo menos dois terços da biodiversidade do mundo, compreendendo alta riqueza (60-300 espécies ha<sup>-1</sup>), alta densidade de árvores (300-700 ha<sup>-1</sup>), grandes árvores (> 100 cm DAP, 45 m de altura) e uma estrutura de dossel mais complexa, quando comparadas a outros tipos de florestas (MUTOKO et al., 2015; GARCIA FLOREZ et al., 2017, DECUYPER et al., 2018).

Essas florestas contêm habitats estruturalmente mais complexos, que fornecem um grande número de nichos para diferentes espécies de animais e plantas, possuem alta produtividade primária líquida e estocam centenas de megatoneladas de biomassa acima do solo (ANDERSON-TEXEIRA et al., 2016). São sumidouros vitais de carbono (C), tendo em vista seu potencial em absorver continuamente dióxido de carbono da atmosfera e depositar em sua biomassa, o que contribui com a diminuição dos efeitos das mudanças climáticas (GONZALES et al., 2014). Por exemplo, estudos em florestas tropicais em três continentes estimaram um estoque total de carbono de 247 gigatoneladas (Gt), das quais 193 Gt C acima do solo e 54 Gt C abaixo do solo; as florestas latino-americanas estocam a maior quantidade, com 49%, seguindo-se a África Subsaariana e o sudeste da Ásia, com 26% e 25%, respectivamente (SAATCHI et al., 2011).

Estima-se que, juntas, as florestas estoquem aproximadamente 55% do carbono armazenado na vegetação terrestre e que o desmatamento, aliado às degradações dessas florestas, é responsável por mais de 10% das emissões globais de gases de efeito estufa antropogênicos (QUERE et al., 2013). No contexto atual das alterações climáticas e do

consequente aumento da incidência de riscos naturais, a função que as florestas tropicais desempenham na proteção do solo e dos recursos hídricos, bem como dos múltiplos serviços ecossistêmicos, tem se tornado cada vez mais importante (MIURA et al., 2015). Porém, mesmo diante dos vários benefícios que as florestas proporcionam, estas estão cada vez mais afetadas pelas mudanças no uso da terra, causando a degradação e destruição dos ecossistemas naturais (HADDAD et al., 2015).

A capacidade de manutenção das florestas tropicais tem sido reduzida diariamente, devido à supressão florestal e suas consequências relacionadas, como a remoção completa da biomassa arbórea acima do solo, à perda de grandes árvores, causada por uma elevada mortalidade perto de bordas, especialmente de árvores emergentes que são particularmente vulneráveis (LAURANCE et al., 2002; LAURANCE et al., 2011), e também à sucessão retrógrada ou degeneração florestal (PAULA et al., 2011; JOLY et al., 2014).

Nos últimos 50 anos, os seres humanos modificaram os ecossistemas naturais mais extensivamente do que em qualquer período de tempo comparável na história humana, em grande parte para atender às crescentes demandas por alimentos, água potável, madeira, fibra e combustível (ASH et al., 2010). Essas ações antrópicas levaram a perdas significativas de florestas tropicais, resultando em uma fragmentação sem precedentes desses habitats (ROSA et al., 2016). Estudos recentes revelaram que 70% das florestas remanescentes estão dentro de 1 km da borda da floresta, sujeitas aos efeitos degradantes da fragmentação, e a taxa anual média de desmatamento está em 0,5% desde a década de 1990, causando o declínio da biodiversidade global e dos serviços ecossistêmicos (PEREIRA et al., 2010; ACHARD et al., 2014; HADDAD et al., 2015; GANIVET; BLOOMBERG, 2019).

### 3.2. PADRÃO DE FRAGMENTAÇÃO DAS FLORESTAS TROPICAIS

As intervenções antrópicas vêm transformando extensas áreas de florestas em fragmentos florestais menores e isolados (ZIPKIN et al., 2009; HADDAD et al., 2015). O processo de fragmentação ocorre simultaneamente à perda de habitat, por isso, alguns especialistas consideram desnecessária a distinção entre esses dois processos (METZGER, 2007; LAURANCE, 2011; TAUBERT et al., 2018). Portanto, em um sentido mais amplo, a fragmentação se caracteriza pela ruptura de uma unidade da paisagem, que inicialmente se apresentava de forma contínua, surgindo assim parcelas menores com dinâmicas diferentes das existentes no ambiente original, levando à formação de uma paisagem em mosaico, com a

estrutura constituída por manchas ou fragmentos, corredores e a matriz (METZGER, 2001; METZGER, 2003).

Padrões globais de fragmentação preveem grande aumento no número total de remanescentes florestais (TAUBERT et al., 2018). Atualmente, cerca de 10% da área florestal continental é composta por fragmentos florestais menores que 10.000 ha, sendo que 11,2% são para as Américas, 9,9% para a África e 9,2% para a Ásia-Austrália (TAUBERT et al., 2018). As taxas de desmatamento diferem entre os continentes, com focos concentrados principalmente na Ásia e na América do Sul, em especial no Brasil, que se destaca em escala planetária, visto que o país possui o maior capital natural do mundo e abriga 1/3 das florestas tropicais (ACHARD et al., 2014; LEWIS et al., 2015).

Dentre estas, destaca-se a Floresta Atlântica, por ser a segunda maior floresta tropical pluvial do continente americano, com grande riqueza florística e alto potencial para estoque de matéria orgânica e carbono (MYERS et al., 2000). Porém, as diversas pressões antrópicas exercidas sobre os inúmeros ecossistemas da Floresta Atlântica colocaram-na como um dos *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade, transformando as florestas contínuas em verdadeiros arquipélagos de pequenas ilhas de vegetação, circundadas por matrizes de áreas degradadas, pastagens, agricultura, silvicultura e áreas urbanas (MITTERMEIER et al., 2011; JOLY et al., 2014).

A fragmentação atual levou à perda significativa das florestas, restando entre 12% e 28% da cobertura vegetal original. Consequentemente, uma grande proporção da vasta biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos foi perdida e outra parte está ameaçada, colocando em risco o funcionamento desses ecossistemas, tais como, a capacidade das florestas de remover CO<sub>2</sub> da atmosfera continuamente e estocar na forma de carbono (C) na sua biomassa (METZGER, 2007; PAN et al., 2011; REZENDE et al., 2018; SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). Entender como o aumento no número de fragmentos e a diminuição nos seus tamanhos afetam a sustentabilidade e manutenção das florestas tropicais é uma questão fundamental e necessária para elucidar as causas e consequências desses processos na perda de biodiversidade e dos muitos serviços oferecidos pelas florestas (BIRDSEY; PAN, 2015).

Nessa perspectiva, várias pesquisas têm sido realizadas constantemente na busca por respostas. Exemplos disso foram os trabalhos de Haddad et al. (2015) e Alroy (2017), que obtiveram respostas fortes e consistentes de organismos e processos ecossistêmicos à fragmentação, como a redução da riqueza de espécies de plantas e animais, muitas vezes alterando a composição de comunidades inteiras, redução na abundância de aves, mamíferos,

insetos e plantas, além, também, da reduzida retenção de carbono, nitrogênio, produtividade e polinização. De maneira consistente, todos os aspectos da fragmentação apresentam efeitos degradantes sobre a biodiversidade e as funções ecológicas essenciais à manutenção dos ecossistemas florestais.

Nas florestas tropicais, o tamanho reduzido dos fragmentos e o aumento na proporção de habitat causaram mudanças no ambiente físico, que levaram ao aumento da mortalidade de indivíduos de espécies arbóreas em cerca de 30%, redução da densidade de plantas, perda de árvores grandes e antigas, em favor de árvores pioneiras. Como impactos subsequentes nas comunidades, registram-se diminuição significativa da biomassa estocada e aumento das emissões de gases do efeito estufa para a atmosfera, afetando, assim, o sistema climático global (HOUGHTON et al., 2001; SOARES-FILHO, 2006; LAURANCE, 2008; LOPES et al., 2009; HADDAD et al., 2015; ALROY, 2017).

Além disso, como os fragmentos florestais são mais acessíveis do que as florestas contínuas, eles são frequentemente expostos a perturbações antrópicas, como extração ilegal de madeira, desmatamento de grandes extensões territoriais para as práticas agrícolas e o processo de urbanização (FAHRIG, 2003; GANIVET; BLOOMBERG, 2019). A ocupação das terras agrícolas já ultrapassa 1,53 bilhão de hectares e pode expandir 18% até meados deste século; já a área comprometida com centros urbanos deve triplicar para 0,18 bilhão de hectares até 2030 (TILMAN, 1999; FOLEY et al., 2011; SETO et al, 2012).

Entre os ecossistemas mais expostos à prática agrícola e ao processo de fragmentação e urbanização estão as florestas ripárias, que, de acordo com o Conselho Nacional de Pesquisa Americano (Em inglês: *American National Research Council-ANRC*), são formações florestais encontradas ao longo dos cursos e corpos d'água, caracterizadas por ocuparem áreas intensamente dinâmicas na paisagem, tanto em termos hidrológicos quanto ecológicos e geomorfológicos, onde a florística e a estrutura fitossociológica se modificam em resposta a esses componentes (LIMA; ZAKIA, 2000; NILSSON; BERGGREN, 2000; MORO, 2010; ROSOT et al., 2018).

### 3.3. FLORESTAS RIPÁRIAS E SUAS PECULIARIDADES

As florestas ripárias podem ser encontradas em todas as zonas climáticas (exceto na Antártica) e correspondem de 0,5% a 1% da superfície terrestre global, com cerca de 2 milhões de km<sup>2</sup> (MITRA 2005; SUTFIN et al., 2016). Nas últimas décadas, grande parte dessas florestas foi suprimida para fins de atividades agrícolas e urbanização (CAPON et al.,

2013; LEWIS et al., 2015). Estas práticas têm causado erosão e perda da camada de solo biologicamente ativo, sofrendo assoreamento e inundações e perda de biodiversidade e da biomassa arbórea acima do solo (JOLY et al., 2000; LAURANCE et al., 2011; GRAEFF, 2018).

As florestas ripárias, mesmo diante de sua pequena representatividade na superfície terrestre, têm sido reconhecidas mundialmente pelo alto potencial em estocar biomassa e por serem reguladoras das funções do ecossistema, especialmente dos ciclos hidrológicos (CORBACHO et al., 2003, BURTON et al., 2005; RICHARDSON et al., 2007; MÉNDEZ-TORIBIO et al., 2014). Além disso, essas áreas foram documentadas como importantes refúgios da fauna silvestre e abrigo de uma grande diversidade de espécies da flora, atuando como corredores e tampões biológicos, filtros de nutrientes, entre outros (NAIMAN; DECAMPS, 1997; GUTIERREZ; BECERRA, 2018).

Diante da peculiaridade das florestas ripárias e do alto grau de antropização a que têm sido submetidas, tem havido uma maior preocupação na criação e efetivação de leis que estabeleçam normas gerais sobre a proteção dessas formações vegetais (ROSOT et al., 2018). No Brasil, a preocupação com a proteção e conservação das florestas ao longo das margens dos rios e outros tipos de corpos d'água se iniciou no ano de 1934, quando foram consideradas florestas protetoras e, entre outros objetivos, deveriam fornecer proteção às águas dos riachos, especialmente na prevenção de erosão por agentes naturais e antrópicos (BRASIL, 1934).

O conceito de florestas protetoras evoluiu para o de Áreas de Preservação Permanente (APPs), que surgiu com a Lei Florestal de 1965 (BRASIL, 1965), e que foram reforçadas e ampliadas na mais nova e atual Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.561, de 25 de maio de 2012) (BRASIL, 2012), que tem como função ambiental preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, além de facilitar o fluxo gênico da flora e da fauna, proteção do solo e garantia do bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012; ROSOT et al., 2018).

Vale destacar que, no Brasil, as áreas ripárias, de acordo com a Lei 12.651/12, variam dentro de cinco classes de largura fixa, dependendo da largura do curso d'água, considerada em cada ponto (BRASIL, 2012) (Figura 1).



**Figura 1.** Larguras das florestas ripárias ao longo do curso d'água de acordo com a Lei de proteção da vegetação nativa. Fonte: Fonsêca (2021)

Essas florestas ripárias possuem alto potencial para a provisão de serviços ecossistêmicos e são sensíveis às influências naturais e antrópicas (SCHINEGGER et al. 2012; GREET et al. 2013). Dessa forma, compreender as relações entre as características físicas do ambiente e seu padrão estrutural e de diversidade vegetal se torna uma questão fundamental e necessária para entender e elucidar as causas e consequências na perda das funções ecológicas e dos muitos serviços oferecidos (BIRDSEY, 2015; PIELECH et al. 2015; ADEL et al., 2018), bem como, projetar o destino dessas florestas em paisagens cada vez mais fragmentadas.

### 3.4. PADRÕES DE ABUNDÂNCIA, DIVERSIDADE E ESTOQUE DE BIOMASSA EM FLORESTAS RIPÁRIAS

As florestas inseridas ao longo e no entorno dos cursos d'água têm características estruturais definidas por interações complexas geológicas, geomorfológicas, climáticas, hidrológicas e hidrográficas, que atuam como elementos definidores da paisagem e das

condições ecológicas locais (RODRIGUES, 2000). Vários trabalhos têm registrado diferenças importantes na composição, diversidade e estrutura das comunidades vegetais, quando as florestas ripárias são comparadas às florestas não ripárias (CORBACHO et al., 2003; BERTHELOT et al., 2014). Segundo pesquisas florísticas, essa diferença na estrutura, diversidade de espécies e na composição é o resultado da interação de componentes particulares desses ambientes ripários (filtros ambientais), como topografia, luz, temperatura mais amena, alta umidade (GREGORY et al., 1991; RODRIGUES; SHEPHERD 2000; ROSOT et al., 2018) e a frequência de distúrbios naturais e antrópicos (RICHARDSON et al., 2007; ROCHA-URIARTT et al., 2016).

É notório que, mesmo sendo restritas na paisagem, as florestas ripárias apresentam grande complexidade florística e estrutural, e isso é atrelado ao aumento da disponibilidade de água no solo, o que influencia diretamente a distribuição das espécies arbóreas (SUZUKI et al., 2002; XIONG et al., 2003; SAMBARÉ et al., 2011; GUTIERREZ; BECERRA, 2018). Por selecionar as espécies mais adaptadas, reduzindo a concorrência, as florestas ripárias favorecem a coexistência de espécies restritas aos habitats (GRANADOS-SÁNCHEZ et al., 2006; GUTIERREZ; BECERRA, 2018). A disponibilidade hídrica também é considerada um fator determinante na produtividade primária líquida (NAIMAN DECAMPS, 1997; GRANADOS-SÁNCHEZ et al., 2006) e influencia outras características estruturais como maior cobertura de espécies arbóreas (CORBACHO et al., 2003; GOEBEL et al., 2003), menor densidade de regeneração (BERTHELOT et al., 2014) e menor cobertura de plantas herbáceas (RAMÍREZ et al., 1983; HARPER; MACDONALD 2001).

Todas as características supracitadas também são influenciadas por quatro fatores – elevação, distância dos corpos d'água, distúrbios naturais e antrópicos (AJBILOU et al., 2006; BERTHELOT et al., 2014; ADEL et al., 2018). Esses fatores são importantes na determinação e estabelecimento de espécies ao longo de um gradiente de elevação do rio para as florestas interiores (ADEL et al., 2018). Alterações na composição de espécies e no padrão de distribuição espacial devido à mudança de altitude estão associadas a diferenças nos microclimas e nas alterações no nível de oxigênio, que ocorrem durante as inundações, impulsionando a seleção de espécies que possuem características metabólicas adaptadas às áreas próximas aos rios (JOLY, 1994; AJBILOU et al., 2006; ADEL et al., 2018).

Pesquisas realizadas nas florestas ripárias dos Estados Unidos da América (EUA) (PABST; SPIES, 1999; GOEBEL et al., 2012), na Irlanda (COROI et al., 2004) e no México (CASTILLON et al., 2015) descobriram que a elevação e a distância dos corpos d'água influenciam a precipitação efetiva, a temperatura e as propriedades do solo, afetando

diretamente a composição e o crescimento das plantas. Já os distúrbios naturais e antrópicos, que também são comuns nessas áreas, controlam a estrutura, a composição e os padrões de dominância desses sistemas, alterando a disponibilidade de recursos ou o ambiente físico (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; ROCHA-URIARTT et al., 2016).

Os distúrbios naturais (por exemplo, inundações sazonais) ajudam a explicar, em parte, a composição e a diversidade encontrada em ambientes ripários, pois favorecem a coexistência de espécies com diferentes exigências ecológicas (ROCHA-URIARTT et al., 2016). Um estudo realizado no Norte do Irã, avaliando a estrutura, composição e regeneração, ao longo de um gradiente altitudinal, demonstrou que a densidade de regeneração de árvores nas florestas ripárias é significativamente menor do que nas florestas não ripárias e chegou à conclusão que um dos principais fatores que reduz a regeneração é a ocorrência de inundações frequentes ao longo dos anos, causando a redução no suprimento de sementes no solo pelas águas das cheias (ADEL et al., 2018).

Outro determinante importante do sucesso da regeneração e da composição arbórea é a intensidade da competição interespecífica entre mudas de árvores e arbustos (SARR et al. 2011). O sombreamento causado pelos arbustos reduz a densidade e o estabelecimento da regeneração das árvores (HUDSON et al., 2014), intensificando a competição por recursos, como luz e nutrientes, e isso tem reflexo direto na futura composição da floresta (ADEL et al., 2018).

Essa competição altera os padrões de composição das espécies arbustivas e arbóreas entre florestas ripárias e não ripárias. Por exemplo, a densidade de espécies arbustivas é significativamente maior nas áreas ripárias (ADEL et al., 2018). Uma justificativa para a diferença é que as espécies de arbustos não competem tão bem sob a maior densidade e cobertura de dossel das florestas não ripárias e que o regime de distúrbios nas florestas ripárias, que limita a cobertura de dossel de árvores, proporciona mais oportunidades para o estabelecimento dos arbustos (VILLARIN et al., 2009; ŠÁLEK et al., 2013; ADEL et al., 2018).

Essa complexidade de fatores, atuando com frequências e intensidades variáveis no espaço e no tempo, define a heterogeneidade do ambiente ripário, constituindo um mosaico de condições ecológicas distintas, cada qual com suas particularidades fisionômicas, florísticas e/ou estruturais, deixando clara a importância das florestas ripárias em termos de composição, riqueza, diversidade e estoque de biomassa acima do solo (MÉNDEZ-TORIBIO et al., 2014).

### 3.4.1. Biomassa arbórea acima do solo em florestas ripárias

A produção e estoque de biomassa arbórea são, em média, mais altos em regiões com clima relativamente quente e úmido e menor em áreas com clima relativamente quente e seco (DYBALA et al., 2018). Nesse contexto, as florestas ripárias têm se destacado na produtividade primária, apresentando condições de crescimento favoráveis (por exemplo, alta disponibilidade hídrica no solo, alta temperatura, suprimento ideal de nutrientes e complexidade estrutural) e acúmulo de biomassa e carbono a uma taxa maior do que as florestas não ripárias (MATZEK et al., 2018; NAIMAN et al., 2010; SUTFIN et al., 2016), contribuindo para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas em curto prazo (CAPON et al., 2013; RIEGER et al., 2015; RIEGER et al., 2016; DYBALA et al., 2018).

Em geral, as pesquisas apontam que as florestas ripárias refletem um padrão complexo de respostas a fatores ambientais, que variam no tempo e espaço e na frequência de distúrbios naturais e antrópicos (PREDICK et al. 2009; RIEGER et al., 2016; SUTFIN et al., 2016; YATSKOV et al., 2019). Apesar de serem um componente dinâmico, os sistemas ripários estão entre os ecossistemas menos investigados (COLE et al., 2007). Pesquisas limitadas realizadas até o momento sugerem que essas florestas podem armazenar uma proporção significativa da biomassa e do carbono terrestre (CIERJACKS et al., 2010; WOHL et al., 2012; SUTFIN et al., 2016). Independentemente da quantidade e precisão nas estimativas, esses reservatórios de carbono representam uma grande ameaça à aceleração do aquecimento global, quando liberados na atmosfera (GORHAM, 1995; MITRA et al., 2005). A capacidade de manutenção das funções ecológicas essenciais ao equilíbrio dos ecossistemas tem sido reduzida diariamente, devido à supressão florestal e suas consequências relacionadas, como a conversão dessas áreas em campos agrícolas ou de pastagem, urbanização e para extração madeireira (LEWIS et al., 2015).

A perda de floresta foi de aproximadamente 100 milhões de hectares em 14 anos, causando a remoção da biomassa arbórea acima do solo, perda de grandes árvores por uma elevada mortalidade perto das bordas, especialmente de árvores emergentes que são particularmente vulneráveis (LAURANCE et al., 2011; FAO, 2014).

De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (Em inglês: *Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC*), se as áreas ripárias degradadas ou suprimidas para atividades antrópicas fossem restauradas, elas teriam o potencial de armazenar um total de 13,6 a 31,4 bilhões de Mg C apenas em biomassa arbórea ou 2,9% a 6,7% dos estoques armazenados em vegetação em todo o mundo (IPCC, 2000; DYBALA et

al., 2018). O potencial em acumulação de carbono nas florestas ripárias é justificado pelo rápido crescimento das árvores e consequente aumento no estoque de biomassa nos primeiros anos (HANSEN et al., 2017).

É diante dessa perspectiva que a busca por conhecimento acerca do potencial das florestas ripárias como mantenedores de processos e provedores de serviços ecossistêmicos se torna cada vez mais importante. Essas florestas mantêm o fluxo de cobenefícios e cumprem com a estratégia estabelecida entre os países (por exemplo, o Brasil) e o REDD+, que tem como uma das metas reduzir as emissões de gases do efeito estufa provenientes do desmatamento e da degradação florestal (MMA, 2016).

### 3.5. SAÚDE ECOLÓGICA E SERVIÇOS EM ECOSISTEMAS FRAGMENTADOS

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) define ecossistema como uma unidade funcional complexa e dinâmica, em que ocorrem diversos processos naturais entre as comunidades vegetais, animais, de microorganismos e o seu meio abiótico (MEA, 2003). Esses processos naturais garantem a sobrevivência das espécies e possuem a capacidade de prover bens e serviços ecossistêmicos que satisfazem necessidades humanas, direta ou indiretamente (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

A Avaliação Ecossistêmica do Milênio-AEM, uma iniciativa internacional apoiada pelas Nações Unidas, que trata de pesquisas sobre a saúde dos ecossistemas e sua relação com a manutenção da vida, classificou os serviços ecossistêmicos em quatro grupos, a saber: *serviços de provisão* (alimentos, água, madeira para combustível, fibras, bioquímicos e recursos genéticos), *regulação* (regulação climática, de doenças, biológica, de danos naturais e regulação e purificação do ar), *cultural* (ecoturismo e recreação, espiritual e religioso, estético e inspiração e educacional) e de *suporte* (formação do solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes e produção primária) (MEA, 2005; KIBRIA et al., 2017).

Nas florestas, a intensidade de provisão dos serviços ecossistêmicos está diretamente relacionada à sua quantidade, configuração e qualidade (FERRAZ et al., 2014). No entanto, em paisagens altamente dinâmicas, os serviços ambientais são potencialmente afetados não apenas pela estrutura da paisagem, mas também pela crescente conversão dos ecossistemas nativos em áreas cultiváveis para atender à crescente demanda populacional (KIBRIA et al., 2017). Mudanças nas paisagens florestais afetam principalmente regiões tropicais, onde se estima que cerca de 80% das florestas estão sendo substituídas por terras agrícolas (GIBBS et al., 2010; FOLEY et al., 2011). Esta conversão é preocupante, uma vez que boa parte da

população mundial vive e depende dos serviços fornecidos por essas florestas para sua sobrevivência (VIRA et al., 2015).

A AEM, estudando os impactos das atividades antrópicas no meio ambiente, com apoio de mais de 1.300 autores e colaboradores de 95 países, incluindo o Brasil, definiu um total de 24 serviços prestados pelas florestas. De acordo com o estudo, 60% (15 de 24) dos serviços diagnosticados estão degradados ou sob pressão, sendo o principal fator a má gestão do capital natural (água, ar, solo, fauna e flora) (SUTTON et al., 2016).

Globalmente, estima-se uma perda média ponderada de 9,2% no valor anual dos serviços ecossistêmicos (SUTTON et al., 2016). No Brasil, há uma redução estimada de 6,7% ao ano, tendo como principais causas, às perdas substanciais desses serviços, as mudanças na cobertura do solo e a diminuição e fragmentação dos ecossistemas (SUTTON et al., 2016). A degradação desses ecossistemas e a consequente perda de biodiversidade prejudicam o funcionamento e a resiliência, ameaçando a capacidade de fornecer continuamente os serviços ambientais para as gerações presentes e futuras (DE GROOT et al., 2012).

A preocupação com a diminuição dos serviços ecossistêmicos tem refletido diretamente na política ambiental e, por conseguinte, levou à criação de várias iniciativas internacionais (BATEMAN et al., 2013), como por exemplo: Avaliação Ecossistêmica do Milênio/AEM (MEA, 2005); Iniciativa Econômica dos Ecossistemas e da Biodiversidade/TEEB (SUKHDEV, 2010); Metas Estratégicas 2011-2020 da Convenção das Nações Unidas sobre Diversidade Biológica/CBD (WEIGAND et al., 2011); e a Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos/IPBES (PERRINGS et al., 2011).

Essas iniciativas têm como principais metas diminuir e reverter os processos de degradação, promovendo, assim, a proteção, o uso sustentável e a recuperação dos ecossistemas. Esta visão antropocêntrica tem levado a um aumento nos esforços em identificar e quantificar os serviços ambientais disponíveis pelos ecossistemas, tornando assim, mais explícita a ligação entre as florestas e a sociedade, além de auxiliar nas tomadas de decisões, ao ganhar espaço no cenário político com metas de sustentabilidade (LIU et al., 2010; GASCOIGNE et al., 2011; FISHER et al., 2014; MARTINEZ-HARMS et al., 2015).

Uma vez que esses bens e serviços são identificados e quantificados, eles podem ser monetizados, garantindo diversos benefícios sociais e econômicos, além de incentivar a proteção e o fortalecimento de áreas remanescentes (JENKINS et al., 2010; GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

### 3.6. VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS E OS BENEFÍCIOS SOCIOECONÔMICOS

A espécie humana, desde o seu surgimento, é dependente do fluxo de serviços ecossistêmicos providos pela dinâmica das florestas, que são, em outras palavras, fontes de bem-estar para a humanidade (FAO, 2010). Mesmo diante da importância, a avaliação do grau de contribuição dos serviços para o bem-estar da sociedade não tem sido uma tarefa trivial e isso tem causado um desafio em conciliar o desenvolvimento socioeconômico e a natureza, porque, tradicionalmente, os serviços são vistos isoladamente ou mesmo em oposição e raramente são levados em conta no planejamento de um desenvolvimento que incorpore os três pilares da sustentabilidade: crescimento econômico, igualdade social e conservação ambiental (TEEB, 2010; COSTANZA et al 2014).

Atrelado a isso, a maioria dos serviços não são considerados nas decisões econômicas, por não existir um mercado e estes não apresentarem um preço determinado pela dinâmica da oferta e da demanda, logo, seu consumo gera custos e benefícios que não são captados pelo sistema de mercado (GUEDES; SEEHUSEN, 2011). Sob a ótica econômica, este problema ocorre porque serviços ambientais são considerados externalidades e têm características de bens públicos (COSTANZA et al 2014). Externalidades são efeitos não intencionais da decisão de produção ou consumo de um agente econômico, que causam uma perda (ou um ganho) de bem-estar a outro agente econômico, e, por isso, não é compensada, sendo comumente excluída dos cálculos econômicos dos agentes (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Neste contexto, a valoração ambiental ainda é um ponto polêmico e as principais críticas dizem respeito à dificuldade dos métodos utilizados em captar, de fato, todos os benefícios gerado. Entretanto, para Fearnside (1997), transformar os valores dos benefícios gerados pelo ecossistema em fluxos monetários para suas comunidades tem maior importância do que avaliar o que pode ser vendido em produtos pelos mesmos. O autor reconhece que há uma série de barreiras a ser transposta, a primeira delas se refere à exata quantificação destes serviços, mas considera a melhor alternativa, em longo prazo, para o desenvolvimento sustentável.

Nas últimas três décadas, vários trabalhos buscaram valorar os benefícios econômicos providos pelos ecossistemas e seus serviços ambientais para a sociedade, possibilitando, assim, a comparação destes com outros bens produzidos ou recursos financeiros, trazendo mais clareza sobre os ganhos e as perdas que cada alternativa envolve, os chamados conflitos

de escolha (*trade-offs*) (COSTANZA et al., 1997; TEEB, 2010; DE GROOT et al., 2012; COSTANZA et al., 2014).

A primeira iniciativa de valoração dos serviços ambientais só ocorreu em meados dos anos 1990, elaborada por Robert Costanza e colaboradores (COSTANZA et al., 1997). De acordo com este estudo, os ecossistemas naturais promovem, a cada ano, bens e serviços ambientais à humanidade da ordem entre 16 a 54 trilhões de dólares (em média, 33 trilhões). Em 2014, esses valores foram atualizados com uma estimativa de U\$ 125 trilhões para os serviços ecossistêmicos globais no ano de 2011 (COSTANZA et al., 2014).

Os estudos tiveram grandes repercussões pela magnitude dos números e pela chamada de atenção para algumas questões conceituais extremamente importantes, referentes à valoração ambiental, como à percepção da dependência das sociedades humanas aos serviços prestados pela natureza, a importância desses serviços para a economia mundial e, não menos importante, a percepção de que as mudanças nas quantidades e qualidades dos ecossistemas naturais podem ter um impacto direto no bem estar das sociedades humanas, e, desta forma, ser um insumo fundamental para subsidiar tomadas de posição dos atores políticos e internalizar nestes tomadores de decisões os custos e benefícios sociais de tais decisões (COSTANZA et al., 1997; MEA, 2005; COSTANZA et al., 2014).

Contudo, é importante também ressaltar as controvérsias, em relação à atribuição de valor econômico, para os ambientalistas, por envolverem questões éticas, filosóficas ou metodológicas (TEEB, 2010). No entanto, as iniciativas de valoração estão deixando claro que os ecossistemas e a biodiversidade são extremamente valiosos e devem ser conservados, não somente por motivos ambientais, econômicos, éticos ou religiosos, mas também por razões sociais. Muitas estratégias e programas já foram iniciados e buscam promover essa integração (ambiental, social e econômica). Uma proposta que tem ganhado destaque nessa perspectiva é a adoção do esquema ou programa de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSAs), definido como transações voluntárias entre usuários e provedores de serviços, que estão condicionados às regras acordadas de gerenciamento dos recursos naturais para gerar serviços externos (WUNDER et al., 2015).

O PSA é um instrumento econômico, dentre muitas opções de gestão, que gera externalidades positivas aos seus fornecedores e tem sido discutido, com grande ênfase na atualidade, para lidar com a falha de mercado, relativa à tendência à suboferta de serviços ambientais, em decorrência da falta de interesse por parte de agentes econômicos em atividades de proteção e uso sustentável dos recursos naturais (GUEDES; SEEHUSEN, 2011). Trata-se de uma estratégia inovadora, voluntária e negociada, que se distingue das

medidas de comando e controle, isto é, dos instrumentos de gestão ambiental caracterizados pelo uso de penalizações como forma de forçar mudanças no comportamento do agente econômico gerador de algum impacto ambiental (VEIGA NETO, 2008; WUNDER et al., 2015).

Ao longo das últimas duas décadas, tem ocorrido um rápido crescimento em pesquisas sobre PSA, com uma média de 1715 artigos publicados (BORNER et al., 2017). Esse aumento nas pesquisas tem relação direta na expansão dos programas de PSA em todo o mundo. Atualmente existem mais de 550 programas ativos com pagamentos anuais acima de US\$ 36 bilhões (SALZMAN et al., 2018), com maior destaque para os serviços ambientais relacionados ao sequestro de CO<sub>2</sub> ou armazenamento de carbono (PSA-Carbono), proteção dos recursos hídricos (PSA-Água), da biodiversidade (PSA-Biodiversidade) e, por último, mas não menos importante, a beleza cênica (PSA-Beleza cênica).

Estudos sobre PSA-Carbono são os que aparecem com maior frequência e intensidade, por estarem diretamente relacionado à Estratégia REDD (Redução das Emissões Provenientes do Desmatamento e da Degradação Florestal) e REDD+ (que acrescenta a Conservação dos Estoques de Carbono Florestal, Manejo Sustentável de Florestas e Aumento de estoques de Carbono Florestal) (MMA, 2016; PACHECO et al., 2012; SALZMAN et al., 2018). Além disso, o PSA-Carbono oferta vários cobenefícios, como, por exemplo, redução das mudanças climáticas por meio da mitigação do desmatamento ilegal, proteção dos corpos d'água e da biodiversidade (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

O aumento na efetivação desses programas de PSA está proporcionando contribuições essenciais e necessárias ao desenvolvimento sustentável, a nível local, regional e global (MARTINEZ-HARMS et al., 2015). Esta abordagem é muito importante, especialmente em ecossistemas críticos, como a Floresta Tropical, que possui alta capacidade em prover serviços e vem enfrentando crescentes níveis de desmatamento (FAO, 2012; BRANDON, 2014; SHIMAMOTO et al., 2018).

As principais contribuições estão diretamente relacionadas aos aspectos: **ambientais** – diminuição do desmatamento dos remanescentes de florestas ainda existentes, sequestro de CO<sub>2</sub>, redução de erosão e aumento do fornecimento de água em quantidade e qualidade e mitigação das mudanças climáticas; **econômicos** – atração de capital internacional através da venda de créditos de carbono, estímulo à criação de novas atividades agregadoras de renda e geração de renda através dos pagamentos recebidos pelos produtores rurais incluídos nos programas (PSA); e **sociais** – geração de empregos na atividade de reflorestamento, atividades de capacitação, educação ambiental e bem-estar humano (VEIGA NETO, 2008).

#### 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHARD, F. et al. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global Change Biology**, v. 20, p. 2540-2554, 2014.

ADEL, M. N. et al. Structure, composition and regeneration of riparian forest along an altitudinal gradient in northern Iran, **Folia Geobot**, v. 53, p. 63–75, 2018. DOI: 10.1007/s12224-016-9272-x

AJBILLOU, R. et al. Ecological and biogeographical analyses of Mediterranean forests of northern Morocco. **Acta Oecologica**, v. 29, p. 104–113, 2006. DOI: 10.1016/j.actao.2005.08.006

ALROY, J. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, p. 6056–6061, 2017. DOI: 10.1073/pnas.1611855114.

ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. et al. Carbon dynamics of mature and regrowth tropical forests derived from a pantropical database (Trop ForC-db), **Global Change Biology**, Toulouse-France, v. 22, p.1690–1709, 2016.

ASH, N. et al. **Ecosystems and Human Well-Being: A Manual for Assessment Practitioners**. Washington, DC: Island Press; 2010.

BATEMAN, I. J. et al. Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom, **Science**, v. 341, p. 45-50, 2013. DOI: 10.1126/science.1234379.

BERTHELOT, J. S. et al. Assessing the effects of periodic flooding on the population structure and recruitment rates of riparian tree forests. **Water**, v. 6, p. 2614-2633, 2014.

BIRDSEY, R.; PAN, Y. Trends in management of the world's forests and impacts on carbon Stocks. **Forest Ecology and Management**, v. 355, p. 83–90, 2015. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.04.031.

BORNER, J. et al. The Effectiveness of Payments for Environmental Services, **World Development**, New York, v. 96, p. 359–374, 2017. DOI: 10.1016/j.worlddev.2017.03.020.

BRANDON, K. **Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science**. CGD Working Paper 380. Washington, DC: Center for Global Development, 2014. Available from <http://www.cgdev.org/publication/ecosystem-services-tropical-forests-review-current-science-working-paper-380>.

BRASIL, Decreto 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Aprova o Código Florestal. **Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]**, Poder Executivo, Brasília, 21 de março de 1934. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1930-1949/d23793.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/d23793.htm).

BRASIL, Lei Federal n. 12.651, 25 de maio de 2012. Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]**, Poder Executivo, Brasília, 5 de maio de 2012. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm).

BRASIL, Lei Federal n. 4.771, 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]**, Poder Executivo, Brasília, 16 de setembro de 1965. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm).

BURTON, M. L. et al. Riparian woody diversity and forest structure along an urban-rural gradient. **Urban Ecosystems**, v. 8, p. 93-106, 2005.

CAPON, S. J. et al. Riparian ecosystems in the 21st century: Hotspots for climate change adaptation? **Ecosystems**, v. 16, p. 359–381, 2013.

CASTILLON, E. E. et al. Classification and ordination of main plant communities along an altitudinal gradient in the arid and temperate climates of northeastern Mexico. **The Science of Nature**, v.102, p. 1-11, 2015. DOI: 10.1007/s00114-015-1306-3

CIERJACKS, A. et al. Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplains. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.173, p. 644–653, 2010.

COLE, J. J. et al. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, v. 10, p. 172–185, 2007.

CORBACHO, C. et al. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. Agriculture, **Ecosystems and Environment**, v.95, p.495-507, 2003.

COROI, M. et al. Vegetation diversity and stand structure in streamside forests in the south of Ireland. **Forest Ecology and Management**, v. 202, p. 39–57, 2004.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, Guildford, v. 26, p. 152–158, 2014. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, 1997.

DE GROOT, R. et al. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v, 41, p. 393-408, 2002.

DE GROOT, R. et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units, **Ecosystem Services**, v. 1, p. 50–61, 2012. DOI:10.1016/j.ecoser.2012.07.005.

DECUYPER, M. et al. Assessing the structural differences between tropical forest types using Terrestrial Laser Scanning. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 327–335, 2018.

DITT, E. H. et al. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic forest. **Land Degradation & Development**, v. 21, p. 591–603, 2010.

DYBALA, K. E. et al. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis, **Global Change Biology**. v. 25, p. 57–67, 2018. DOI: 10.1111/gcb.14475

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003. DOI:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations, **State of the World's Forests 2012**. Rome, Italy. Consulted December, v. 12, 2014.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations), **Global Forest Resources Assessment**. FAO Forestry Research Paper 163, Rome, 2010.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations, **Global Forest Resources Assessment** key findings 16, 2020.

FARAH, F. T. et al. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes, **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78–88, 2017. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.03.038.

FEARNSIDE, P. M. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. **Ecological Economics**, v. 20, p. 53-70, 1997.

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, p. 187–200, 2014. DOI: 10.1007/s10980-014-9988-z.

FISHER, J. A. et al. Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: A conceptual framework, **Ecosystem Services**, v. 7, p. 34–45, 2014. DOI: 10.1016/j.ecoser.2013.08.002.

FOLEY, J. A. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, Londres, v. 478, 337p, 2011. DOI:10.1038/nature10452.

GANIVET, E.; BLOOMBERG, M. Towards rapid assessments of tree species diversity and structure in fragmented tropical forests: A review of perspectives offered by remotely-sensed and field-based data. **Forest Ecology and Management**, v.432, p. 40–53, 2019. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.09.003

GARCIA-FLOREZ, L. et al. Understanding 48 years of changes in tree diversity, dynamics and species responses since logging disturbance in a subtropical rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 29–39, 2017. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.03.012.

GASCOIGNE, W. R. et al. Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.70, p. 1715–1725, 2011. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2011.04.010.

GIAM, X. Global biodiversity loss from tropical deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 23, p. 5775–5777, 2017. DOI:10.1073/pnas.1706264114.

GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 107, p.16732–16737, 2010. DOI:10.1073/pnas.0910275107.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity, **Nature**, Londres, v. 478, p. 378-381, 2011. DOI:10.1038/nature10425.

GOEBEL, C. et al. Plant diversity contributions of riparian areas in watersheds of the northern lake states, USA. **Ecological Applications**, v. 13, p. 1595-1609, 2003.

GOEBEL, P. C. et al. Structure and composition of riparian forests in an old-growth northern hardwood– hemlock watershed. **Forest Ecology and Management**, v. 280, p. 52–61, 2012.

GONZALEZ, P. et al. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. **Forest Ecology and Management**, v.312 , p.78–91, 2014. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.10.019.

GORHAM, E. In *Biotic Feedbacks in the Global Climatic System* (eds Woodwell, G. M. and MacKenzie, F. T.), **Oxford University Press**, New York, pp. 169–187, 1995.

GRAEFF, V. et al. Assessment of a subtropical riparian forest focusing on botanical, meteorological, ecological characterization and chemical analysis of rainwater, **Revista Ambiente & Água**, v. 13, p-1-16, 2018.

GRANADOS-SÁNCHEZ, D. et al. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, v. 12, p. 55-59, 2006.

GREET, J. et al. More exotic and fewer native plant species: riverine vegetation patterns associated with altered seasonal flow patterns. **River Research and Application**, v. 29, p. 686–706, 2013. DOI: 10.1002/rra.2571

GREGORY, S. V. et al. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, p. 540–551, 1991.

GROOMBRIDGE, B.; JENKINS, M. D. **World Atlas of Biodiversity**. University of California Press, Berkeley, CA. 2003.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S.E., **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. ISBN 978-85-7738-157-9.

GUTIERREZ, I.; BECERRA, P. Composition, diversity and vegetation structure of riparian forests in south-central Chile, **Bosque**, v. 39, p.239-253, 2018.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Science Advances**, v. 1, e1500052, 2015. DOI:10.1126/sciadv.1500052.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): consultation on version 4**, August–December 2012. 2013. Report to the European Environment Agency. EEA Framework Contract No

EEA/IEA/09/003. Disponível em: <<http://www.cices.eu>>. Acessado em 25 de outubro de 2017.

HANSEN, J. et al. Young people's burden: Requirement of negative CO<sub>2</sub> emissions. **Earth System Dynamics**, v. 8, p. 577–616, 2017.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E. Structure and composition of riparian boreal forest: New methods for analyzing edge influence. **Ecology**, v. 82, p. 649-659, 2001.

HOUGHTON, R. A. et al. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 731-746, 2001.

HUDSON, J. R. et al. Impacts of removing Chinese privet from riparian forests on plant communities and tree growth five years later. **Forest Ecology and Management**, v. 324, p. 101–108, 2014.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (Summary for policymakers: Land use, land-use change, and forestry: **A special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Washington, DC: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2000.

JENKINS, W. A. et al. Valuing Ecosystem Services from Wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley, **Ecological Economics, Amsterdam**, v. 69, p. 1051-1061, 2010. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.022.

JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**. v. 204, p. 459–473, 2014.

JOLY, C. A. et al. Projeto Jacaré-Pepira **O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional**. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Orgs.). Matas Ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP, p. 271-287, 2000.

JOLY, C. A. Flooding tolerance: a reinterpretation of Crawford's metabolic theory. **Proceedings of the Royal Society of Edinburgh**, v. 102, p. 343–354, 1994.

KEENAN, J. R. et al. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 352, p. 9–20, 2015. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.06.014.

KIBRIA, A. S. M. G. et al. The value of ecosystem services obtained from the protected forest of Cambodia: The case of Veun Sai-Siem Pang National Park. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 27–36, 2017. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.05.008.

KÖHL, M. et al. Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 21–34, 2015. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.05.036.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation, **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, p. 56–67, 2011.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1731–1744, 2008.

LEWIS, S. L. et al. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, p. 827–832, 2015.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **Hidrologia de matas ciliares**. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. Mata ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Ed. USP, p. 33–44, 2000.

LIU, S. et al. Valuing ecosystem services Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis, **Annals of the New York academy of sciences**, New York, v. 1185, p. 54–78, 2010. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2009.05167.x.

LOPES, A. V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1154–1165, 2009.

MARTINEZ-HARMS, M. J. et al. Making decisions for managing ecosystem services, **Biological Conservation**, Essex, v. 184, p. 229–238 2015. DOI:10.1016/j.biocon.2015.01.024.

MATZEK, V. et al. Development of a carbon calculator tool for riparian forest restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 21, p. 1–23 2018. DOI:10.1111/avsc.12400

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment**. Island Press, Washington, DC. 2003.

MEA- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis**. Island Press, DC. 2005. ISBN 1-59726-040-1.

MÉNDEZ-TORIBIO, M. et al. Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. **Plant Ecology**, v. 215, p. 285–296, 2014.

METZGER, J. P. **Estrutura da Paisagem: o Uso Adequado de Métricas**. In: CULLEN, J. R.; L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (eds) Métodos de estudos embriologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Ed. UFPR, 2003.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, p. 2–9, 2001. DOI: 10.1590/S1676-06032001000100006.

METZGER, J. P. Uma visão global da fragmentação. **Revista Página**, v. 22, p. 48–51, 2007.

MITRA, S. et al. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock, **Current Science**, v. 88, p. 25–35, 2005.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots**. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (eds.). *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, p. 3-22, 2011. DOI: 10.1007/978-3-642-20992-5.

MIURA, S. et al. Protective functions and ecosystem services of global forests in the past quarter-century, **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 35–46, 2015. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.03.039.

MMA-Ministério do Meio Ambiente - **ENREDD+: estratégia nacional para redução das emissões provenientes do desmatamento e da degradação florestal, conservação dos estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal / Brasil**. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Departamento de Políticas de Combate ao Desmatamento. Brasília, 48 p. 2016. Disponível em: [http://redd.mma.gov.br/images/publicacoes/enredd\\_documento\\_web.pdf](http://redd.mma.gov.br/images/publicacoes/enredd_documento_web.pdf). Acesso em: 26/09/2020.

MORALES-HIDALGO, D. et al. Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 68–77, 2015. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.06.011.

MORO, R. S. Vegetação em pedoambientes ripários dos Campos Gerais do Paraná: uma revisão bibliográfica. **Terr@ Plural**, v. 4, p. 179-192, 2010.

MUNANG, R. et al. **Sustaining forests: Investing in Our Common Future**. UNEP Policy Series, Issue 5. Nairobi, Kenya, 2011.

MUTOKO, M. C. et al. Tropical forest conservation versus conversion trade-offs: Insights from analysis of ecosystem services provided by Kakamega rainforest in Kenya. **Ecosystem Services**, v. 14, p. 1–11, 2015. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.03.003.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Philadelphia, v. 403, p. 853-858, 2000.

NAIMAN, R. J. et al. **Riparian: Ecology, conservation, and management of streamside communities**. Burlington, MA: Academic Press, 2010.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621-658, 1997.

NILSSON, C.; BERGGREN, K. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. **BioScience**, v. 50, p. 783–792. 2000.

OTA, T. et al. Estimating selective logging impacts on aboveground biomass in tropical forests using digital aerial photography obtained before and after a logging event from an unmanned aerial vehicle. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 162–169, 2019. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.10.058.

PABST, R. J.; SPIES, T. A. Structure and composition of unmanaged riparian forests in the coastal mountains of Oregon, U.S.A.1. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 29, p. 1557–1573, 1999.

PACHECO, L. et al. **Sunderlin REDD+ and the global economy: Competing forces and policy options** Verchot, L.V. (Ed.), *Analysing REDD+: Challenges and Choices*, Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia (2012).

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, p. 988–993, 2011.

PAULA, M. D. et al. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 349-358, 2011.

PEREIRA, H. M. et al. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century, **Science**, 2010. DOI: 10.1126/science.1196624.

PERRINGS, C. et al. The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface, **Science**, v. 331, p. 1139-1140, 2011. DOI: 10.1126/science.1202400.

PIELECH, R. et al. Landscape scale factors driving plant species composition in mountain streamside and spring riparian forests. **Forest Ecology and Management**, v. 347, p. 217–227, 2015.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests, **Nature**, Londres, v. 530. p. 212-223, 2016. DOI:10.1038/nature16512.

PREDICK, K. I. et al. Effect of flood regime on tree growth in the floodplain and surrounding uplands of the Wisconsin River. **River Research and Application**. v. 25, p. 283–296, 2009.

QUERE, C. et al. The global carbon budget 1959–2011. **Earth System Science Data Discussions**, v. 5, p. 165–185, 2013.

RAMÍREZ, C. et al. Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos templados del sur de Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 56, p. 11-26, 1983.

REZENDE et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 16, 215–220, 2018.

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

RICHARDSON, D. M. et al. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 126-139, 2007.

RIEGER, I. et al. A novel dendrochronological approach reveals drivers of carbon sequestration in tree species of riparian forests across spatiotemporal scales, **Science of the Total Environment**, p. 1-15, 2016.

RIEGER, I. et al. Drivers of carbon sequestration by biomass compartment of riparian forests, **Ecosphere**, v. 6, p. 1-16, 2015.

ROCHA-URIARTT, L. et al. Functional patterns and species diversity of epiphytic vascular spore-producing plants in riparian forests with different vegetation structure from southern Brazil, **Plant Ecology and Evolution**, v. 149, p. 261–271, 2016.

RODRIGUES R. R.; SHEPHERD G. J. **Fatores condicionantes da vegetação ciliar**. In: Rodrigues R.R., Leitão Filho H.F. (eds) *Matas Ciliares: conservação e recuperação*: 101–107. São Paulo, Edusp/Fapesp, 2000.

RODRIGUES, R. R. **Floresta ciliares? Uma discussão nomenclatural das formações ciliares**. pp.91– 107. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO-FILHO, H. F. (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Ed. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

ROSA, I. M. et al. The environmental legacy of modern tropical deforestation. **Current Biology**. v. 26, p. 2161–2166, 2016. DOI:10.1016/j.cub.2016.06.013.

ROSOT, M. A. D. et al. Riparian forest corridors: A prioritization analysis to the Landscape Sample Units of the Brazilian National Forest Inventory, **Ecological Indicators**, v. 93, p. 501–511, 2018.

SAATCHI, S. S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, p. 9899–9904, 2011. DOI: 10.1073/pnas.1019576108.

ŠÁLEK, L. et al. Forest edges in managed riparian forests in the eastern part of the Czech Republic. **Forest Ecology and Management**, v. 305, p. 1–10, 2013.

SALZMAN, J. et al. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 136–144, 2018. DOI: 10.1038/s41893-018-0033-0.

SAMBARÉ, O. et al. Woody species composition, diversity and structure of riparian forests of four watercourses types in Burkina Faso. **Journal of Forestry Research**, v. 22, p. 145-158, 2011.

SARR, D.A. et al. Influences of life history, environmental gradients, and disturbance on riparian tree regeneration in western Oregon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1241–1253, 2011.

SCHEFFERS, B. R. et al. What we know and don't know about Earth's missing biodiversity, **Trends in Ecology & Evolution**. *Evol.* v. 27, p. 501–510, 2012.

SCHINEGGER, R. et al. Multiple human pressures and their spatial patterns in European running waters. **Water Environment Journal**, v. 26, p. 261–273, 2012.

SETO, K. C. et al. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 109, p. 16083–16088, 2012.

SHIMAMOTO, C. Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLOS ONE**. p. 1-16, 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0208523.

SHVIDENKO, A. et al. **Forest and woodland systems**. In: **Millennium Ecosystem Assessment** (Ed.), Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Island Press, Washington, DC, p. 585–622, 2005.

SILVA, S. et al. Demanda hídrica da cana-de-açúcar irrigada por gotejamento nos tabuleiros costeiros de Alagoas, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, p. 849–856, 2015. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v19n9p849-856.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, Philadelphia, v. 440, p. 520-23, 2006.

SOS Mata Atlântica - **Relatório anual 2019**. Disponível em : <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2020/11/Relat%C3%B3rio-Anual-2019-SOS-Mata-Atl%C3%A2ntica.pdf>. Acessado em: 24/11/2020.

SUKHDEV, P. et al. The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. **TEEB**. 38p, 2010. ISBN 978-3-9813410-3-4.

SUTFIN, N. A. et al. Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems, **Earth Surface Processes and Landforms**, v, 41, p. 38–60, 2016. DOI: 10.1002/esp.3857

SUTTON, P. C. et al. The ecological economics of land degradation: Impacts on ecosystem service values, **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 129, p. 182–192, 2016. DOI:10.1016/j.ecolecon.2016.06.016.

SUZUKI, W. et al. Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. **Forest Ecology and Management**, v. 157, p. 285-301, 2002.

TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, p. 519-534, 2018.

TEEB. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity**. Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB, 2010.

TER STEEGE, H. et al. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora, **Science**, v. 342, p. 325-332, 2013. DOI: 10.1126/science.1243092.

TILMAN, D. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 96, p. 5995–6000, 1999.

VEIGA NETO, F. C. da. **A construção dos mercados de serviços ambientais e suas implicações para o desenvolvimento sustentável no Brasil**. 2008. 286 f. Tese (Doutorado)

– Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Disponível em: <[http://r1.ufrrj.br/cpda/wpcontent/uploads/2011/09/tese\\_fernando\\_veiga\\_netto.pdf](http://r1.ufrrj.br/cpda/wpcontent/uploads/2011/09/tese_fernando_veiga_netto.pdf)>.

VILLARIN, L. A. et al. Riparian forest structure and succession in second-growth stands of the central Cascade Mountains, Washington, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 1375–1385, 2009.

VIRA, B. et al. Forests, Trees and Landscapes for Food Security and Nutrition. A Global Assessment Report. **IUFRO**, Vienna, 2015.

WEIGAND JUNIOR, R. et al. **Metas de Aichi: Situação atual no Brasil**. Brasília, DF: UICN, WWF-Brasil e IPÊ, 2011.

WOHL, E. et al. Mechanisms of carbon storage in mountainous headwater rivers. **Nature Communications**, v. 3, 2012.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. The Uncertain Future of Tropical Forest Species, **Biotropica**, Washington, v. 38, p. 443–445, 2006. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2006.00177.x.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services, **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 117, p. 234–243, 2015. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2014.08.016.

XIONG, S. et al. Interactive effects of soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 976–986, 2003.

YATSKOVA, M. A. Y. et al. Carbon pools and biomass stores in the forests of Coastal Alaska: Uncertainty of estimates and impact of disturbance, **Forest Ecology and Management**, v. 434, p. 303–317, 2019.

ZIPKIN, E. F. et al. Impacts of forest fragmentation on species richness: a hierarchical approach to community modeling, **Journal of Applied Ecology**, v. 46, p. 815–822, 2009. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01664.x

## **CAPÍTULO I**

**ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA E NECROMASSA ACIMA DO SOLO NA  
FLORESTA ATLÂNTICA: UMA ANÁLISE DE DADOS PRODUZIDOS ENTRE 2010 E  
2020**

**RESUMO:** A síntese do conhecimento sobre biomassa e necromassa florestal é uma ferramenta essencial para entender o potencial das florestas em estocar carbono e avaliar os direcionadores que determinam este estoque. Apesar disso, essa informação ainda não foi reunida para a Floresta Atlântica, devido às várias abordagens metodológicas e heterogeneidade biogeográfica. Nesta pesquisa, foi realizada uma busca bibliográfica de artigos publicados entre 2010 e 2020 sobre estoques de carbono em diferentes compartimentos em ecossistemas da Floresta Atlântica. O objetivo principal do estudo foi entender a variação dos estoques de carbono e os fatores que influenciam a quantidade armazenada, incluindo variáveis espaciais (altitude e tamanho da floresta) e climáticas (precipitação e temperatura) e o estágio sucessional da floresta, para os compartimentos de biomassa e necromassa. Para as análises dos estoques de carbono nos diferentes compartimentos (biomassa e necromassa), foi utilizada ANOVA e o Modelo Linear Misto Generalizado (GLMM) em um banco reunindo dados de 35 artigos. A biomassa exibiu os maiores estoques de carbono (95%), principalmente na floresta madura-FM, com uma média de  $125,2 \pm 44,7 \text{ MgC ha}^{-1}$ , enquanto as Florestas Secundárias-FS armazenam uma média de  $90,1 \pm 43 \text{ MgC ha}^{-1}$ . O carbono na necromassa variou de 2,4 a  $14,5 \text{ MgC ha}^{-1}$ , com FS exibindo  $4,81 \text{ MgC ha}^{-1}$  e FM  $5,2 \text{ MgC ha}^{-1}$ . Na Floresta Atlântica brasileira, a variável climática (precipitação média anual) é a única entre as variáveis avaliadas que explica diretamente o estoque de carbono nos ecossistemas florestais. Esta pesquisa contribui para o entendimento do funcionamento e potencial dos fragmentos de Floresta Atlântica no armazenamento de carbono em diferentes compartimentos e reforça a necessidade de conservar os remanescentes que ainda resistem aos distúrbios humanos.

**Palavras-chave:** Floresta tropical, estimativas de carbono, matéria morta, serapilheira, mudanças climáticas.

**ABSTRACT:** Synthesis of knowledge about forest biomass and necromass is an essential tool to understand the potential of forests to store carbon and assess such storage drivers. Despite that, this information is missing for the Atlantic Forest due to various methodological approaches and biogeographic heterogeneity. In this research, we carried out a bibliographic search for articles published between 2010 and 2020 about carbon stocks in different compartments in Atlantic Forest ecosystems. Our main aim was to understand the variation in stocks and the factors that influence the stored amount of carbon, including spatial (altitude, forest size) and climatic (precipitation and temperature) variables and forest age, for the compartments of biomass and necromass. For analyses, we applied ANOVA and the Generalised Linear Mixed Model (GLMM). We gathered data from 35 articles. Biomass exhibited the highest carbon stocks (95%), mainly in mature forest-FM, with an average of  $125.2 \pm 44.7 \text{ MgC ha}^{-1}$ , whereas Secondary Forests-FS stored a mean of  $90.1 \pm 43 \text{ MgC ha}^{-1}$ . The carbon in the necromass varied from 2.4 to  $14.5 \text{ MgC ha}^{-1}$ , with SF exhibiting  $4.81 \text{ MgC ha}^{-1}$  and MF  $5.2 \text{ MgC ha}^{-1}$ . In the Brazilian Atlantic Forest, the climatic variable mean annual precipitation (mm) is the only one that directly explains the variation in carbon stock in forest ecosystems. This research brings clarity about the functioning and potential of Atlantic Forest fragments in storing carbon in different compartments and reinforces the need to conserve the remnants that still resist human disturbances.

**Keywords:** Tropical forest, carbon estimates, deadwood, litter, climate change.

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais ocupam 45% da área florestal global remanescente e desempenham uma multiplicidade de funções, incluindo a manutenção da biodiversidade e o fornecimento de serviços ecossistêmicos e benefícios associados ao bem-estar humano (KEENAN et al., 2015; FAO, 2020). Essas florestas estão entre os ecossistemas mais complexos e diversos do mundo, com alta riqueza de espécies arbóreas, alta densidade de árvores e uma estrutura de dossel que permite uma alta capacidade de armazenamento de carbono nos diferentes compartimentos (DECUYPER et al., 2018). O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) define, como reservatórios de carbono nos ecossistemas florestais, a biomassa acima do solo (troncos, galhos e folhas), abaixo do solo (raízes) e a matéria morta ou necromassa acima do solo, que incluem serapilheira (diâmetro  $\leq 10$  cm) e detritos lenhosos grossos (diâmetro  $\geq 10$  cm), sendo esta última dividida em árvores mortas em pé e caídas e troncos (HIGA et al., 2014; BARBOSA et al., 2017; FONSÊCA et al., 2019).

A biomassa acima do solo é, de longe, o compartimento responsável pela maior fração do carbono armazenado nas florestas e é o mais comumente estudado (PFEIFER et al. 2015; SILVA et al. 2018). Por outro lado, a necromassa acima do solo é comumente negligenciada em estudos florestais, embora também constitua uma fração significativa dos estoques totais de carbono em florestas tropicais (FONSÊCA et al, 2020). Normalmente, variando de 10% a 20% (HOUGHTON et al., 2001), a necromassa acima do solo pode atingir até 40% do estoque total, de acordo com Palace et al. (2012). A biomassa subterrânea (raízes), embora reconhecida por apresentar uma porção considerável da biomassa total e do carbono, raramente é avaliada, pois sua quantificação é demorada e exige altos custos (DINIZ et al., 2015). Assim, a biomassa abaixo do solo e o carbono são mais frequentemente estimados, a partir da razão raiz-parte aérea das árvores, usando o fator de conversão de 0,24, indicado para todas as florestas tropicais (CAIRNS et al., 1997) e recomendado pelo IPCC (2006).

É reconhecido que o entendimento da dinâmica e funcionamento dos ecossistemas florestais requerem uma avaliação completa de seu armazenamento de biomassa e necromassa e compreensão dos direcionadores que explicam a quantidade de carbono armazenado em cada compartimento. Porém, em algumas florestas tropicais, como a ameaçada Floresta Atlântica brasileira, tem havido uma grande dificuldade em sistematizar informações sobre o potencial da floresta para armazenar carbono na biomassa e necromassa e o padrão desse armazenamento no bioma (VIEIRA et al., 2008; ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2016).

A Floresta Atlântica é altamente fragmentada, distribuída em milhares de pequenos remanescentes florestais (RIBEIRO et al., 2009), e sua vegetação remanescente cobre entre 12,4% e 28% da área original, dependendo do tamanho do fragmento e do grau mínimo de conservação considerado (REZENDE et al., 2018; SOS MATA ATÂNTICA, 2019). Sobre a topografia, as florestas remanescentes frequentemente ocorrem nas áreas mais íngremes, devido à dificuldade de práticas agrícolas em grande escala nessas condições (TRINDADE et al., 2008). No entanto, mesmo em pequenos fragmentos e em manchas de vegetação secundária jovens, essas florestas exibem uma estrutura e composição florística complexa que ainda possui um alto potencial para armazenar carbono (VIEIRA et al., 2008; POORTER et al., 2016).

A estimativa do estoque de carbono acima do solo depende diretamente da avaliação da biomassa e da necromassa. No caso da Floresta Atlântica, pesquisadores apontam como principais dificuldades em compreender e buscar estimativas consistentes dos estoques de carbono para o bioma: uma vasta gama de características espaciais e temporais da floresta, como tamanho, estado de conservação, heterogeneidade e idade; a falta de padronização nos métodos de amostragem; e a ausência de métodos específicos para estimativa de biomassa aplicada a todos os tipos de floresta (VIEIRA et al., 2008; FONSÊCA et al., 2019). Particularmente para o bioma, pode-se citar o estudo de síntese, publicado por Vieira et al. (2008), que apresentaram métodos para estimar biomassa e carbono; o estudo para uma vasta área, realizado por Villela et al. (2012), que avaliaram as implicações das mudanças climáticas no estoque de carbono na Floresta Atlântica no sudeste do Brasil; e o de Villanova et al. (2019), que quantificaram o estoque de carbono em necromassa para florestas secundárias.

O número limitado de estudos, que fornecem síntese para os estoques de carbono na Floresta Atlântica, sugere que mais pesquisas são necessárias para reunir informações que permitirão estimativas consistentes e aplicações robustas, principalmente após o ano de 2009, seguindo Vieira et al. (2008). Para preencher esta lacuna, foi realizada, neste estudo, uma nova análise com base em pesquisa bibliográfica entre os anos de 2010 e 2020, buscando revisar, analisar e atualizar os dados sobre os estoques de carbono nos principais reservatórios acima do solo na Floresta Atlântica, e também avaliar os fatores que influenciam os estoques de carbono. Esta pesquisa fornece a primeira análise abrangente para o suporte de políticas públicas relacionadas aos estoques de carbono em toda a Floresta Atlântica brasileira. Desta forma, poderá facilitar a tomada de decisões na busca de medidas de mitigação das mudanças

climáticas e subsidiar a implantação de programas de comercialização de créditos de carbono e incentivos à restauração de florestas degradadas.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

O banco de dados desta pesquisa foi organizado por meio de buscas sistemáticas na literatura e análise de artigos científicos, publicados entre 2010 e 2020, em periódicos nacionais e internacionais, disponíveis nas seguintes plataformas digitais: SciELO (<https://scielo.org/>), Google Acadêmico (<https://scholar.google.com.br/>) e Portal da CAPES (<http://www.periodicos.capes.gov.br/>). Além disso, o banco de dados sobre biomassa, preparado por De Lima et al. (2020) e disponível como Dados Suplementares 1, foi consultado. Nesta busca, foram consideradas apenas as pesquisas realizadas no Brasil para árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) igual ou superior a 5 cm.

Foram feitas buscas por artigos com os seguintes termos de busca, seguindo a lógica Booleana (OU/E), em diferentes idiomas (português/inglês): biomassa vegetal (*plant biomass*) ou/e necromassa (*necromass*), serapilheira (*litter*) ou/e madeira morta (*dead wood*), carbono (*carbon*), Floresta Atlântica ou/e Mata Atlântica (*Atlantic Forest*), floresta secundária (*secondary forest*) ou/e floresta madura (*mature forest*) e mudança de cobertura e uso da terra (*Land use and land cover change*). A lista de referências, que resultou desta busca primária, foi revisada para identificar citações relevantes adicionais. No conjunto de dados de biomassa e necromassa, foram incluídos apenas os estudos realizados na Floresta Atlântica brasileira e que informavam dados por hectare ou área amostral, o que permitiu obter os dados por hectare.

De todos os estudos, foram anotadas as seguintes informações, sempre que possível: coordenadas geográficas (latitude e longitude), altitude (m), tipo de vegetação (Floresta Ombrófila Densa e Mista, Floresta Estacional Semidecidual e Decidual), estágio sucessional da floresta (madura - FM ou secundária floresta - FS), tamanho da floresta (ha), clima (precipitação e temperatura média), método de amostragem (direta e indireta), estoque de biomassa e necromassa ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) e estoque de carbono ( $\text{MgC ha}^{-1}$ ). Vale ressaltar que a maioria dos estudos não traz uma estimativa de carbono e, quando o faz, as estimativas são baseadas em diferentes metodologias. Portanto, a fim de evitar vieses nas análises, foi aplicado o fator de 0,47 (IPCC 2006), para converter biomassa e necromassa em carbono, para todos os estudos e o contrário, quando necessário.

Para os artigos que não continham informações sobre altitude média da área, tamanho do fragmento, precipitação ou temperatura média, foi realizada uma busca complementar de

artigos publicados na mesma área de estudo, a fim de localizar as informações. Além disso, as coordenadas geográficas e o software Google Earth Pro (<https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>) foram usados para obter a variável altitude e tamanho do fragmento. Para temperatura e precipitação, na ausência de informações, foi utilizado o banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET- <https://portal.inmet.gov.br/>).

## 2.1. ANÁLISE DE DADOS

De posse dos dados de carbono para os diferentes compartimentos (biomassa e necromassa), foi analisada a homogeneidade (teste de Fligner) e normalidade (teste de Shapiro - Wilk), de acordo com Zuur et al. (2010) (**Apêndice 1**). Posteriormente, foi realizada a comparação do estoque de carbono entre as distintas idades da floresta (FM e FS), por meio da análise de variância (ANOVA) e do teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

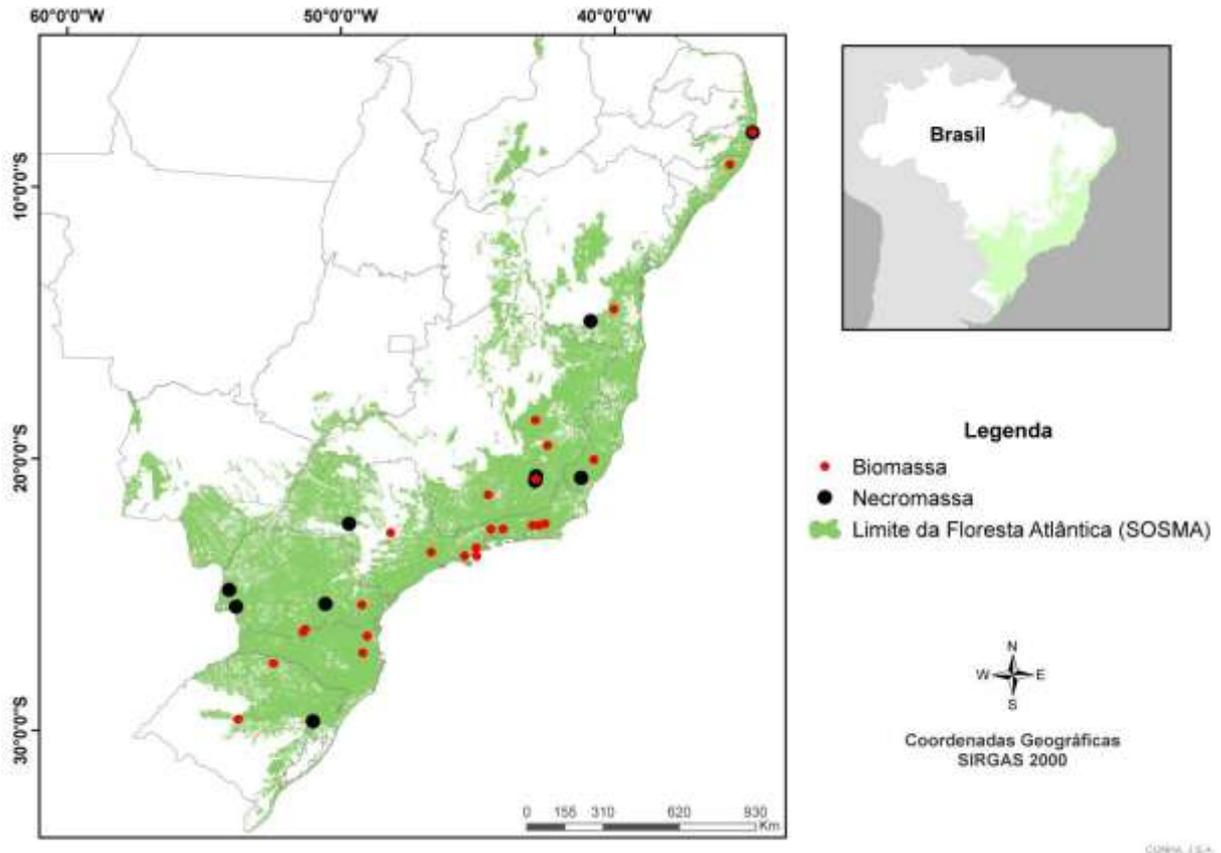
Também foi realizada uma análise por meio do Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM), aplicando as funções lme (Pacote nlme) e glmer (Pacote lme4), para testar o efeito das variáveis independentes (altitude, tamanho da floresta, precipitação média e temperatura média) no estoque de carbono (variável dependente) nos ecossistemas florestais. Os dois diferentes estágios sucessionais da floresta (FM e FS) foram considerados como fatores aleatórios, visando reduzir o viés nos dados. Os melhores modelos foram selecionados, de acordo com Zuur et al. (2010), utilizando o Critério de Akaike (AIC).

Para análise, foram utilizados os seguintes softwares: Microsoft Office Excel 2013®, para tabulação dos dados, e R® versão 3.3.1 (Development Core Team, 2020), e os pacotes citados acima, para execução de testes e elaboração de representação gráfica.

## 3. RESULTADOS

### 3.1. BIOMASSA E NECROMASSA NA FLORESTA ATLÂNTICA: ABRANGÊNCIA GEOGRÁFICA DOS DADOS DISPONÍVEIS

Foram selecionados 35 artigos científicos, publicados entre 2010 e 2020, sobre a Floresta Atlântica brasileira, dos quais 25 são relacionados ao compartimento de biomassa acima do solo e 10 se referem à necromassa acima do solo. A maioria dos estudos foi realizada nas regiões Sudeste e Sul (85%), enquanto o Nordeste apresentou um número muito baixo de estudos (Figura 1).



**Figura 1.** Localização das áreas florestais com inventários de biomassa e necromassa acima do solo na Floresta Atlântica brasileira, com base em estudos publicados de 2010 a 2020.

Ao longo da década, foram publicados, em média, três artigos por ano, dois relacionados à biomassa arbórea e um ao compartimento necromassa. Os tamanhos das florestas estudadas variaram de 1,4 hectares (ha) a 185.265,50 ha, com altitudes entre 40 m e 2.200 m. Em relação ao clima, as temperaturas médias anuais nas áreas estudadas variaram de 16°C a 25,8°C, com média e desvio padrão de 21,2 °C  $\pm$  2,26 °C. A precipitação média anual das áreas estudadas variou entre 850 mm e 2.821 mm, com média de 1.750 mm  $\pm$  487,1 mm (Tabela 1).

Dentre os 25 artigos que avaliam o compartimento de biomassa, 13 foram realizados em florestas secundárias (FS), ou seja, florestas que em algum momento foram perturbadas, seguidas de uma recuperação nos anos seguintes, e que ainda não atingiram o desenvolvimento máximo esperado. Os 12 estudos restantes foram realizados em áreas classificadas pelos autores como florestas maduras (FM) ou em sucessão avançada. O método de amostragem mais utilizado para estimativa de biomassa foi o método indireto (92%), que consiste na utilização de equações alométricas, sem a necessidade de corte de árvores (método direto). No método indireto, a biomassa é estimada com base em outras variáveis medidas em

campo, como diâmetro à altura do peito-DAP, altura total e densidade básica da madeira (SOMOGYI et al., 2006; FERRAZ et al., 2014).

Foi observado que grande parte das estimativas de biomassa na Floresta Atlântica foram baseadas em equações específicas para as florestas em estudo. Seis equações foram registradas: duas para Floresta Densa (TIEPOLO et al., 2002; FONSÊCA et al., 2020); uma para a Floresta Subtropical Perene (ULLER et al., 2019); duas para a Floresta Estacional Semidecidual (SCOLFORO et al., 2008; FERREZ et al., 2015); e um para Floresta Ombrófila Mista (RATUCHNE, 2010). Na ausência dessas equações, as equações pantropicais, desenvolvidas por Chave et al. (2005) e Chave et al. (2014), foram usadas.

Em relação à necromassa, é notório o baixo número de estudos científicos na Floresta Atlântica brasileira (Figura 1). Dos 10 estudos analisados, seis eram em FS e quatro em FM. Destes, cinco focaram no compartimento liteira fina (diâmetro  $\leq 10$  cm), três no compartimento liteira grossa (diâmetro  $\geq 10$  cm) e apenas dois quantificaram ambos os compartimentos (Tabela 1). Um total de 80% utilizou o método de área fixa (parcelas) e apenas dois estudos utilizaram o Line Intercept Sampling (método LIS, de WARREN; OLSEN, 1964; PALACE et al., 2012). O método LIS consiste em contar e medir o número de peças de madeira interceptadas ao longo de uma linha pré-estabelecida; uma circunferência mínima é definida como um critério de inclusão.

**Tabela 1.** Relação dos estudos de biomassa e necromassa acima do solo publicados entre 2010 e 2020, em ordem decrescente do ano de publicação, para a Floresta Atlântica brasileira.

BIOMASSA										
Autor	Coordenadas	Altitude (m)	Formação Florestal	Estágio da floresta	Tamanho da floresta (ha)	Tipo climático		Estoque		Este estudo
						Precip (mm) - Temp (°C)	Método de amostragem	Biomassa (Mg ha <sup>-1</sup> )	Carbono (MgC ha <sup>-1</sup> )	Carbono estimado* (MgC ha <sup>-1</sup> )
Fonsêca et al. (2020)	Lat: 7°57'40"S Long: 34°56'23"W	107	Floresta Ombrófila Densa	FM	384	2417 - 23	Indireto	255,67	-	120,16
Uller et al. (2019)	Lat: 26°31'34"S Long: 49°02'26"W	426	Floresta Subtropical Perene	FS	42	1700 - 21	Direto	428,9	-	201,5
Azevedo et al. (2018)	Lat: 22° 27' 10"S Long: 42°46'13" W	200	Floresta Ombrófila Densa	FM	1700	2050 - 21,9	Indireto	273,35	136,6	128,4
Becknell et al. (2018)	Lat:14°30'16"S Long: 39°60'36"W	400	Floresta Ombrófila Densa	FS	4529	2000 - 24	Indireto	235,0	-	110,4
Colmanetti et al. (2018)	Lat:23°26'33"S Long:46°42'00"W	840	Floresta Estacional Semidecidual	FS	2500	1400 - 20,7	Indireto	157,9	74,2	74,2
Silva et al. (2018)	Lat: 22°35'53"S Long: 43°42'15"W	230	Floresta Ombrófila Densa	FS	10	1050 - 23,4	Indireto	212,4	106,2	99,82
Marchiori et al. (2016)	Lat: 23°17'00"S Long: 45°03'00"W	1020	Floresta Ombrófila Densa	FS	17000	2200 - 20	Indireto	166,3	78,16	78,16
Oliveira	Lat:27°31'48,7"S	768	Floresta Estacional	FS	60	1912 - 17,6	Indireto	168,2	84,1	79

et al. (2016)	Long: 52°27'50"W		Semidecidual							
Diniz et al. (2015)	Lat: 22°35'27"S Long: 44°04'05"W	521,9	Floresta Estacional Semidecidual	FS	190	1300 - 21	Indireto	131,6	61,8	61,8
Ferez et al. (2015)	Lat: 22°43'22"S Long: 48°10'32"W	600	Floresta Estacional Semidecidual	FM	1400	1100 - 23	Indireto	316,4*	148,7	148,7
Barreto et al. 2014	Lat: 25°22'35"S Long:49°13'48"W	800	Floresta Ombrófila Mista	FM	1,4	1700 - 17	Indireto	257,3	105,7	120,9
Gaspar et al. (2014)	Lat:18°34'4,83"S Long:42°53'15,1"W	690	Floresta Estacional Semidecidual	FS	40	1180 - 22	Indireto	116,6	58,3	54,8
Mognon et al.(2013)	Lat: 26°22'34,6"S Long:51°22'47,1" W	800	Floresta Ombrófila Mista	FM	4200	1700 - 16	Indireto	186,8	77,5	87,7
Vogel et al. (2013)	Lat:29°35'25.1"S Long:53°45'22.7" W	400	Floresta Estacional Decidual	FS	30	1520,5 - 19,6	Indireto	210,0	-	98,7
Faria et al. (2012)	Lat: 21°19'33.41"S Long:44°36'42.13" W	890	Floresta Estacional Semidecidual	FM	77,5	1529,7-19,4	Indireto	90,40	42,5	42,5
Imaña- Encinaset al. (2012)	Lat:20°2'17.17"S Long:40°44'42.39" W	692	Floresta Ombrófila Densa	FM	70	1800-18	Indireto	397,67	-	186,9
Lindner; Sattler (2012)	Lat: 22°25'53"S Long: 42°45'20"W	300	Floresta Ombrófila Densa	FS	5500	2560 - 23	Indireto	250,4	-	117,7
Lindner; Sattler, (2012)	Lat: 22°27'24"S Long: 42°59'48"W	1200	Floresta Ombrófila Densa	FM	20024	2821 - 17,8	Indireto	313,5	-	147,3

Souza et al. (2012)	Lat: 19°30'50"S Long: 42°26'18"W	300	Floresta Estacional Semidecidual	FS	30	1279,3 - 25,8	Indireto	150,5	75,3	70,7
Watzlawick et al. (2012)	Lat: 26°20'35"S Long: 51°19'49"W	983	Floresta Ombrófila Mista	FM	4210	1700 - 22	Direto	250,9	104,2	117,9
De Paula et al. (2011)	Lat: 8°30'00"S Long: 35°50'00"W	400	Floresta de Terra Firme	FM	3500	2000 - 24	Indireto	431,4*	202,8	202,8
Medeiros;Aldair. (2011)	Lat: 23°17'00"S Long: 45°03'00"W	1020	Floresta Ombrófila Densa	FS	16000	2180-20	Indireto	225,45	-	105,96
Alves et al. (2010)	Lat: 23°34'00"S Long: 45°02'00"W	1200	Floresta Ombrófila Montana	FM	100.000,00	2500 - 22,3	Indireto	271,3	-	127,5
Ribeiro et al. (2010)	Lat:20°45'23"S Long: 2°52'23"W	670	Floresta Estacional Semidecidual	FS	35	1248 - 21	Indireto	38,9	19,5	18,28
Silveira (2010)	Lat: 27°08'34"S Long: 49°11'57"W	200	Floresta Ombrófila Densa	FM	3799	1900-19,7	Indireto	153,6	76,7	72,19

### NECROMASSA

Autor	Coordenadas	Altitude (m)	Formação Florestal	Estágio e Compartimento	Tamanho da floresta (ha)	Tipo climático	Método de amostragem	Estoque		Este estudo
						Precip (mm) - Temp. (°C)		Necromassa (Mg ha <sup>-1</sup> )	Carbono (Mg ha <sup>-1</sup> )	Carbono estimado* (MgC ha <sup>-1</sup> )
Veres et al. (2020)	Lat: 24°50'14,34"S Long: 54°4'33.3"W	435	Floresta Estacional Semidecidual	FS - Liteira Fina	41	1600 - 22	Método de área fixa (Parcelas)	31,00	12,1	14,57

Fonsêca et al. (2019)	Lat: 7°57'40"S Long: 34°56'23"W	107	Floresta Ombrófila Densa	FM - Liteira Grossa	384	2417 - 23	Método de intersecção de linha	25,22	-	11,85
Moreira et al. (2019)	Lat: 22°24'14.8"S Long:49°41'46"W	680	Floresta Sazonal Semidecidual	FM - Liteira Grossa	2178	1700 - 22	Método de intersecção de linha	6,7	3,3	3,1
Villanova et al. (2019)	Lat: 20°42'00"S Long:42°51'00"W	700	Floresta Estacional Semidecidual	FS - Liteira Fina e Grossa	44,11	1274 - 21,9	Método de área fixa (Parcelas)	5,7 e 6,6	2,5 e 3,00	2,6 e 3,10
Deus et al. (2018)	Lat:25°21'22.6"S Long: 50°33'5.1"W	850	Floresta Ombrófila Mista	FS - Liteira Grossa	3495	1586 – 21,4	Método de área fixa (Parcelas)	5,16	2,20	2,40
Barbosa et al. (2017)	Lat: 14°57'8.0"S Long:40°52'1.8"W	840	Floresta Estacional Semidecidual	FM - Liteira Fina	42	850 - 25	Método de área fixa (Parcelas)	6,30	2,70	2,96
Bauer et al. (2017)	Lat: 29°40'18.3"S Long:51°01'03.6"W	40	Floresta Estacional Semidecidual	FS - Liteira Fina	60	2446,6 – 20,5	Método de área fixa (Parcelas)	6,07	-	2,85
Godinho et al. (2014)	Lat: 20°43'00"S Long:41°13'00"W	150	Floresta Estacional Semidecidual	FS - Liteira Fina	517	1293 - 24	Método de área fixa (Parcelas)	5,50	-	2,58
Sanquetta et al. (2014)	Lat: 25°05'00"S Long:54°30'00"W	660	Floresta Ombrófila Mista	FM - Liteira Fina e Grossa	185.265,50	2000 - 20	Método de área fixa (Parcelas)	8,17 - 8,98	-	3, 83 - 4,22
Torres et al.	Lat: 20°42'48.6"S	600	Floresta	FS - Liteira Fina	44,11	1341,2 - 21	Método de	11,54	5,82	5,42

---

(2013)	Long:42°51'40.6"W	Estacional	área fixa
		Semidecidual	(Parcelas)

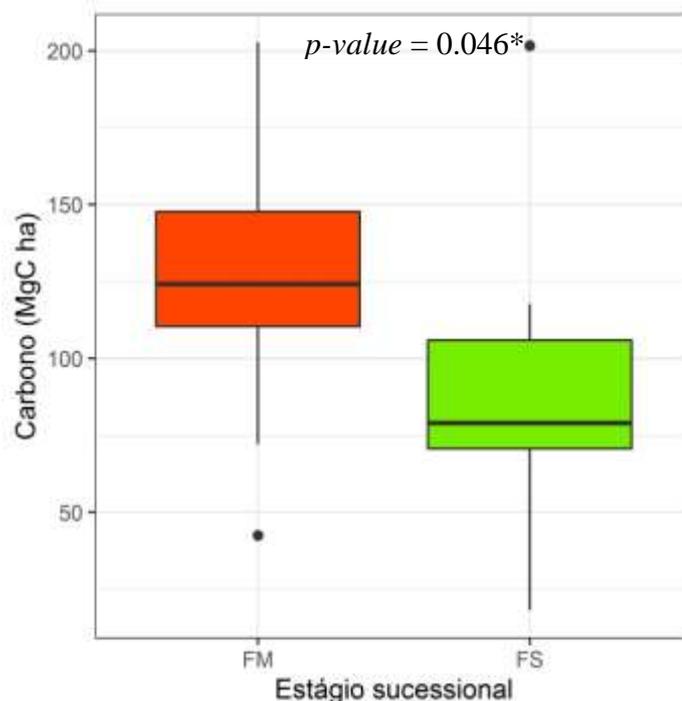
---

**Em que:** FS = Floresta secundária; FM = Floresta madura; Precip = Precipitação; Temp = Temperatura; Carbono estimado\*: Valores de carbono obtidos usando o fator 0,47 (IPCC, 2006).

### 3.2. ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA E NECROMASSA ACIMA DO SOLO NA FLORESTA ATLÂNTICA

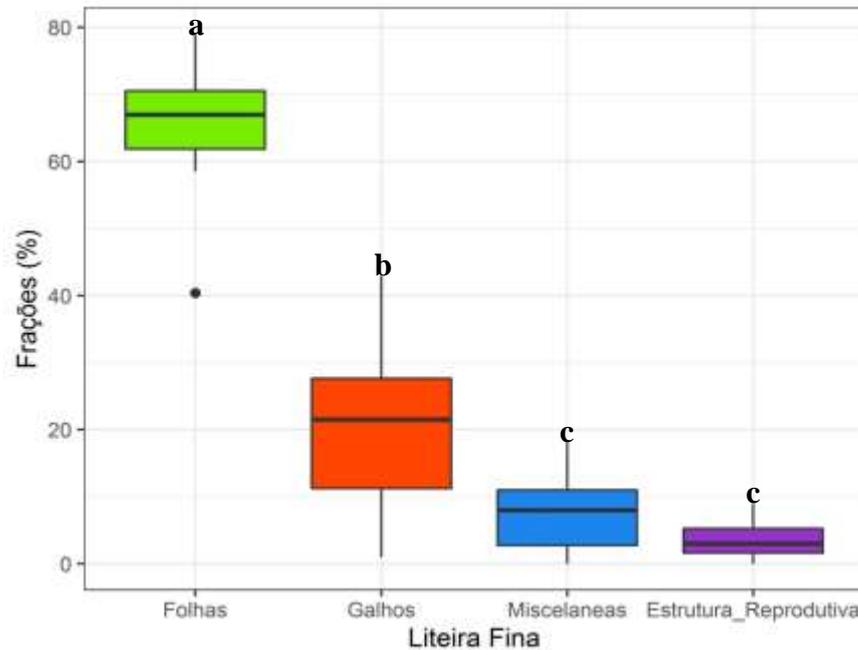
A biomassa acima do solo na Floresta Atlântica (Tabela 1) variou de 38,9 Mg ha<sup>-1</sup> a 431,4 Mg ha<sup>-1</sup>, com média e desvio padrão de 227,6 Mg ha<sup>-1</sup> ± 98,9 Mg ha<sup>-1</sup>. Os estoques foram altamente variáveis ao longo do bioma e dependentes do estágio sucessional da floresta (Figura 2). Em florestas maduras ou em sucessão avançada (FM), a biomassa variou de 90 Mg ha<sup>-1</sup> a 431,4 Mg ha<sup>-1</sup> (média = 266,5 Mg ha<sup>-1</sup> ± 95,2 Mg ha<sup>-1</sup>), superior ao estoque em florestas secundárias (FS) (*p*-valor = 0,046\*), em que a biomassa variou de 38,9 Mg ha<sup>-1</sup> a 428,9 Mg ha<sup>-1</sup> (média = 191,7 Mg ha<sup>-1</sup> ± 91,3 Mg ha<sup>-1</sup>). O carbono armazenado na biomassa variou de 18,28 Mg ha<sup>-1</sup> a 202,8 MgC ha<sup>-1</sup> (média = 106,9 Mg ha<sup>-1</sup> ± 46,4 MgC ha<sup>-1</sup>), com estoque inferior em FS (90,1 Mg ha<sup>-1</sup> ± 43 MgC ha<sup>-1</sup>) do que em FM (125,2 Mg ha<sup>-1</sup> ± 44,7 MgC ha<sup>-1</sup>).

Em relação à necromassa, os estoques variaram de 5,16 Mg ha<sup>-1</sup> a 31 Mg ha<sup>-1</sup>, com média de 10,58 Mg ha<sup>-1</sup> ± 8,4 Mg ha<sup>-1</sup>, o que equivale a 5% da biomassa média acima do solo (227,6 Mg ha<sup>-1</sup>). Não houve diferença entre a necromassa e os estoques de carbono correspondentes em diferentes idades da floresta (FM e FS) (*F* = 0,129, *p*-valor = 0,727). FM exibiu um estoque médio de necromassa de 11,07 Mg ha<sup>-1</sup> ± 7,9 Mg ha<sup>-1</sup> (5,2 MgC ha<sup>-1</sup>), enquanto que, em FS, a necromassa foi de 10,22 Mg ha<sup>-1</sup> ± 9,4 Mg ha<sup>-1</sup> (4,81 MgC ha<sup>-1</sup>).



**Figura 2.** Análise comparativa do estoque de carbono (MgC ha<sup>-1</sup>) na biomassa acima do solo em diferentes estágios da floresta (florestas maduras-FM e florestas secundárias-FS) na Floresta Atlântica brasileira, com base em estudos publicados de 2010 a 2020.

Na necromassa, o compartimento de liteira fina (diâmetro  $\leq 10$  cm) armazena em média  $10,61 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 9,2 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $4,97 \text{ MgC ha}^{-1} \pm 4,3 \text{ MgC ha}^{-1}$ ), com diferenças entre a contribuição das diferentes frações ( $F = 144,9$ ,  $p\text{-valor} = 0,000$  \*\*\*). A fração folha teve a maior contribuição média (66%), seguida dos ramos (21%), miscelânea (9%) e estruturas reprodutivas (4%), respectivamente (Figura 3).



**Figura 3.** Representatividade das contribuições de diferentes frações da liteira fina para a Floresta Atlântica brasileira, com base em estudos publicados de 2010 a 2020. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente, usando o teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O compartimento liteira grossa (diâmetro  $\geq 10$  cm) ao longo da Floresta Atlântica, apesar do menor número de estudos, revelou trazer grande contribuição para a necromassa, com média de  $10,5 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 8,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $4,93 \pm 3,9 \text{ MgC ha}^{-1}$ ). Os compartimentos de necromassa (liteira fina e grossa) não diferiram quanto ao estoque de carbono ( $p\text{-valor} = 0,988$ ).

### 3.3. DIRECIONADORES DAS VARIAÇÕES NO ESTOQUE DE CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA BRASILEIRA

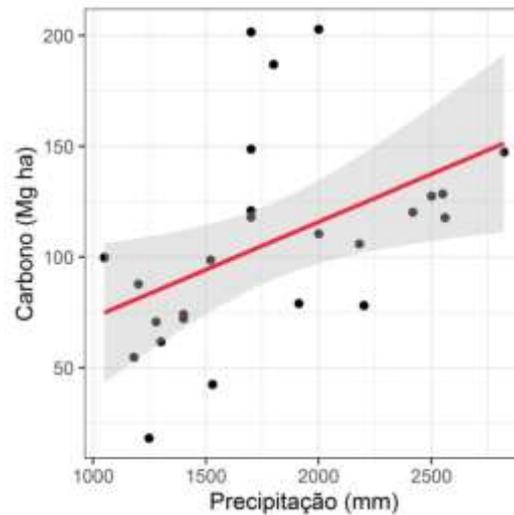
Variáveis espaciais (altitude e tamanho da floresta) e ambientais (precipitação média anual e temperatura média) foram testadas como direcionadoras das mudanças nos estoques de carbono ao longo da Floresta Atlântica. Para o compartimento de biomassa acima do solo,

verificou-se que apenas a precipitação média anual ( $t = 2,238$ ,  $df = 20,933$ ,  $p\text{-valor} = 0,03619^*$ ) explicou positiva e significativamente o carbono armazenado ( $R^2 = 0,24$ , ver Tabela 2 e Figura 4), ficando no modelo 3, de acordo com o Critério de Akaike (AIC).

**Tabela 2.** Resultados dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) e do critério de Akaike (AIC) para avaliar a contribuição das variáveis espaciais (altitude e tamanho da floresta) e ambientais (precipitação média anual e temperatura média) no estoque de carbono das árvores na Floresta Atlântica, com base em estudos publicados de 2010 a 2020.

Modelos	Carbono <i>versus</i> variáveis explicativas	AIC			
Mod.1	mod1 <- lmer(Carbon ~ Precip + Temp + Size + Altitude + (1   Stage), REML = TRUE, data = carbon)	268.70			
Mod.2	mod2 <- lmer(Carbon ~ Temp + Size + Altitude + (1   Stage), REML = TRUE, data = carbon))	272.29			
Mod.3	mod3 <- lmer(Carbon ~ Precip + Size + Altitude + (1   Stage), REML = TRUE, data = carbon)	<b>266.71</b>			
Fixed effects:					
	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	88.756	23.598	8.678	3.761	0.05780
Precip	76.407	34.134	20.933	2.238	0.03619*
Size	-6.600	53.894	20.022	-0.122	0.90375
Altitude	-28.652	33.731	20.526	-0.849	0.40544
Mod.4	mod4 <- lmer(Carbon ~ Precip + Size + Temp + (1   Stage), REML = TRUE, data = carbon)	267.22			

**Em que:** Mod<sub>1234</sub> = Modelos; Precip = Precipitação; Temp = Temperatura; Size = Tamanho da floresta.



**Figura 4.** Relação entre a precipitação média anual (mm) e o estoque de carbono na biomassa das árvores na Floresta Atlântica, com base em estudos publicados de 2010 a 2020.

Para a liteira fina (serapilheira) e grossa (madeira morta), que não diferem em seus respectivos estoques de carbono ( $p\text{-valor} = 0,988$ ), nenhuma das variáveis espaciais e ambientais explicaram o carbono armazenado ao longo da Floresta Atlântica brasileira.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. ESTOQUE DE CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA

A biomassa e a necromassa acima do solo desempenham um papel importante no ciclo global do carbono, sendo responsável por uma fração significativa do estoque total em ecossistemas florestais (SILVA et al., 2018; FAO, 2020). Sobre a Floresta Atlântica, foi possível verificar, pelos dados de biomassa e necromassa analisados nesta pesquisa, que 95% do carbono acima do solo está armazenado principalmente na biomassa. Como já foi reconhecido, os estoques de carbono da biomassa variam de acordo com a idade da floresta, aumentando ao longo da sucessão (DINIZ et al., 2015; POORTER et al., 2016; AZEVEDO et al., 2018). De fato, É possível confirmar esse padrão analisando dados de toda a Floresta Atlântica, em que os maiores estoques são registrados em florestas maduras (Figura 2). As descobertas feitas neste estudo, portanto, reforçam a necessidade de conservar fragmentos de floresta madura ao longo do bioma, uma vez que um hectare de floresta madura pode armazenar até o dobro de carbono de um hectare de floresta secundária.

Além da idade, sabe-se que as quantidades de carbono armazenadas nos diferentes tipos de vegetação são influenciadas pelas condições climáticas (precipitação e temperatura), variáveis bióticas, como riqueza e diversidade de espécies, e condições topográficas, que podem alterar todo o ciclo do carbono (ALVES et al., 2010; BECKNELL et al., 2012, POORTER et al., 2016; ARASA-GISBERT et al., 2018; RODRÍGUEZ-ALARCÓN et al., 2018). Ao considerar grandes escalas espaciais, como na análise realizada neste estudo, os fatores climáticos são frequentemente reconhecidos como os principais fatores para influenciar os estoques de carbono, conforme relatado para outros biomas (MALHI et al., 1999; KEELING; PHILLIPS 2007; VAYREDA et al., 2012). Ao longo de um gradiente climático de vegetação no México (florestas secas, semiáridas, perenes, semidecíduais, folhosas, mistas e de coníferas), por exemplo, o estoque de carbono foi forte e positivamente correlacionado com a precipitação em quase todos os tipos de floresta (ARASA-GISBERT et al., 2018). Em nível local, variáveis topográficas e de solo, bem como distúrbios florestais, também se tornam importantes preditores de estoques de carbono (MCEWAN et al., 2011; XU et al., 2015, DE LIMA et al., 2020).

A análise dos dados deste trabalho, coletados em toda a floresta Atlântica brasileira (Figura 1), achados anteriores permitiram supor que as variáveis climáticas explicariam uma quantidade relevante de estoques de carbono florestal. Esperava-se também que as fortes pressões antrópicas sobre o bioma, representadas pelo tamanho da floresta, característica marcante apontada por Ribeiro et al. (2009), também desempenhariam um papel importante. Porém, de forma geral, viu-se que o potencial de armazenamento de carbono nos ecossistemas da Floresta Atlântica responde ao gradiente de precipitação que varia de 1100 mm a 2821 mm (Tabela 1), independentemente do tamanho do fragmento.

De maneira geral, florestas que estão em estágio maduro ou avançado de sucessão (Figura 2) e localizadas em regiões com alta precipitação merecem destaque. Em tais ambientes, o clima influencia positivamente a composição e o crescimento das espécies e favorece um maior acúmulo de carbono na biomassa (DORNER et al., 2002, SOETHE et al., 2008; ALVES et al., 2010; DYBALA et al., 2018). Essas áreas são, assim, fundamentais para evitar e mitigar os efeitos esperados das mudanças climáticas (CAPON et al., 2013, RIEGER et al., 2015; RIEGER et al., 2016; DYBALA et al., 2018).

Outro compartimento avaliado foi a necromassa, que armazena até 20% do carbono acima do solo em ecossistemas florestais, configurando-se como um componente chave para entender o funcionamento e a produtividade dos ecossistemas florestais (HOUGHTON et al., 2001; KELLER et al., 2004; FONSÊCA et al., 2019). Para a Floresta Atlântica brasileira,

nenhuma das variáveis climáticas e espaciais avaliadas no presente estudo exibiu influência no estoque de necromassa florestal. O baixo número de estudos impede uma análise mais completa e, portanto, ainda não foi possível traçar um padrão para o bioma. Embora contribua com uma quantidade considerável de carbono nos ecossistemas, a necromassa provavelmente é menos estudada devido às dificuldades em padronizar os protocolos metodológicos que captam a variação, no espaço e no tempo, de suas frações (DEUS et al., 2018; FONSÊCA et al., 2019). Sua quantificação, caracterização e compreensão dos padrões de deposição variam amplamente de acordo com a configuração espacial (idade, tamanho, forma e isolamento das manchas), tipo de matriz e distúrbios existentes.

O compartimento necromassa passou a ser estudado com maior frequência devido à necessidade de se compreender seu papel ecossistêmico, relacionado ao estoque de carbono, ações de restauração, manejo e diagnóstico sucessional de ecossistemas (FONSÊCA et al., 2019; MAAS et al., 2020). Os estudos existentes no Brasil foram realizados principalmente na Floresta Amazônica (KELLER et al., 2004; CHAO et al., 2009; STRASSBURG et al., 2016), sendo incipientes em algumas regiões da Floresta Atlântica brasileira. Isso reforça a necessidade de inclusão deste compartimento nos planejamentos de pesquisa, buscando entender o padrão que explica o estoque de carbono e permitindo maior compreensão sobre o funcionamento e produtividade da Floresta Atlântica brasileira.

#### 4.2. ALTERAÇÕES NA COBERTURA FLORESTAL E AS IMPLICAÇÕES PARA OS ESTOQUES DE CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA

Fatores antrópicos, como redução e fragmentação florestal, colocam os estoques de carbono florestal em risco, devido à perda significativa de biomassa acima do solo (MAGNAGO et al., 2017). Mudanças recentes afetam significativamente as regiões tropicais, onde as florestas estão sendo substituídas por terras agrícolas (GIBBS et al., 2010), o que levou a perdas florestais significativas, resultando em fragmentos florestais menores e isolados (HADDAD et al., 2015). Sob as novas circunstâncias de tamanho e isolamento, as mudanças no ambiente físico levam ao aumento da mortalidade das árvores, redução da densidade das plantas e perda de árvores grandes e velhas (HADDAD et al., 2015). Conseqüentemente, as comunidades florestais e seu potencial para armazenar biomassa são impactados negativamente, comprometendo o sistema climático global. Taubert et al. (2018) destacam que a supressão de florestas para usos alternativos do solo se destaca entre os processos que causam degradação e perda de carbono nas últimas décadas.

Estimativas recentes indicam que a conversão da floresta para outros usos da terra levou à transferência de 133 Pg C para a atmosfera em todo o mundo, com a taxa de perda aumentando dramaticamente nos últimos 200 anos (SANDERMAN et al., 2017). O Brasil ocupa a 10ª posição como um dos maiores emissores de CO<sub>2</sub>, devido às mudanças no uso da terra (SANDERMAN et al., 2017). A rápida conversão das florestas tropicais brasileiras em outros usos se tornou uma questão de interesse atual. A comunidade científica busca quantificar o impacto dessa conversão no ciclo do carbono e possíveis mudanças climáticas devido à liberação de CO<sub>2</sub> na atmosfera (JESUS et al. 2019).

A Floresta Atlântica brasileira é um cenário ideal para entender o processo de modificação do ciclo do carbono por dois motivos principais: a floresta armazena uma quantidade significativa de carbono e é uma das florestas mais fragmentadas e ameaçadas do mundo (REZENDE et al., 2018). De modo geral, a Floresta Atlântica se converteu em paisagens heterogêneas, com uma combinação dinâmica de fragmentos de vários tamanhos e idades. Remanescentes florestais antigos e manchas primárias e secundárias ocupam as mesmas paisagens, juntamente com pastagens e terras agrícolas (REZENDE et al., 2018). De acordo com este levantamento, na Floresta Atlântica, as florestas maduras possuem os estoques de carbono mais expressivos (média = 125,2 MgC ha<sup>-1</sup> ± 44,7 MgC ha<sup>-1</sup>), enquanto as áreas de pastagem e agricultura armazenam 46 MgC ha<sup>-1</sup> e 41 MgC ha<sup>-1</sup>, segundo Jesus et al. (2019).

A perda de carbono decorrente da conversão de florestas em pastagens e terras agrícolas, com base nos dados citados acima, gira em torno de 65%. Por outro lado, as florestas secundárias retêm 30% menos carbono por hectare, em comparação com fragmentos maduros. Além disso, não se espera que eles alcancem um estoque de carbono semelhante ao das florestas maduras em curto prazo. De acordo com Liebsch et al. (2008), uma floresta secundária levaria aproximadamente 150 anos para atingir o padrão estrutural de uma floresta madura. Um estudo recente de De Lima et al. (2020), utilizando dados de levantamento de campo para toda a Floresta Atlântica, revelou que o desmatamento de cerca de 25% do bioma, entre 1985 e 2017, reduziu significativamente a biomassa florestal, com perdas de 451 Tg - 525 Tg de carbono - equivalente a, aproximadamente, 70 milhares de km<sup>2</sup>. A pesquisa enfatiza que as áreas protegidas são fundamentais para a manutenção da biomassa e do carbono, com perdas decrescentes com o aumento das áreas protegidas.

Mais incentivos e implementação de práticas voltadas à restauração dos ecossistemas da Floresta Atlântica são necessários neste contexto. A redução dos efeitos de borda, o controle de espécies invasoras e plantações de enriquecimento são medidas eficazes para

reverter a degradação florestal e, conseqüentemente, possibilitar a restauração desses remanescentes (FAO, 2015). No Brasil, a meta é restaurar 12 milhões de hectares de florestas, principalmente, em Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL), mas também em áreas degradadas com baixa produtividade (BRASIL, 2017). Além disso, existe um incentivo para reduzir as emissões de gases de efeito estufa por desmatamento e degradação florestal (REDD +), porém, está concentrado na Amazônia (DE LIMA et al., 2020). Apesar dessa meta e de outras promessas de redução das emissões de GEE (pacto da Mata Atlântica, desafio de Bonn, Acordo de Paris), não há ações para modificar a degradação na Floresta Atlântica, como a reintrodução de espécies com alto potencial de armazenamento de carbono (FAO, 2020; DE LIMA et al., 2020).

Assim, iniciativas para reduzir e reverter os processos de degradação são decisivas para o futuro deste *hotspot*. Essas iniciativas devem promover a conservação, o uso sustentável e a recuperação dos ecossistemas florestais e garantir o armazenamento e a fixação do estoque de carbono, a médio e longo prazo. Um balanço positivo de carbono deve ser criado nos sistemas, contribuindo para a mitigação de Gases de Efeito Estufa (GEE) e, conseqüentemente, para as mudanças climáticas esperadas nas próximas décadas (IPCC, 2015).

## **5. CONCLUSÃO**

O estoque de carbono na Floresta Atlântica brasileira está presente em maior quantidade no compartimento biomassa e está diretamente relacionado às condições climáticas (precipitação) nas florestas. A presente pesquisa traz maior compreensão sobre o funcionamento e o potencial dos fragmentos em armazenar carbono nos diferentes compartimentos e reforça a necessidade de conservar os remanescentes que ainda resistem à pressão antrópica. Os resultados aqui expostos auxiliam a tomada de decisão e a busca por medidas mitigadoras às mudanças climáticas, como por exemplo, criação de leis de proteção da vegetação nativa, além de subsidiar possíveis realizações de programas de comercialização de créditos de carbono e estimular o reflorestamento de áreas já degradadas.

## **AGRADECIMENTOS**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, por meio do Programa de Doutorado em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE. Agradecemos à administração da Usina São José; E. Albuquerque e M. Rodal, pelos comentários sobre as versões anteriores; Marcos A Chagas e Lenilson Barbosa, pela assistência de campo; e ao Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE), por toda a assistência e apoio logístico.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, L. F. et al. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 679–691, 2010. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.05.023.

ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. et al. Carbon dynamics of mature and regrowth tropical forests derived from a pantropical data base (TropForC-db). **Global Change Biology**, v. 22, p. 1690-1709, 2016.

ARASA-GISBERT, R. et al. forest diversity plays a key role in determining the stand carbon stocks of mexican forests. **Forest Ecology and Management**, p. 160–171, 2018. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.02.023

AZEVEDO, A. D. et al. Estoque de carbono em áreas de restauração florestal da mata atlântica, **Floresta**, v. 48, p. 183-194, 2018. DOI: 10.5380/rf.v48i2.54447.

BARBOSA, V. et al. Biomassa, Carbono e Nitrogênio na serapilheira acumulada de Florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2017. DOI: 10.1590/2179-8087.024315.

BARRETO, T. G. et al. Dinâmica da biomassa e do carbono em fragmento urbano de floresta ombrófila mista, **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, p. 1-16, 2014.

BAUER, D. et al. Dinâmica do acúmulo e decomposição da serapilheira na Floresta Estacional subtropical semidecidual. **Pesquisas Botânica**, v. 70, p. 1-11, 2017.

BECKNELL, J. M. et al. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: a literature review and global synthesis. **Forest Ecology and Management**. v. 276, p. 88–95, 2012.

BECKNELL, J. M. et al. Landscape-scale lidar analysis of aboveground biomass distribution in secondary Brazilian Atlantic Forest, **Biotropica**, v. 50, p. 520–530, 2018. DOI: 10.1111/btp.12538.

BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. **Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Diário Oficial da União, Brasília, 24 jan. 2017.

- CAIRNS, M. A. et al. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, Berlin, v. 111, p. 1–11, 1997.
- CAPON, S. J. et al. Riparian ecosystems in the 21st century: Hotspots for climate change adaptation? **Ecosystems**, v. 16, p. 359–381, 2013.
- CHAO, K. J. et al. After trees die: quantities and determinants of necromass across Amazonia. **Biogeosciences**, v. 6(8), p.1615-1626, 2009. DOI: 10.5194/bg-6-1615-2009.
- CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, p. 3177-3190, 2014.
- CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87-99, 2005.
- COLMANETTI, M. A. A. et al. Aboveground biomass and carbon of the highly diverse Atlantic Forest in Brazil: comparison of alternative individual tree modeling and prediction strategies, **Carbon Management**, v. 9, p. 383–397, 2018. DOI: 10.1080/17583004.2018.1503040.
- DE LIMA, R. A. F. et al. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, p. 1-16, 2020. DOI: 10.1038/s41467-020-20217-w
- DE PAULA, M. D. et al. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, v. 4, p. 349-358, 2011. DOI: 10.1177/194008291100400310.
- DECUYPER, M. et al. Assessing the structural differences between tropical forest types using Terrestrial Laser Scanning. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 327–335, 2018. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.07.032.
- DEUS, K. H. P. et al. Woody necromass stock in mixed ombrophilous forest using different sampling methods. **Revista Caatinga**, v. 31, p. 674-680, 2018. DOI:10.1590/1983-21252018v31n316rc.
- DINIZ, A. R. et al. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ, **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 10, n. 3, p. 443-451, 2015. DOI: 10.5039/agraria.v10i3a4264.
- DORNER, B. et al. Landscape pattern in topographically complex landscapes: issues and techniques for analysis. **Landscape Ecology**, v. 17, p. 729–743, 2002.
- DYBALA, K. E. et al. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis, **Global Change Biology**. v. 25, p. 57–67, 2018.
- FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020: Main report**. Rome.184p, 2020. DOI:10.4060/ca9825en
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Restoration of forests and

degraded lands in Southeast Asia. **Unasylva**, v. 66, n. 245, p. 52–63, 2015.

FARIA, R.A.V.B. et al. parâmetros fitossociológicos e estimativa de volume, biomassa e estoque de carbono em floresta estacional semidecidual. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, p. 1269-1278, 2012.

FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil, **Forest Ecology and Management**, v. 350, p. 40–45, 2015. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.04.015.

FERRAZ, A. S. et al. Estimativa do Estoque de Biomassa em um Fragmento Florestal Usando Imagens Orbitais. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 21, n. 3, p. 286-296, 2014

FONSÊCA, N. C. et al. Can fallen trees enhance aboveground biomass estimation? A proposal for the Brazilian Atlantic Forest, **Floresta e Ambiente, Revista de Biología Tropical**, v. 68, p. 1284-1297, 2020. DOI: 10.15517/RBT.V68I4.41299

FONSÊCA, N. C. et al. Evaluation of the Plant Necromass Component: Methodological Approaches and Estimates in Atlantic Forest, Northeast Brazil, **Floresta e Ambiente**, v. 26, p. 1-10, 2019. DOI: 10.1590/2179-8087.38318.

GASPAR, R. O. et al. Análise fitossociológica e do estoque de carbono no estrato arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual, **Ciência Florestal**, v. 24, p. 313-324, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509814569>.

GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, p.16732–16737, 2010. DOI: 10.1073/pnas.0910275107.

GODINHO, T. O. et al. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de floresta estacional semidecidual submontana, ES. **Cerne**, v. 20, n. 1, p. 11-20, 2014. DOI: 10.1590/S0104-77602014000100002.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**. 1, e1500052, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

HIGA, R. C. V. et al. Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal. **Embrapa Florestas**, v. 266, 2014.

HOUGHTON, R.A. et al. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, v. 7, p. 731-746, 2001. DOI:10.1046/j.1365-2486.2001.00426.x

IMAÑA-ENCINAS, J. et al. Florística, volume e biomassa lenhosa de um fragmento de mata atlântica no Município de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. **Floresta**, v. 42, p. 565-576, 2012.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme IGES**,

Japão. 2006. Disponível em: <[https://www.ipcc-tfi.iges.or.jp/meeting/pdfiles/Washington\\_Report.pdf](https://www.ipcc-tfi.iges.or.jp/meeting/pdfiles/Washington_Report.pdf)>. Acesso em: 20 de dezembro de 2019.

IPCC. **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Ed.)]. Geneva, Switzerland, 2015

JESUS, K. N. et al. Estoques de carbono em solos de Pernambuco, Brasil, **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, p.714-721, 2019. DOI: 10.26848/rbgf.v12.3.p714-721.

KEELING, H.C.; PHILLIPS, O.L. The global relationship between forest productivity and biomass. **Global Ecology and Biogeography**. v. 15, p. 618–631, 2007. DOI:10.1111/j.1466-8238.2007.00314.x.

KEENAN, J. R. et al. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 9–20, 2015. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.06.014.

KELLER, M. et al. Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 10, p.784-795, 2004.

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. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.04.013.

LINDNER, A.; SATTLER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil, **New Forests**, v. 43, p. 287–301, 2012. DOI: 10.1007/s11056-011-9281-9.

MAAS, G. C. B. et al. Quantification of carbon in forest necromass: state of the art. **Cerne**, v. 26, n. 1, p. 98-108, 2020.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, p. 542–552, 2017. DOI: 10.1111/1365-2435.12752.

MALHI, Y. et al. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. **Plant, Cell Environ**. v.22, p. 715–740, 1999.DOI:10.1046/j.1365-3040.1999.00453.x.

MARCHIORI, N. M. et al. Tree community composition and aboveground biomass in a secondary Atlantic Forest, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Cerne**, v. 22, n. 4, p. 501 - 514. 2016. DOI: 10.1590/01047760201622042242.

MCEWAN, R.W. et al. Topographic and biotic regulation of aboveground carbon storage in subtropical broad-leaved forests of Taiwan. **Forest Ecology and Management**. v. 262, p. 1817–1825, 2011. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.07.028.

MEDEIROS, M. C.M.P.; AIDAR, M.P.M. Structural variation and content of aboveground living biomass in an area of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. **Hoehnea**, v. 38, p. 413-428, 2011.

MOGNON, F. et al. Uma década de dinâmica da fixação de carbono na biomassa arbórea em floresta ombrófila mista no sul do Paraná, **Floresta**, v. 43, p. 153-164, 2013. DOI: 10.5380/ufv.v43i1.29024.

MOREIRA, A. B. et al. Estimation of the volume, biomass and carbon content of coarse woody debris within two forest types in the State of São Paulo, Brazil, **Forestry**, p. 1–9, 2019. DOI: 10.1093/forestry/cpz009.

OLIVEIRA, M. et al. Biomassa e estoques de carbono em diferentes sistemas florestais no sul do Brasil, **Perspectiva**, v. 40, n. 149, p. 09-20, 2016.

PALACE, M. et al. **A Review of above ground necromass in tropical forests**, **Tropical Forests**. Croatia: Department of Geography of Maryland; p. 215-252, 2012.

PFEIFER, M. et al. Deadwood biomass: An underestimated carbon stock in degraded tropical forests? **Environmental Research Letters**, v. 10, p. 1-12, 2015. DOI: 10.1088/1748-9326/10/4/044019

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests, **Nature**, v. 530. p 212-223, 2016. DOI: 10.1038/nature16512.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2020. Retrieved from <https://www.r-project.org>

RATUCHNE, L. C. **Ajuste e seleção de equações alométricas para a estimativa de biomassa, carbono e nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista**. 102 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – UNICENTRO, Guarapuava, Paraná, 2010.

REZENDE et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 215–220, 2018. DOI: 10.1016/j.pecon.2018.10.002.

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

RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da zona da mata mineira, **Revista Árvore**, v. 34, p. 495-504, 2010. DOI: 10.1590/S0100-67622010000300013.

RIEGER, I. et al. A novel dendrochronological approach reveals drivers of carbon sequestration in tree species of riparian forests across spatiotemporal scales, **Science of the Total Environment**, p. 1-15, 2016.

RIEGER, I. et al. Drivers of carbon sequestration by biomass compartment of riparian forests, **Ecosphere**, v. 6, n. 10, p. 1-16, 2015.

RODRÍGUEZ-ALARCÓN, S. et al. Effects of fragmentation on functional diversity associated with aboveground biomass in a high Andean forest in Colombia, **Landscape Ecology**, v. 33, p. 1851–1864, 2018. DOI: 10.1007/s10980-018-0719-8.

SANDERMAN, J. et al. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, p. 9575–9580, 2017. DOI: 10.1073/pnas.1706103114.

SANQUETTA, C. R. et al. Biomass and carbon in non-woody vegetation, dead wood and litter in iguaçu national park, **Revista Floresta**, v. 44, n. 2, p. 185–194, 2014. DOI: 10.5380/rf.v44i2.26500.

SCOLFORO, J. R. et al. **Equações para o peso de matéria seca das fisionomias, em Minas Gerais**. In: Scolforo, J. R.; Oliveira, A. D.; Acerbi Júnior, F. W.(Eds.). Inventário florestal de Minas Gerais - equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fisionomias da flora nativa. Lavras: UFLA, cap.3, p. 103-114, 2008.

SILVA, L. C. et al. Estoques de biomassa e carbono em unidade de conservação no bioma mata atlântica, **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, p. 243-251, 2018. DOI: 10.5380/biofix.v3i2.59592.

SILVEIRA, P. Estimativa da biomassa e carbono acima do solo em um fragmento de floresta ombrófila densa utilizando o método da derivação do volume comercial, **Floresta**, v. 40, p. 789-800, 2010. DOI: 10.5380/rf.v40i4.20330.

SOETHE, N. et al. Nutrient availability at different altitudes in a tropical montane forest in Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 04, p. 397-406, 2008.

SOMOGYI, Z. et al. Indirect methods of large forest biomass estimation. **Europe Journal Forest Research**, v. 126, n. 2. p. 197-207, 2006.

SOS Mata Atlântica - **Relatório anual 2019**. Disponível em : <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2020/11/Relat%C3%B3rio-Anual-2019-SOS-Mata-Atl%C3%A2ntica.pdf>. Acessado em: 24/11/2020.

SOUZA, A. L. et al. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, Carbono e dióxido de carbono em floresta estacional Semidecidual, **Revista Árvore**, v. 36, p. 169-179, 2012. DOI: 10.1590/S0100-67622012000100018.

STRASSBURG, B.B.N. et al. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 890–899, 2016.

TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, p. 519-534, 2018. DOI: 10.1038/nature25508.

TIEPOLO, G. et al. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. In: International Symposium on Forest Carbon Sequestration

and Monitoring, 2002, Taipei, Taiwan. Anais... Taipei: **Taiwan Forestry Research Institute**, p. 98-115, 2002.

TORRES, C. M. M. E. et al. Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma floresta estacional semidecidual, no parque tecnológico de Viçosa, MG, **Revista Árvore**, v. 37, p. 647-655, 2013. DOI: 10.1590/S0100-67622013000400008.

TRINDADE, M. B. et al. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent Changes and Implications for Conservation, **Bioremediation, Biodiversity & Bioavailability**, v. 2, p. 5-13, 2008.

ULLER, H. F. et al. Aboveground biomass quantification and tree-level prediction models for the Brazilian subtropical Atlantic Forest, **Southern Forests**, v. 81, p. 261–271, 2019. DOI: 10.2989/00306525.2019.1581498.

VAYREDA, J. et al. Spatial patterns and predictors of forest carbon stocks in western mediterranean. **Ecosystems**, v. 15, p. 1258–1270, 2012. DOI:10.1007/s10021-012-9582-7.

VERES, Q. J. I. et al. Estimativas de biomassa e carbono em fragmento de floresta estacional semidecidual no oeste do Paraná, **BIOFIX Scientific Journal**, v. 5, p. 23-31, 2020. DOI: 10.5380/biofix.v5i1.66001.

VIEIRA, S. A. et al. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21-29, 2008.

VILLANOVA, P. H. et al. Necromass Carbon Stock in a Secondary Atlantic Forest Fragment in Brazil, **Forests**, v. 10, p. 1-10, 2019. DOI: 10.3390/f10100833.

VILLELA, D.M. et al. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning, **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 633-642, 2012.

VOGEL, H. L. M. et al. Biomassa e macronutrientes de uma floresta estacional decidual em Itaara-rs, Brasil, **Revista Árvore**, v. 37, p. 99-105, 2013. DOI:10.1590/S0100-67622013000100011.

WARREN, W. G.; OLSEN, P. F. A line intersect technique for assessing logging waste. **Forest Science**, Bethesda, v. 10, n.3, p. 267-276, 1964.

WATZLAWICK, L. F. et al. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná, **Scientia Forestalis**, v. 40, p. 353-362, 2012.

XU, Y. et al. Topographic and biotic factors determine forest biomass spatial distribution in a subtropical mountain moist forest. **Forest Ecology and Management**. v. 357, p. 95–103, 2015. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.08.010.

ZUUR, A. F. et al. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**. v. 1, p. 3–14, 2010. DOI:10.1111/j.2041-210x.2009.00001.x.

## **CAPÍTULO II**

*TRADE-OFF* ENTRE O ESTOQUE DE CARBONO E A DIVERSIDADE DE PLANTAS  
MEDIADA POR CONDIÇÕES RIPÁRIAS NA FLORESTA ATLÂNTICA

**RESUMO:** A pesquisa propôs entender a relação entre o carbono e a diversidade de plantas, em diferentes habitats ripários e não ripários, da Floresta Atlântica, se existem espécies indicadoras de habitats ripários e/ou de alto teor de carbono e se existe um limiar de carbono que separa os habitats de alta diversidade-baixo carbono dos habitats de baixa diversidade-alto carbono. O estudo foi realizado em quatro habitats (10 parcelas de 10 x 10 em cada), em uma paisagem fragmentada em Pernambuco, Brasil, classificados em: Área não ripária-ANR; Corredor ripário-CR; área ripária na borda-ARBF; e área ripária no interior-ARIF. Em todos os habitats, foram coletados dados de densidade, riqueza e diversidade de espécies arbóreas e estimada a biomassa e o carbono. Realizaram-se as seguintes análises: rarefação baseada no indivíduo, para os números de Hill ( $q=0$ ,  $q=1$  e  $q=2$ ); análise de variância multivariada permutacional (Permanova); seguida da Análise de Escala Multidimensional Não-Métrica (NMDS); e do modelo linear generalizado misto (GLMM). Por fim, foi utilizada a Análise de Espécies Indicadoras - IndVal e a Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN). Verificou-se que os habitats ANR apresentam maior riqueza e diversidade de espécies, porém, detêm o menor estoque de carbono, quando comparado com os ripários (CR, ARBF e ARIF). O carbono, densidade e o habitat ANR foram as variáveis que explicaram significativa e positivamente a diversidade. Das 141 espécies registradas no estudo, 23 espécies são indicadoras de habitats ripários e 14 espécies de ANR. Cinco espécies se beneficiam e aumentam sua abundância em locais com estoque de carbono acima de  $301,61 \text{ MgC ha}^{-1}$  e também se beneficiam das condições ripárias, tornando-as espécies de triplo-ganho. Conclui-se que as florestas ripárias, em comparação com as florestas não ripárias, são a melhor alternativa com foco em manter florestas com alto estoque de carbono.

**Palavras-Chave:** Brasil, biomassa, biodiversidade, fragmentos florestais, espécies triplo-ganho.

**ABSTRACT:** The research proposed to understand the relationship between carbon and plant diversity in different riparian and non-riparian habitats in the Atlantic Forest, if there are indicator species of riparian and/ or high-carbon habitats and if there is a carbon threshold that separates high-diversity, low-carbon habitats from low-diversity, high-carbon habitats. The study was carried out in 12 forest fragments in a fragmented forest, classified into four habitats: non-riparian area-NR; riparian corridor-RC; riparian area on the edge-RE and riparian area in forest interior-RI. In all habitats, data on tree density, richness and species diversity were collected and biomass and carbon were estimated. The following analyses were carried out: Rarefaction based on the individual, for Hill's numbers ( $q = 0$ ,  $q = 1$  and  $q = 2$ ); permutational multivariate variance (Permanova), followed by the Non-Metric Multidimensional Scale Analysis (NMDS) and the mixed generalized linear model (GLMM). Finally, the Indicator Species Analysis - IndVal and the Threshold Indicator Rate Analysis (TITAN) were used. It was found that the NR habitats have greater species richness and diversity, however, they exhibited the lowest carbon stock when compared to riparian habitats (RC, RE and RI). Carbon, density and NR habitat were the variables that explained diversity significantly and positively. Of the 141 species recorded in the study, 23 species are indicative of riparian habitats and 14 species of NR. Five species benefit and increase their abundance in locations with carbon stocks above  $301.61 \text{ MgC ha}^{-1}$  and also benefit from riparian conditions, making them 3-win species. It is concluded that riparian forests are the best alternative with a focus on maintaining forests with a high carbon stock.

**Keywords:** Brazil, biomass, biodiversity, forest fragments, win-win species

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas estão entre os ecossistemas terrestres mais essenciais, devido à multiplicidade de funções que desempenham e aos benefícios que oferecem. Em particular, as florestas se destacam por sua alta capacidade de captar dióxido de carbono da atmosfera e armazená-lo em diferentes compartimentos, entre os quais se destaca a biomassa acima do solo (SILVEIRA et al., 2008; PAN et al., 2011; HELMAN et al., 2017). Por causa de sua capacidade de armazenar carbono, as florestas são reconhecidas como um dos mecanismos reguladores do sistema climático global, desempenhando um papel fundamental no cumprimento das metas internacionais de redução das emissões de gases de efeito estufa - GEE (POORTER et al., 2017; PRĂVĂLIE, 2018).

As florestas, particularmente nos trópicos, também possuem alta biodiversidade em todas as formas de vida. Apenas para árvores, o grupo mais conspícuo, estima-se que um número entre 40.000 e 53.000 espécies vivam em florestas, provavelmente mais de 24.000 apenas na América tropical (FERRY SLIKA et al., 2015). Para a Floresta Atlântica brasileira, um bioma continental, listas compiladas de espécies arbóreas trazem números de aproximadamente 76 espécies por local, com subconjuntos aninhados, que levam a mais de 2.000 espécies no nível do bioma (MARCÍLIO-SILVA et al., 2017). Os números certamente estão subestimados, visto que Lôbo et al. (2011) listam 650 espécies de árvores apenas na porção norte do bioma, enquanto 3.500 espécies de árvores são registradas apenas na região sudeste (EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015).

Apesar da importância das florestas tropicais, ameaças antrópicas mudaram a dinâmica das florestas remanescentes e levaram a alterações nos processos do ecossistema, como mortalidade de árvores, e em padrões estruturais, como densidade e diversidade de árvores (NASCIMENTO; LAURENCE, 2004; MEA, 2005; GOULDEN et al., 2011; LEWIS et al., 2015; HADDAD et al., 2015; MA et al., 2017). A complexidade dos fatores que remodelam as florestas com alta frequência e intensidade no espaço e no tempo é, sem dúvida, prejudicial não só para o padrão estrutural das florestas, mas também para a provisão e manutenção dos serviços ecossistêmicos por elas prestados (RIBEIRO et al., 2009; HADDAD et al., 2015; ALROY, 2017). A alteração dos padrões florestais desencadeia uma redução na capacidade das florestas de armazenar carbono, o que, por sua vez, afeta o equilíbrio de Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera e muda o papel das florestas na prevenção ou

mitigação do aquecimento global (IPCC, 2015; MUGASHA et al., 2016; MAGNAGO et al., 2017; ISLAM et al., 2017; RODRÍGUEZ ALARCÓN et al., 2018).

Quase todos os descritores estruturais em uma floresta estão positivamente associados ao estoque de carbono na biomassa. Conseqüentemente, existe um padrão consistente de respostas negativas das florestas às ameaças antrópicas, no que diz respeito à perda de biomassa e carbono das árvores, devido à redução da densidade e dos diâmetros das árvores (HOUGHTON et al., 2001; LAURANCE, 2008; FRIEND et al., 2014; BRIENEN et al., 2015; HADDAD et al., 2015; LIANG et al., 2016; ALROY, 2017; HELMAN et al., 2017). Ainda há alguma controvérsia, porém, sobre a relação entre estoque de carbono e biodiversidade em ecossistemas florestais (LEI et al., 2009; WANG et al., 2011; SULLIVAN et al., 2017; ARASA-GISBERT et al., 2018). Buscando um padrão de relação positivo (alta biodiversidade em locais ricos em carbono) ou negativo (baixa diversidade em locais ricos em carbono), estudos para vários táxons têm mostrado resultados variáveis, desde relações muito fortes (STRASSBURG et al., 2010) até associações fracas (SABATINI et al., 2018).

Com foco nas espécies arbóreas, sabe-se que a relação carbono - diversidade varia de acordo com a escala geográfica, nível de perturbação e estágio sucessional da floresta. Cavanaugh et al. (2014) encontraram uma relação positiva entre o armazenamento de C e a diversidade taxonômica de árvores em escala global para florestas tropicais. Em contraste, Sullivan et al. (2017) encontraram uma relação diversidade-carbono fraca, detectável apenas em escalas pequenas (dentro de parcelas de 1 ha), indicando uma possível dependência de escala. Em uma paisagem altamente fragmentada da Floresta Atlântica, Magnago et al. (2015) confirmaram uma correspondência positiva e um importante padrão positivo de carbono-biodiversidade em pequenas escalas, mediado pelo tamanho do fragmento e isolamento. Nas florestas amazônicas, ao longo de um gradiente de perturbação, Ferreira et al. (2018) descobriram que a perturbação influencia a relação carbono-biodiversidade, que está associada positivamente apenas abaixo de um limiar de cerca de  $100 \text{ MgC ha}^{-1}$ , que inclui florestas secundárias e perturbadas.

Um cenário ideal para entender essa relação em pequena escala e ainda não investigado é o gradiente de áreas ripárias para não ripárias em uma paisagem florestal. As florestas ripárias têm condições favoráveis de crescimento de plantas, principalmente relacionadas à disponibilidade de água (BURKE; CHAMBERS 2003; PREDICK et al. 2009; CON et al., 2013; RIEGER et al., 2016; YATSKOV et al., 2019). Portanto, as florestas ripárias tendem a se destacar na capacidade de armazenamento de carbono, quando comparada às florestas não ripárias (NAIMAN et al., 2010; SUTFIN et al., 2016; MATZEK

et al., 2018; DYBALA et al., 2018). No entanto, a alta disponibilidade de água também atua como um filtro para algumas espécies de árvores, resultando em baixa diversidade taxonômica em habitats ripários, em comparação com habitats não-ripários (GIESE et al. 2000; GIESE et al. 2003; CIERJACKS et al. 2011; GURNELL, 2014; RIEGER et al., 2016).

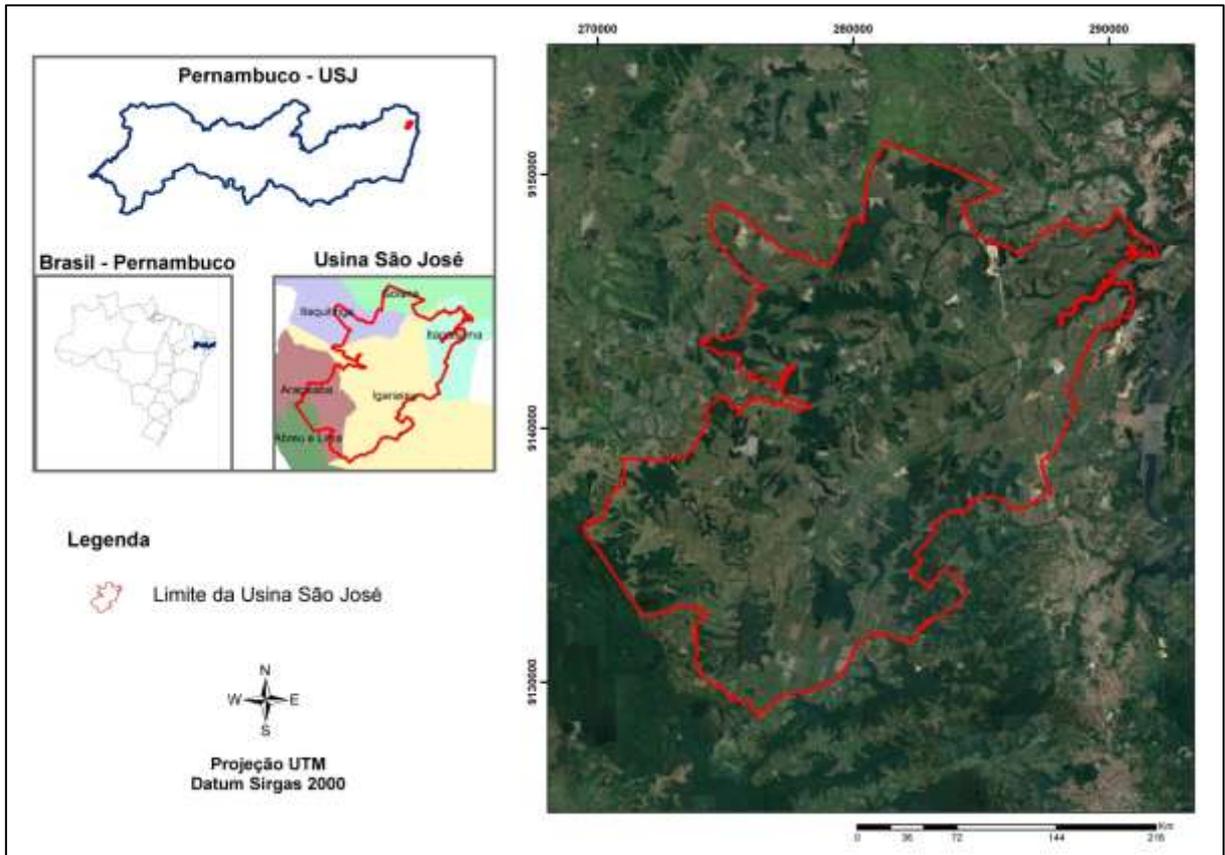
Nesse gradiente, a relação positiva esperada entre carbono-biodiversidade em pequena escala pode não ser confirmada (MAGNAGO et al., 2015; FERREIRA et al., 2018). Limitadas pelas condições ambientais, algumas espécies podem se beneficiar do aumento nos estoques de carbono. Em contraste, outras podem ser prejudicadas pelas condições ambientais, associadas às florestas ricas em carbono (SABATINI et al., 2018). Em uma relação negativa, a conservação com foco no carbono pode aumentar a proteção das florestas ripárias, mas não consegue proteger as comunidades mais diversas (FERREIRA et al., 2018).

Na ausência de uma compreensão consistente da relação entre o carbono florestal e a diversidade vegetal, a presente pesquisa busca responder às seguintes questões: Existe uma relação entre o carbono e a diversidade de plantas em diferentes habitats ripários e não ripários da Floresta Atlântica? Existem espécies indicadoras de habitats ripários e/ou com alto teor de carbono? Existe um limite de carbono que separa os habitats de alta diversidade-baixo carbono dos habitats de baixa diversidade-alto carbono? Como uma previsão, espera-se uma relação negativa de carbono-diversidade mediada pelas condições ripárias.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A paisagem estudada cobre uma área de 280 km<sup>2</sup>, propriedade da São José Agroindustrial/Grupo Cavalcanti Petribú - USJ, localizada no estado de Pernambuco, Brasil (7°40'21.25" - 7°55'50.92" S e 34°54'14.25" - 35°05'21.08" W). A USJ possui 74% da sua área ocupada por monocultura de cana-de-açúcar; e a área restante é coberta por 110 fragmentos de Floresta Atlântica madura e 96 fragmentos de florestas secundárias jovens (TRINDADE et al. 2008).



**Figura 1.** Localidade da paisagem em estudo, Usina São José-Pernambuco-Brasil.

A vegetação predominante na USJ é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012). O clima da região é classificado como As', no sistema Köppen (tropical quente e úmido) (TRINDADE et al., 2008). A temperatura média mensal é de 26°C e a precipitação média anual é de 2.195,25 mm (dados de, aproximadamente, 30 anos, 1990 a 2019, da estação automática 82900 do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, localizada a 8° 03' 33,41" S, 34° 57' 33,26" W). A área está quase inteiramente sobre o Grupo Barreiras, um depósito sedimentar continental de idade Plio-Pleistoceno. Há predominância de solos de Latossolo Amarelo (LA) e Podzólico Amarelo (PA) na região, de acordo com a Pesquisa de Solos do Nordeste (Embrapa, 2006).

## 2.2. DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS

O estudo foi realizado em 12 locais dentro de quatro habitats, previamente definidos, de Floresta Atlântica madura. Em três grandes fragmentos florestais (área > 300 hectares), amostramos três habitats - interior não-ripario, interior ripário e borda ripária, totalizando nove locais. Além disso, foram amostrados três corredores ripários (detalhes de habitats e

locais na Tabela 1). Para definição do habitat sob influência da borda, recorreu-se à literatura científica disponível (MURCIA, 1995; RIES et al., 2004; HARPER et al., 2005; PEREIRA et al., 2007; SILVA et al., 2008; GOMES et al. 2009), chegando ao valor de 50 metros. As áreas, além da influência da borda de 50 m, foram consideradas como sendo o interior da floresta.

Todos os fragmentos florestais são florestas maduras há pelo menos 70 anos (TRINDADE et al., 2008). Em cada local, foram instaladas dez parcelas (10 m x 10 m), distantes 10 m entre si, totalizando 120 parcelas. Em habitats ripários, as parcelas foram instaladas a uma distância de aproximadamente 5 metros da margem do rio.

**Tabela 1.** Fragmentos florestais estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, localizada na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Habitats	Sítios	Coordenadas geográficas
Áreas Não Ripárias (ANR)	ANR1	7°50'12.50"S - 35° 0'5.88" W
	ANR2	7°42'4.40"S - 34°59'12.25" W
	ANR3	7°46'34.20"S - 35°0'23.58" W
Corredores Ripários (CR)	CR1	7°42'50.37"S - 34°57'58.36" W
	CR2	7°42'14.97"S - 34°58'1.60" W
	CR3	7°42'12.64"S - 34°57'52.04" W
Áreas Ripárias na Borda de Fragmentos (ARBF)	ARBF1	7°49'41.83"S - 35°0'20.49" W
	ARBF2	7°47'8.87"S - 35° 0'25.04" W
	ARBF3	7°42'4.34"S - 34°58'43.61" W
Áreas Ripárias no Interior de Fragmentos (ARIF)	ARIF1	7°50'23.00"S - 35° 0'12.48" W
	ARIF2	7°42'45.25"S - 34°59'34.64" W
	ARIF3	7°47'12.08"S - 35° 0'42.39" W

Em cada parcela, as plantas com diâmetro a altura do peito-DAP  $\geq 5$  cm (medido a 1,30 m do solo), foram marcadas com plaquetas de alumínio com numeração sequencial e tiveram suas medidas de DAP e de altura total (HT) mensuradas. As plantas que apresentaram vários perfilhos, onde, pelo menos, um estivesse dentro do nível de inclusão adotado, tiveram todos eles medidos para o cálculo do DAP equivalente (Eq. 1).

$$DAP_{Equi} = \sqrt{(1Dap^2 + 2Dap^2 + nDap^2)} \quad \text{Eq.1}$$

**Em que:**  $DAP_{Equi}$  = diâmetro a altura do peito equivalente (cm);  $1,2, nDap^2$  = diâmetros dos perfilhos a 1,30 m do solo (cm).

Os indivíduos arbóreos mensurados foram identificados no campo por parataxonomista e coletados de acordo com normas de coleta botânica, elaborado por Gadelha-Neto et al. (2013), para preparação de exsicatas de herbário, visando a identificação e confirmação taxonômica. A identificação dos táxons foi em nível de família e espécie e seguiu as recomendações do APG IV (BYNG et al., 2016), enquanto as atualizações taxonômicas dos nomes das espécies e respectivos autores seguiram a lista de Espécies da Flora do Brasil 2020 ([www.floradobrasil.jbrj.gov.br](http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br)). Uma matriz de dados composta por espécies e suas respectivas abundâncias para cada parcela, local e habitat foi preparada para análise.

### 2.3. ESTIMATIVA DE BIOMASSA E DO CARBONO ARBÓREO

A estimativa do carbono foi obtida a partir da quantificação da biomassa arbórea acima do solo, baseada nas variáveis dendrométricas de DAP e altura total das árvores mensuradas nos 12 sítios estudados (Tabela 1, Item 2.2). A biomassa foi estimada usando a equação alométrica (Eq. 2), desenvolvida por Fonsêca et al. (2020), para a mesma região e tipo vegetacional em estudo (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas).

$$B_{arb} = 1,5292 * DAP^{2,0601} * HT^{-0,2187} \quad \text{Eq.2}$$

**Em que:**  $B_{arb}$  = Biomassa arbórea (kg);  $DAP$  = diâmetro a 1,30 m do solo (cm); e  $HT$  = altura total (m).

A biomassa arbórea acima do solo é um importante indicador da dinâmica do carbono terrestre, em que aproximadamente 50% da biomassa total da planta consistem em carbono. No caso desta pesquisa, foi realizada a conversão dos dados de biomassa em carbono arbóreo pelo fator 0,47 (Eq.3) (IPCC 2006).

$$C_{arb} = BAS_{kg} * F_c \quad \text{Eq. 3}$$

**Em que:**  $C_{arb}$  = Carbono arbóreo (kgC.árv);  $B_{arb}$  = biomassa arbórea (kg.árv); e Fc: Fator de Correção de 0,47.

## 2.4. ANÁLISE DOS DADOS

As análises tiveram como objetivo avaliar a variação no estoque de carbono e na diversidade de plantas, em habitats ripários e não-ripários, da Floresta Atlântica e entender a relação entre diversidade e o carbono em tais habitats. Também foi investigado se há indicadores de espécies de alto carbono ou ripários; e indicadores de espécies que se beneficiam em habitats ripários e de alto carbono. Primeiro, foi testada a intensidade de amostragem da pesquisa, com base no estimador de cobertura da amostra, cujo parâmetro pode ser calculado pela seguinte equação (Eq.4) (CHAO; JOST, 2012). Esta análise revelou que, para os quatro habitats, o número de indivíduos amostrados foi suficiente (**Apêndice 2**), aproximando-se de 1% ou 100%.

$$IC_a = 1 - \frac{f_1}{n} \left[ \frac{(n-1)f_1}{(n-1)f_1 + 2f_2} \right] \quad \text{Eq.4}$$

**Em que:**  $IC_a$  = Intensidade de cobertura amostral;  $f_1$  = espécie representada por exatamente um indivíduo na amostra; e  $f_2$  = número de espécies duplicadas na amostra.

A análise comparativa da riqueza e diversidade entre os habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF) foi realizada por meio da rarefação baseada no indivíduo (GOTELLI; COLWELL, 2001), acrescido dos números de Hill, utilizando o intervalo de confiança de 95%. Os números de Hill são  $q = 0$  ou riqueza (S),  $q = 1$  ou índice exponencial de Shannon (exp (H')) e  $q = 2$  ou inverso da concentração de Simpson (1/D), onde  $q$  indica a 'ordem' de diversidade e sua sensibilidade às espécies comuns e raras. A diversidade de ordem zero (0) é insensível à abundância de espécies, enquanto valores de  $q \geq 1$  favorecem desproporcionalmente as espécies mais abundantes (JOST, 2006; CHAO et al., 2014).

Posteriormente, para verificar se os habitats diferem entre si, quanto à riqueza, densidade e estoque de carbono, foi elaborada uma matriz com dados de densidade, riqueza de espécies ( $q = 0$ ) e carbono para os sítios e habitats e testada por meio de análise de variância multivariada permutacional - PERMANOVA (999 permutações e dissimilaridades de Bray Curtis), seguida da Análise de Escala Multidimensional Não-Métrica (NMDS). Foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ), ANOVA e o modelo linear generalizado

misto (GLMM) para testar a relação entre as variáveis independentes de densidade e estoque de carbono e riqueza de espécies ( $q = 2$ ) nos habitats. Para esta análise, optou-se por usar a diversidade de uma ordem superior para considerar as espécies mais abundantes. Para os fragmentos e parcelas, foram considerados fatores aleatórios, para reduzir o viés de pseudo-replicação. Os modelos foram selecionados, de acordo com Zuur et al. (2010), utilizando a metodologia de Akaike Criterion (AIC).

Por fim, para detectar distribuições não aleatórias de espécies indicadoras para os habitats estudados, foi utilizada a Análise de Espécies Indicadoras - IndVal (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997), com base na abundância de espécies registradas para cada habitat. Essa análise produz valores indicativos, que variam de 0 (não indicador) a 1 (indicador perfeito). Para pesquisar espécies indicadoras de ambientes com altos estoques de carbono acima do solo, foi utilizada a Threshold Indicator Taxa ANalysis - TITAN (BAKER; KING, 2010). A TITAN usa partição binária por valor de indicador (IndVal, DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997) para identificar pontos de mudança específicos da espécie ao longo de um gradiente ambiental (neste caso, o carbono acima do solo). Os pontos de mudança são comparados a permutações de dados aleatórios para avaliar sua relevância, levando em consideração os índices de pureza (ou seja, a proporção de direções de resposta de ponto de mudança *bootstrapped* - positivas ou negativas, que concordam com a resposta observada) e confiabilidade ( $p < 0,05$ ). Em ambas as análises, IndVal e TITAN, a matriz de dados incluiu apenas espécies com ocorrências  $\geq 5$  e frequências  $\geq 3$  e as colunas continham densidades transformadas em  $\log_{10}(x+1)$ , seguindo Baker e King (2010).

Para análise, foram utilizados os seguintes softwares: Microsoft Office Excel 2013®, para construção da matriz de dados, R® versão 3.3.1 (R Development Core Team, 2020) e pacotes apropriados, para testes (vegan, nlme, lme4, indicpecies e TITAN2) e preparação de representação gráfica (ggplot2).

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1. ESTOQUE DE CARBONO E DIVERSIDADE DE PLANTAS EM HABITATS RIPÁRIOS E NÃO-RIPÁRIOS**

Em todos os habitats, 2.289 indivíduos arbóreos foram amostrados. A abundância de árvores seguiu uma ordem decrescente por habitat, consistentemente mais alta nos sítios ripários: CR > ARIF > ARBF > ANR. No geral, os diâmetros variaram de 5,0 cm a 91,04 cm e

as alturas de 2,5 m a 35 m. Os habitats ripários também tiveram os maiores diâmetros médios, na borda - ARBF (12,16 cm  $\pm$  8 cm) e interior ARIF (11,7 cm  $\pm$  9 cm), e exibiram as árvores mais altas, com alturas médias de 10,06 m  $\pm$  3,7 m e 10,33 m  $\pm$  3,9 m, respectivamente (tabela 2). Os estoques de biomassa nos 12 sítios variaram de 307 Mg ha<sup>-1</sup> a 603 Mg ha<sup>-1</sup>, enquanto o carbono variou de 144 MgC ha<sup>-1</sup> a 283 MgC ha<sup>-1</sup>. O habitat ANR exibiu o menor estoque de carbono, com média de 168,6 MgC ha<sup>-1</sup>. Os habitats ripários (CR, ARIF e ARBF) apresentaram o maior estoque de carbono, atingindo 224,4 MgC ha<sup>-1</sup> em ARIF.

No que se refere à análise descritiva, verificou-se que na ARIF houve uma maior média de biomassa e carbono arbóreo (Mg) e uma maior elevação no coeficiente de variação (CV), o que é característico de florestas conservadas e com grande heterogeneidade (por exemplo, árvores de grande e pequeno porte). Já a ANR apresentou, em média, a maior riqueza e diversidade de espécies, quando comparada às demais áreas (Tabela 2).

**Tabela 2.** Estatística descritiva para as variáveis estudadas por parcela (100 m<sup>2</sup>) nos quatro habitats na Usina São José, Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Habitats		Variáveis estudadas			
		Biomassa (Mg)	Carbono (Mg)	Abundância	Riqueza
ANR	Média	3,45	1,62	16,87	9,07
	VAR	1,76	0,39	57,71	9,17
	D.P <sub>(±)</sub>	1,33	0,62	7,60	3,03
	EPM	0,24	0,11	1,39	0,55
	CV <sub>(%)</sub>	38,38	38,38	45,04	33,40
CR	Média	3,95	1,85	21,90	7,33
	VAR	2,13	0,47	62,30	5,95
	D.P <sub>(±)</sub>	1,46	0,69	7,89	2,44
	EPM	0,27	0,13	1,44	0,45
	CV <sub>(%)</sub>	36,97	36,97	36,04	33,27
ARBF	Média	3,96	1,86	8,63	6,17
	VAR	3,09	0,68	10,52	4,56
	D.P <sub>(±)</sub>	1,76	0,83	3,24	2,14
	EPM	0,32	0,15	0,59	0,39
	CV <sub>(%)</sub>	44,39	44,39	37,56	34,62

	Média	4,78	2,25	19,37	7,90
	VAR	6,60	1,46	31,83	13,47
ARIF	D.P <sub>(±)</sub>	2,57	1,21	5,64	3,67
	EPM	0,47	0,22	1,03	0,67
	CV <sub>(%)</sub>	53,79	53,79	29,13	46,46

**Em que:** ANR = Áreas não ripárias; CR = Corredores ripários; ARIF = Áreas ripárias no interior de fragmentos; ARBF = Áreas ripárias na borda de fragmentos; VAR = variância; D.P = desvio padrão; EPM = Erro padrão da média; e CV = coeficiente de variação.

Nos quatro habitats, foram registradas 48 famílias botânicas e 141 espécies, sendo que 10 espécies foram identificadas como morfotipos e foram chamadas de indeterminadas (**Apêndice 3**). Do total de espécies, 14 (10%) ocorrem em todos os habitats (Tabela 3) e 34 ocorreram uma única vez, sendo aqui consideradas de baixa frequência. A ANR e ARIF foram os habitats com maior presença de espécies pouco frequentes, com 36% e 34%, respectivamente.

**Tabela 3.** As 14 espécies com ocorrência nos quatro habitats estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Espécies	Número de indivíduos por habitats			
	ANR	CR	ARBF	ARIF
<i>Byrsonima sericea</i> DC	7	5	14	1
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	23	1	2	14
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey	1	3	5	6
<i>Coccoloba mollis</i> Casar	12	2	3	14
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. Planch	21	4	15	3
<i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A. Robyns	2	3	4	3
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	59	12	19	5
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC	1	13	51	50
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	5	9	3	5
<i>Inga thibaudiana</i> DC	4	6	4	2
<i>Myrcia neobrasiliensis</i> A.R. Lourenço & E. Lucas	2	21	15	7
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth	55	7	8	8

<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	8	1	12	3
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	48	25	38	23

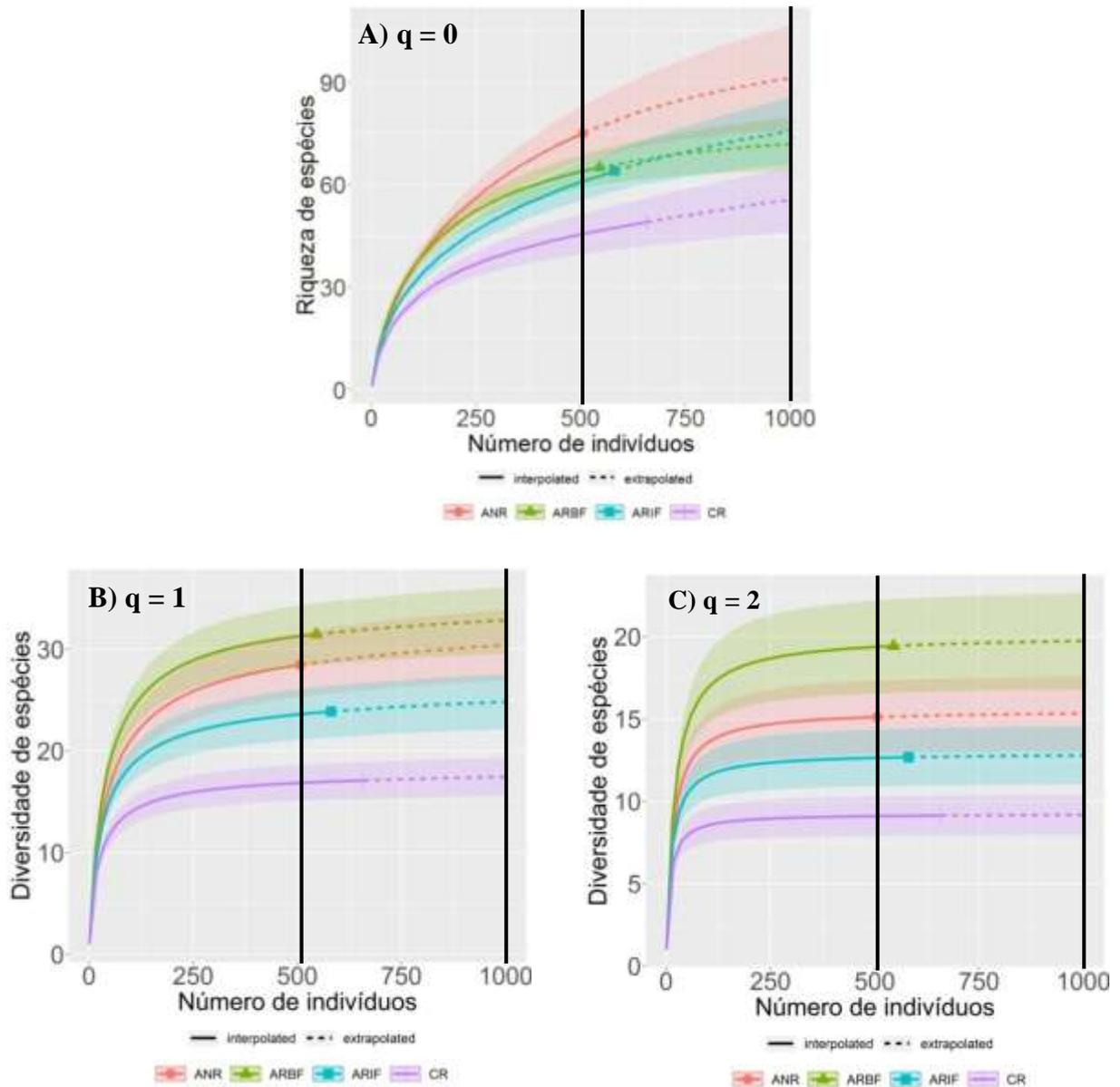
**Em que:** ANR = Áreas não ripárias; CR = Corredores ripários; ARBF = Áreas ripárias na borda de fragmentos; e ARIF = Áreas ripárias no interior de fragmentos

Embora exibindo menor abundância, os sítios ANR foram o habitat com maior riqueza média por parcela ( $9,07 \pm 3,03$ ), com um total de 75 espécies, seguidos por ARBF e ARIF, ambos os sítios localizados em grandes fragmentos, com 65 e 64 espécies, respectivamente. O CR apresentou a menor riqueza entre todos os sítios, com 49 espécies e média por parcela de  $7,33 \pm 2,44$ . Quando a riqueza e a diversidade de espécies foram estimadas por rarefação, foram comparados os valores obtidos na menor abundância entre todos os habitats (interpolação em 506 indivíduos, valor registrado no habitat ANR) e no valor máximo de extrapolação (1000 indivíduos) (Tabela 4). Observou-se que a diversidade de espécies arbóreas para as três ordens ( $q = 0$ ,  $q = 1$  e  $q = 2$ ) não diferiu entre ANR, ARBF e ARIF (Figura 2A). O habitat CR teve a menor diversidade de espécies em todas as ordens e diferiu de todos os outros habitats. Em todos os habitats, as espécies abundantes e comuns representaram 15% a 30% das espécies, quando as ordens de diversidade foram comparadas (Tabela 4). Devido ao alto percentual de espécies com baixa abundância, foi escolhido o índice inverso de Simpson ( $q = 2$ ) na análise posterior (GLMM), que visa testar a relação entre as variáveis independentes (carbono, densidade e habitats) com a diversidade de assembleias de árvores.

**Tabela 4.** Resultados da análise de rarefação (interpolação e extrapolação) para riqueza ( $q = 0$ ) e diversidade de espécies ( $q = 1$  e  $q = 2$ ) para quatro diferentes habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Habitats	Interpolação	Índices			Extrapolação	Índices		
	Nº Ind	q=0	q=1	q=2	Nº Ind	q=0	q=1	q=2
ANR	506	75	28,46	15,12	1000	91	30,39	15,33
CR	506	45	16,85	9,10	1000	55	17,46	9,17
ARBF	506	63	31,26	19,37	1000	71	32,85	19,73
ARIF	506	60	23,60	12,64	1000	77	24,85	12,78

**Em que:** ANR: Áreas não ripárias; CR: Corredores ripários; ARBF: Áreas ripárias na borda de fragmentos; ARIF: Áreas ripárias no interior de fragmentos;  $q = 0$ : Riqueza de espécies;  $q = 1$ : índice exponencial de Shannon; e  $q = 2$ : índice inverso de Simpson.

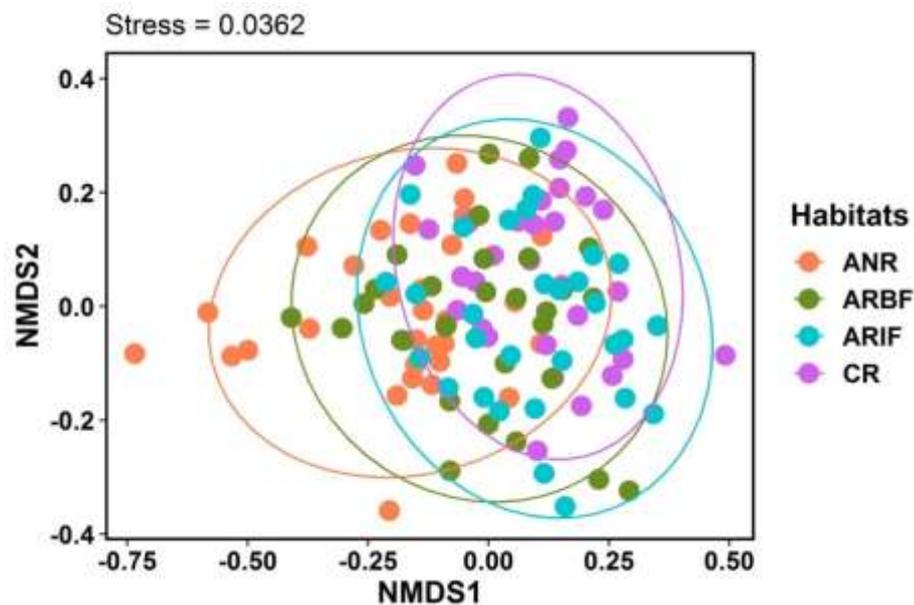


**Figura 2.** Riqueza e diversidade de espécies para os quatro distintos habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. A) Riqueza de espécies arbóreas ( $q=0$ ); e B) Nordeste do Brasil. A) riqueza de espécies arbóreas ( $q = 0$ ); B) índice exponencial de Shannon ( $q = 1$ ); e C) índice inverso de Simpson ( $q = 2$ ). A área sombreada se refere ao intervalo de confiança de 95%, com suas respectivas curvas de amostragem por interpolação (—) e extrapolação (---). Linhas pretas na vertical se referem ao valor mínimo (506) de abundância (interpolação) e valor máximo (1000) de extrapolação.

As espécies de árvores que mais contribuíram para o estoque de carbono em áreas ripárias (CR, ARBF e ARIF) foram: *Symphonia globulifera* L.f.; *Rinorea guianensis* Aubl.; *Guatteria schomburgkiana* Mart; *Tapirira guianensis* Aubl.; *Caraipa densifolia* Mart.; e *Annona salzmannii* A.DC (**Apêndice 3**). A espécie *Symphonia globulifera* L.f. foi a que mais contribuiu e ocorreu em todos os habitats ribeirinhos. No habitat NR, as espécies *Tapirira guianensis* Aubl.; *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers.; *Coccoloba mollis* Casar.; e *Thyrsodium spruceanum* Benth apresentaram maior destaque no estoque de carbono. Embora tenha exibido a maior riqueza de espécies entre todos os habitats (Figura 2), o habitat ANR teve o menor estoque de carbono.

### 3.2. TRADE-OFFS ENTRE ESTOQUE DE CARBONO - DIVERSIDADE DE PLANTAS

Na comparação por meio do teste de permutação (PERMANOVA), verificaram-se diferenças entre os habitats (p-valor = 0,008\*\*), mostradas na figura gerada pelo NMDS (Figura 3). Houve diferença de densidade entre os habitats (p-valor = 0,0112\*): habitats ripários com maior densidade de indivíduos no corredor - CR (2.190 ind ha<sup>-1</sup>) e interior ARIF (1936,67 ind ha<sup>-1</sup>). No ARIF, a maior média de carbono arbóreo (p-valor = 0,0016\*\*) também foi registrada. O habitat ANR teve a maior riqueza de espécies de plantas (p-valor = 0,000\*\*\*).



**Figura 3.** Escala multidimensional não-métrica (NMDS) plotada com dados de densidade, riqueza e estoque de carbono em função dos diferentes habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF)

estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste -Brasil. ANR = áreas não-riparia; CR = corredores ripários; ARBF = Áreas ripária na borda dos fragmentos; e ARIF = Áreas ripária no interior dos fragmentos.

A análise do modelo linear generalizado misto (GLMM) revelou que o carbono ( $t = 2,359$ ,  $df = 110,59$ ,  $p\text{-valor} = 0,02010^*$ ), densidade ( $t = 2,398$ ,  $df = 113,57$ ,  $p\text{-valor} = 0,0181^*$ ) e a condição de habitat não-ripario ( $t = 3,701$ ,  $df = 12,17$ ,  $p\text{-valor} = 0,0029^{**}$ ) foram as variáveis que explicaram significativa e positivamente a diversidade de árvores (Tabela 5). De acordo com o Critério de Akaike (AIC), o modelo 1 (ver Tabela 5) foi escolhido na presente pesquisa. Parcelas de habitats não-ripario exibiram, de fato, um maior número de espécies. No entanto, é preciso chamar a atenção para a relação positiva entre carbono e diversidade, ao analisar as 120 parcelas ao todo (Figura 4B), o que, de alguma forma, enfraquece o efeito habitat. Quando se considera a relação carbono-diversidade para os 12 locais (Figura 4C), o resultado não foi significativo, enquanto a avaliação no nível dos quatro habitats, embora avaliando carbono e diversidade separadamente, mostra um *trade-off* consistente (Figura 4A).

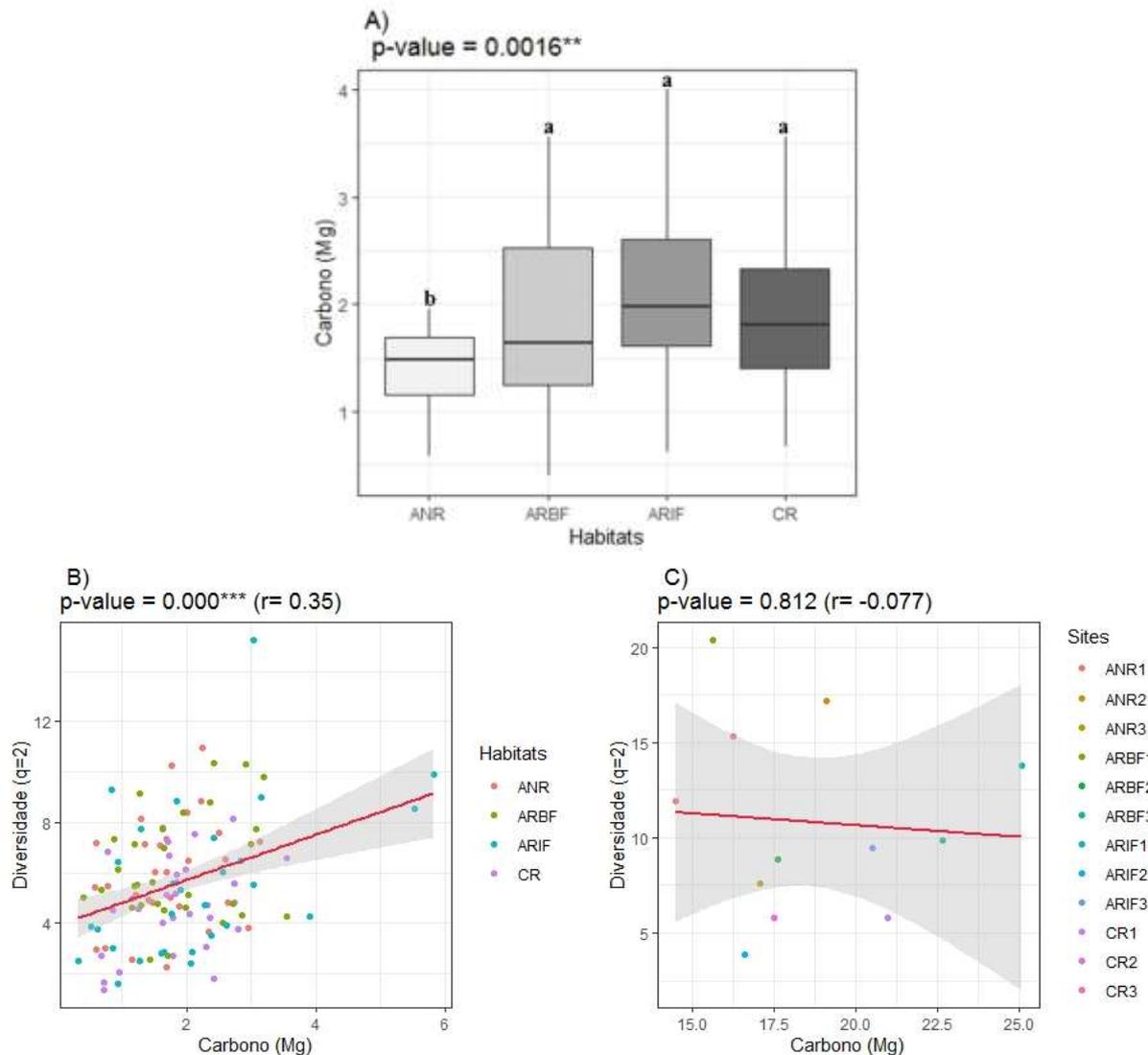
**Tabela 5.** Resultados de modelos lineares generalizados mistos (GLMM) e critério de Akaike (AIC), para avaliar a contribuição das variáveis explicativas (carbono, densidade e habitats), para a diversidade de espécies arbóreas.

Modelos	Diversidade <i>versus</i> variáveis explicativas					AIC
Mod.1	mod1 <- lmer(Diversity ~ Carbon + Density + Habitats + (1   Fragments) + (1   Plot), REML = TRUE, data = carbon)					<b>524.99</b>
Fixed effects:						
	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )	
(Intercept)	3.80083	1.02688	12.17874	3.701	0.00296**	
Carbon	0.67325	0.28545	110.5908	2.359	0.02010*	
Density	0.07884	0.03288	113.5715	2.398	0.01813*	
HabitatsRC	-1.98017	1.30271	8.14439	-1.520	0.16632	
HabitatsRE	-0.31844	1.29532	7.97969	-0.246	0.81201	
HabitatsRI	-1.32450	1.30287	8.16376	-1.017	0.33852	
Mod.2	mod2 <- lmer(Diversity ~ Carbon + Habitats + (1   Fragments) + (1   Plot), REML = TRUE, data = carbon)					528.16
Mod.3	mod3 <- lmer(Diversity ~ Carbon + (1   Fragments) + (1   Plot),					525.41

---

 REML = TRUE,data = carbon)
 

---



**Figura 4.** Relação entre carbono e diversidade em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. A) relação diversidade-carbono ao nível dos habitats ( $n = 4$ ); B) relação diversidade-carbono no nível da parcela ( $n = 120$ ); e C) relação diversidade-carbono no nível de Sítios ( $n = 12$ ).

A análise das espécies indicadoras (IndVal) mostrou correlações significativas (IndVal;  $p < 0,05$ ) e valores indicativos para 37 espécies (Tabela 6), das quais 23 espécies são indicadoras de ambientes ripários (CR, ARBF e ARIF) ou se beneficiam nas condições ripárias. Para o habitat ANR, 14 espécies foram registradas como indicadores, sete espécies em comum com o habitat ARBF.

**Tabela 6.** Lista de espécies indicativas de habitats não-riparário (ANR) e ripários (CR, ARBF e ARIF) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Espécies indicadoras	Habitats				p-value
	ANR	CR	ARBF	ARIF	
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	x	-	-	-	0.001***
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	x	-	-	-	0.001***
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	x	-	-	-	0.001***
<i>Protium giganteum</i> Engl.	x	-	-	-	0.001***
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	x	-	-	-	0.002**
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	x	-	-	-	0.014*
<i>Cordia superba</i> Cham.	x	-	-	-	0.011*
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	x	-	-	-	0.013*
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	-	x	-	-	0.001***
<i>Caraipa densifolia</i> Mart.	-	x	-	-	0.001***
Indeterminada 9	-	x	-	-	0.001***
<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	-	x	-	-	0.001***
Indeterminada 3	-	x	-	-	0.001***
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	-	x	-	-	0.020*
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	-	-	x	-	0.001***
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	-	-	-	x	0.001***
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	-	-	-	x	0.001***
<i>Tabernaemontana coriacea</i> Link ex Roem. & Schult	-	-	-	x	0.001***
<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand	-	-	-	x	0.003**
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	-	-	-	x	0.010**
<i>Pourouma mollis</i> Trécul	-	-	-	x	0.012**
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	-	-	-	x	0.045**
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	x	-	x	-	0.001***
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	x	-	x	-	0.001***
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	x	-	x	-	0.020*

<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	x	-	x	-	0.020*
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp.	x	-	x	-	0.033*
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	x	-	-	x	0.002**
<i>Myrcia neobrasiliensis</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	-	x	x	-	0.006**
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	-	x	x	-	0.015*
<i>Tovomita mangle</i> G. Mariz	-	x	-	x	0.001***
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek	-	x	-	x	0.002**
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	-	-	x	x	0.001***
<i>Pilocarpus giganteus</i> Engl.	-	-	x	x	0.001***
<i>Annona salzmannii</i> A.DC.	-	-	x	x	0.001***
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	-	-	x	x	0.049*
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	-	x	x	x	0.001 ***

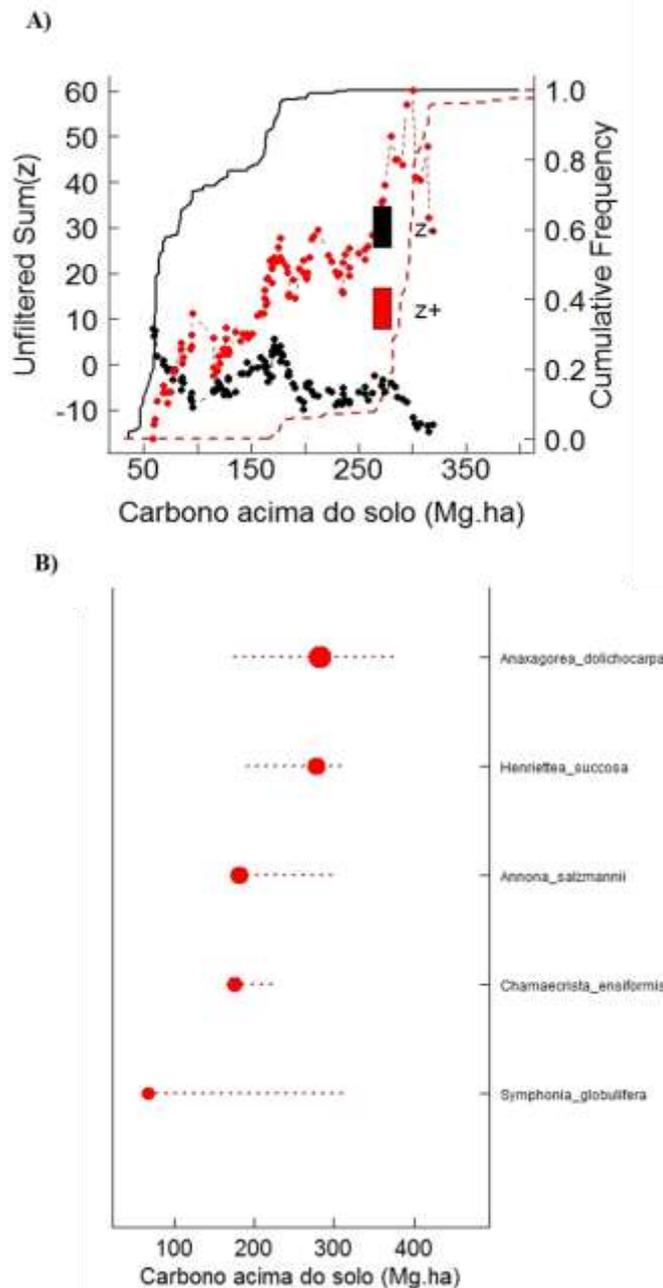
**Em que:** ANR = áreas não-riparia; CR = corredores ripários; ARBF = Áreas ripária na borda dos fragmentos; e ARIF = Áreas ripária no interior dos fragmentos.

*Anaxagorea dolichocarpa* Sprague & Sandwith.; *Symphonia globulifera* L.f.; *Henriettea succosa* (Aubl.) DC.; *Annona salzmannii* A.DC. e *Chamaecrista ensiformis* (Vell.) H.S. Irwin & Barneby foram indicadores de locais ricos em carbono (ver Figura 5B), conforme destacado pelo Threshold Indicator Taxa ANalysis - TITAN. O TITAN interpretou com precisão os táxons indicadores positivos (z+). Apenas espécies (n = 5) com um nível de pureza e confiabilidade maior que 0,95 são relatadas no presente estudo (Figura 5B). A maioria dos táxons indicadores positivos (z +) aumentou entre 150 MgC ha<sup>-1</sup> e 300 MgC ha<sup>-1</sup>, resultando em um ponto de mudança de soma (z+) de 301,61 MgC ha<sup>-1</sup> (Figura 5A e Tabela 7). Portanto, essas cinco espécies que ocorrem em locais de alto carbono se beneficiam e aumentam sua abundância em locais com estoque de carbono acima de 301,61 MgC ha<sup>-1</sup>. Todas as cinco espécies também se beneficiam para as condições ripárias (Tabela 6), tornando-as espécies de triplo-ganho.

**Tabela 7.** Limiar TITAN do nível da comunidade, estimados a partir das respostas das espécies de plantas ao estoque de carbono (Mg) em diferentes habitats estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica, Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Método	Habitats (Carbono arbóreo (Mg ha <sup>-1</sup> ))			
	Obs.	5%	50%	95%
TITAN sumz-	59.0619	46.1705	64.0366	177.3651
TITAN sumz+	301.6160	176.3811	297.6686	314.9795

Os pontos de mudança observados do TITAN (Obs.) correspondem ao valor de  $x$ , resultando na maior soma dos valores  $z$  do indicador (IndVal) entre todos os táxons negativos ( $z^-$ ) e positivos ( $z^+$ ), respectivamente. Quantis (5%, 50% e 95%) correspondem a pontos de mudança de 500 réplicas de *bootstrap*.



**Figura 5.** TITAN: A) soma ( $z^-$ ) e soma ( $z^+$ ) dos valores correspondentes a todos os pontos de mudança ao longo do gradiente ambiental. As linhas verticais pretas e vermelhas representam a distribuição de frequência cumulativa de pontos de mudança (limiares) entre 500 réplicas de *bootstrap* para soma ( $z^-$ ) e soma ( $z^+$ ), respectivamente; e B) Pontos de mudança para espécies indicadoras puras e confiáveis. As linhas horizontais se estendem do valor mais alto de carbono acima do solo observado até o 5° percentil da distribuição permutada de pontos de mudança para espécies win-win. As linhas horizontais se estendem do valor mais baixo observado de carbono acima do solo até o 95° percentil para espécies *trade-offs*. O tamanho dos símbolos é proporcional ao valor do indicador da espécie (escores  $z$ ).

#### 4. DISCUSSÃO

A relação entre carbono e biodiversidade vem se tornando um tópico essencial nos estudos ecológicos (CON et al., 2013; RUIZ-BENITO et al., 2013; MENSAH et al., 2016; SULLIVAN et al., 2017; ARASA-GISBERT et al., 2018). Esta pesquisa avaliou se, entre habitats ripários e não ripários, esta relação é positiva ou negativa. Os resultados mostram a primeira evidência de que esta relação é mediada pelas condições ripárias e apontou para uma relação negativa. Por um lado, os habitats ripários mostraram uma alta capacidade de estocar carbono, relacionada à densidade e grandes árvores (RICHARDSON et al., 2007; NAIMAN et al., 2010; BERTHELOT et al., 2014; RIEGER et al., 2016; ROCHA-URIARTT et al., 2016; SUTFIN et al., 2016; MATZEK et al., 2018). Habitats ripários, por outro lado, detêm uma riqueza de espécies menor. Fatores ambientais podem ter efeitos maiores sobre os estoques de C, quando há uma variável ambiental que leva à exclusão competitiva entre as espécies e ao mesmo tempo favorece o crescimento em diâmetro e alturas das árvores (ARASA-GISBERT et al., 2018).

Foi constatado que, nas florestas ripárias, a riqueza de espécies é menor, quando comparada a habitats não ripários. Além disso, a relação negativa encontrada é claramente mediada pelas características das florestas remanescentes em uma paisagem fragmentada, principalmente quando se observa os menores valores de riqueza nos corredores ripários, o que pode estar diretamente relacionado com a menor largura e área florestal e o maior efeito de borda. Os resultados se somam ao conjunto de respostas consistentes e também controversas sobre a relação carbono - diversidade em ecossistemas florestais (PEREIRA et al., 2010; WANG et al., 2011; HADDAD et al., 2015; ALROY, 2017; SULLIVAN et al.,

2017; SABATINI et al., 2018). Resultados divergentes estão, entre diversos fatores, relacionados à heterogeneidade de habitats, tanto criada por fatores naturais bióticos e abióticos, como também por fatores antrópicos (CON et al., 2013).

A coexistência de um número menor de espécies restritas a esses ambientes ripários está relacionada à seleção de espécies mais bem adaptadas a ambientes que estão alagados sazonal ou permanentemente (GRANADOS-SÁNCHEZ et al., 2006; GUTIERREZ; BECERRA, 2018). Essas florestas possuem características vegetacionais definidas por interações complexas, como geológicas, geomorfológicas, climáticas e, principalmente, hidrológicas, que atuam como elementos definidores da assembleia de plantas (VAYREDA et al., 2012; ADEL et al., 2018; ARASA-GISBERT et al., 2018). Apesar da menor riqueza, as espécies que naturalmente ocorrem nas florestas ripárias apresentam maiores diâmetros e altura e são mais propensas a possuir alto funcionamento, além da alta capacidade de se propagar, contribuindo fortemente para a produtividade dos ecossistemas (LOREAU; HECTOR, 2001; RUIZ-BENITO et al., 2013).

Junto à redução da biodiversidade em habitats ripários, os resultados desta pesquisa revelaram que há um filtro tornando indicadoras as poucas espécies existentes nos ambientes ripários. Do total de 141 espécies registradas, 23 foram indicadoras de ambientes ripários. Entre essas, as espécies *Anaxagorea dolichocarpa* Sprague & Sandwith.; *Symphonia globulifera* L.f.; *Henriettea succosa* (Aubl.) DC.; *Annona salzmannii* A.DC.; e *Chamaecrista ensiformis* (Vell.) H.S. Irwin & Barneby se mostraram triplamente beneficiadas, por serem indicadoras de habitats ripários e ricos em carbono, aumentando suas abundâncias em locais com estoque de carbono acima de 301,61 MgC ha<sup>-1</sup>. Foi observado que as espécies triplamente beneficiadas (ganho triplo) substituem aquelas que não se beneficiam em áreas com alto carbono e ocorrentes nas áreas não ripárias.

No geral, este trabalho traz uma nova perspectiva sobre a variação da relação carbono-diversidade em diferentes habitats. Como resultado, destaca-se que as florestas não-riparárias podem não ser a melhor alternativa com foco em manter florestas de alto estoque de carbono e como prioridades na implementação de práticas de restauração visando a mitigação das mudanças climáticas. Por outro lado, a priorização da manutenção das áreas ripárias não garante conservação de alta diversidade. Assim, os planos de restauração florestal devem priorizar as florestas ripárias, para alavancar os estoques de carbono e reduzir as emissões de gases de efeito estufa do desmatamento e degradação florestal (REDD+), e das não ripárias, para conservação visando a diversidade. No Brasil, por exemplo, a meta é restaurar 12 milhões de hectares, principalmente, em Áreas de Preservação Permanente (APP) e em áreas

degradadas com baixa produtividade (BRASIL, 2017). Sugere-se, neste caso, priorizar os habitats ripários e, na necessidade de restaurar, aconselha-se a reintrodução de espécies com alto potencial de armazenamento de carbono (espécies de triplo ganho), por estarem diretamente relacionadas ao estoque de carbono e à manutenção da qualidade hídrica.

## 5. CONCLUSÃO

A pesquisa traz uma nova perspectiva sobre a variação da relação carbono-diversidade em diferentes habitats. Como resultado, conclui-se que as florestas ripárias são a melhor alternativa com foco em manter florestas com alto estoque de carbono, reforçando ainda mais a necessidade de conservar a integridade destas florestas, embasado na premissa de proteção e manutenção das funções dos ecossistemas, especialmente as condições climáticas.

Por outro lado, a priorização da manutenção das áreas ripárias não garante conservação de alta diversidade. Em nível da paisagem, os estudos mostram que as florestas não ripárias apresentaram uma maior riqueza de espécies, quando comparada aos habitats ripário, embora estes desempenhem importante serviço quanto à estocagem de Carbono.

## AGRADECIMENTOS

Este estudo foi parcialmente financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, por meio do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE. Agradecemos à administração da Usina São José; MA Chagas e o Sr. Lenilson, pela assistência de campo; e ao Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE) , por toda a assistência e apoio logístico.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEL, M.N. et al. Structure, composition and regeneration of riparian forest along an altitudinal gradient in northern Iran, **Folia Geobot**, v. 53, p. 63–75, 2018.

ALROY, J. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, p. 6056–6061, 2017.

ARASA-GISBERT, R. et al. forest diversity plays a key role in determining the stand carbon stocks of mexican forests. **Forest Ecology and Management**, p. 160–171, 2018. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.02.023

BAKER, M. E.; KING, R. S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, p. 25–37, 2010 DOI: 10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x

BERTHELOT, J. S. et al. Assessing the effects of periodic flooding on the population structure and recruitment rates of riparian tree forests. **Water**, v. 6, p. 2614–2633, 2014.

BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. **Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Diário Oficial da União, Brasília, 24 jan. 2017.

BRIENEN, R. J. W. et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, p. 344–348, 2015.

BURKE, M. K.; CHAMBERS, J. L. Root dynamics in bottomland hardwood forests of the Southeastern United States Coastal Plain. **Plant and Soil**, v. 250, p. 141–153, 2003.

BYNG, J. W. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1–20, 2016. DOI:10.1111/boj.12385

CAVANAUGH, K. C. et al. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 563–573, 2014. DOI: 10.1111/geb.12143

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, Washington, v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014.

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, v. 93, p. 2533–2547, 2012.

CIERJACKS, A. et al. Organic matter distribution in floodplains can be predicted using spatial and vegetation structure data. **River Research and Applications**, v. 27, p. 1048–1057, 2011.

CON, T. V. et al. Relationship between aboveground biomass and measures of structure and species diversity in tropical forests of Vietnam. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 213–218, 2013. DOI:10.1016/j.foreco.2013.08.034.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 61, p. 345–366, 1997 DOI: 10.2307/2963459

DYBALA, K. E. et al. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 25, p. 57–67, 2018.

EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Revisiting Patterns of Tree Species Composition and their Driving Forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 47, p. 689–701. 2015. DOI: 10.1111/btp.12254

FERREIRA, J. et al. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. **Nature Climate Change**, v. 8, p. 744–749, 2018. DOI:10.1038/s41558-018-0225-7.

FERRY SLIKA, J. W. et al. An estimate of the number of tropical tree species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, p. 7472–7477, 2015. DOI: 10.1073/pnas.1423147112

FONSÊCA, N. C. et al. Can fallen trees enhance aboveground biomass estimation? A proposal for the Brazilian Atlantic Forest. **Revista de Biologia Tropical**, v. 68, p. 1284-1297, 2020. DOI:10.15517/RBT.V68I4.41299

FRIEND, A. D. et al. Carbon residence time dominates uncertainty in terrestrial vegetation responses to future climate and atmospheric CO<sub>2</sub>. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 111, p. 3280-3285, 2013, DOI: 10.1073/pnas.12224771102014.

GADELHA NETO, P. C. et al. **Manual de Procedimentos para Herbário**. In: Ariane Luna Peixoto & Leonor Costa Maia. (Org.). Manual de Procedimentos para Herbário. 1ªed. Recife: Editora Universitária da UFPE, v. 1, p. 1-95, 2013

GIESE, L. A. et al. Biomass and carbon pools of disturbed riparian forests. **Forest Ecology and Management**. v. 180, p. 493–508, 2003.

GIESE, L. A. et al. Spatial and temporal patterns of carbon storage and species richness in three South Carolina coastal plain riparian forests. **Ecological Engineering**, v. 15, p. 157–170, 2000.

GOMES, J. S. et al. Estrutura do sub-bosque lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de floresta atlântica em Igarassu, Pernambuco, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, n.2, p. 295- 310, 2009.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001. DOI: 10.1046/j.1461-0248.2001.00230

GOULDEN, M. L. et al. Patterns of NPP, GPP, respiration, and NEP during boreal forest succession. **Global Change Biology**. v. 17, p. 855–871, 2011. DOI:10.1111/j.1365-2486.2010.02274.x

GRANADOS-SÁNCHEZ, D. et al. Ecología de las zonas ribereñas. Revista Chapingo. **Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**, v. 12, p. 55-59, 2006.

GURNELL, A. Plants as river system engineers. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 39, p. 4–25, 2014.

GUTIERREZ, I.; BECERRA, P. Composition, diversity and vegetation structure of riparian forests in south-central Chile, **Bosque**, v. 39, p. 239-253, 2018.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**. v.1, p. 1-9, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n.3, p. 768-782, 2005.

HELMAN, D. et al. Relationships between climate, topography, water use and productivity in two key Mediterranean forest types with different water-use strategies, **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 232, p. 319–330, 2017. DOI:10.1016/j.agrformet.2016.08.018.

HOUGHTON, R. A. et al. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 731-746, 2001.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. **Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2<sup>a</sup>**, edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro. 2012.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme IGES, Japão. 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>> Acesso em 14/09/2019.

IPCC. **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Ed.)]. Geneva, Switzerland, 2015.

ISLAM, M. et al. Forest fragmentation reduced carbon storage in a moist tropical forest in Bangladesh: Implications for policy Development, **Land Use Policy**, v. 65, p. 15–25, 2017.

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

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LEI, X. et al. Relationships between stand growth and structural diversity in spruce-dominated forests in New Brunswick, Canada. **Canadian Journal of Forest Research**. v. 39, p. 1835–1847, 2009. DOI:10.1139/X09-089.

LEWIS, S. L. et al. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, p. 827–832, 2015.

LIANG, J. et al. Positive biodiversity productivity relationship predominant in global forests, **Science**, v. 354, 16p, 2016. DOI:10.1126/science.aaf8957

LÔBO, D. et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 287-296, 2011. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x

LOREAU, M.; HECTOR, A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. **Nature**, 412, 72-76, 2001. DOI:10.1038/35083573

MA, L. et al. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size, **Scientific Reports**, v. 7, p. 1-8, 2017. DOI: 10.1038/s41598-017-13598-4

MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, p. 542–552, 2017. DOI: 10.1111/1365-2435.12752.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, v. 21, p. 3455–3468, 2015. DOI:10.1111/gcb.12937

MARCILIO-SILVA, V. et al. Metacommunity structure, additive partitioning and environmental drivers of woody plants diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, v. 23, p. 1110–1119, 2017. DOI: 10.1111/ddi.12616

MATZEK, V. et al. Development of a carbon calculator tool for riparian forest restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 21, p. 1-23 2018. DOI:10.1111/avsc.12400.

MEA- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis**. Island Press, DC. ISBN 1-59726-040-1, 2005.

MENSAH, S. et al. Tree species diversity promotes aboveground carbon storage through functional diversity and functional dominance. **Ecology and Evolution**, v, 6, p. 7546–7557, 2016. DOI: 10.1002/ece3.2525

MUGASHA, W. A. et al. Allometric models for estimating tree volume and aboveground biomass in lowland forests of Tanzania. **Int. Journal of Forestry Research**. p. 1-13, 2016. DOI:10.1155/2016/8076271

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

NAIMAN, R. J. et al. **Riparian: Ecology, conservation, and management of streamside communities**. Burlington, MA: Academic Press, 2010.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. **Ecological Applications**. v. 14, p. 127–138, 2004.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, p. 988–993, 2011. DOI:10.1126/science.1201609

PEREIRA, J. A. A. et al. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 6, p. 1761-1784, 2007.

POORTER, L. et al. Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests, **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, p. 1423–1434, 2017. DOI:10.1111/geb.12668

PREDICK, K. I. et al. Effect of flood regime on tree growth in the floodplain and surrounding uplands of the Wisconsin River. **River Research and Applications**, v. 25, p. 283–296, 2009.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2020. Retrieved from <https://www.r-project.org>

RICHARDSON, J. S.; DANEHY, R. J. A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. **Forest Science**, v. 53, p.131–147, 2007.

RIEGER, I. et al. A novel dendrochronological approach reveals drivers of carbon sequestration in tree species of riparian forests across spatiotemporal scales, **Science of the Total Environment**, p. 1-15, 2016. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.07.174

RIES, L. et al. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 491-522, 2004.

ROCHA-URIARTT, L. et al. Functional patterns and species diversity of epiphytic vascular spore-producing plants in riparian forests with different vegetation structure from southern Brazil, **Plant Ecology and Evolution**, v. 149, p. 261–271, 2016. DOI:10.5091/plecevo.2016.1234

RODRÍGUEZ-ALARCÓN, S. et al. Effects of fragmentation on functional diversity associated with aboveground biomass in a high Andean forest in Colombia, **Landscape Ecology**, v. 33, p. 1851–1864, 2018. DOI:10.1007/s10980-018-0719-8

RUIZ-BENITO, P. et al. Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. **Global Ecology and Biogeography**, p. 1-12, 2013. DOI: 10.1111/geb.12126

SABATINI, F. M. et al. Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests, *Glob Change Biol*, p. 1–13, 2018. DOI: 10.1111/gcb.14503

SILVA, A. G. et al. Influence of edge and topography on canopy and sub-canopy structure of an Atlantic Forest fragment in Igarassu, Pernambuco State, Brazil. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, n. 1, p. 41-46, 2008.

SILVEIRA, P. et al. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 185-206, 2008.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. *Conservation Letters*, v. 3, p. 98–105, 2010. DOI:10.1111/j.1755263X.2009.00092.x.

SULLIVAN, M. J. P. et al. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, 39102p, 2017. DOI:10.1038/srep39102

SUTFIN, N. A. et al. Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems, **Earth Surface Processes and Landforms**, v, 41, p. 38–60, 2016.

TRINDADE, M. B. et al. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent Changes and Implications for Conservation, **Bioremediation, Biodiversity & Bioavailability**, v. 2, p. 5-13, 2008.

VAYREDA, J. et al. Spatial patterns and predictors of forest carbon stocks in western mediterranean. **Ecosystems**, v. 15, p. 1258–1270, 2012. DOI:10.1007/s10021-012-9582-7.

WANG, W. et al. Positive relationship between aboveground carbon stocks and structural diversity in spruce-dominated forest stands in New Brunswick, Canada. **Forest Science** v. 57, p. 506–515, 2011.

YATSKOVA, M. A. et al. Carbon pools and biomass stores in the forests of Coastal Alaska: Uncertainty of estimates and impact of disturbance, **Forest Ecology and Management**, v. 434 p. 303–317, 2019. DOI:10.1016/j.foreco.2018.12.014

ZUUR, A. F. et al. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**. v.1, p. 3–14, 2010. DOI:10.1111/j.2041-210x.2009.00001

### **CAPÍTULO III**

**A CONDIÇÃO RIPÁRIA COMO DIRECIONADORA PRINCIPAL DO ALTO ESTOQUE  
DE CARBONO EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ATLÂNTICA**

**RESUMO:** A necessidade do uso da terra transformou grande parte das florestas contínuas em paisagens fragmentadas, com manchas menores, em uma matriz geralmente inóspita ao funcionamento dos ecossistemas. Entender como essas mudanças impactam a capacidade dos ecossistemas florestais em estocar carbono é de importância crucial para programar estratégias de conservação. A presente pesquisa propôs entender quais variáveis descritoras no nível dos fragmentos influenciam no estoque de carbono arbóreo. O estudo foi realizado em 37 sítios florestais que apresentam diferentes características: estágio sucessional da floresta (Floresta Madura-FM; Floresta Secundária Inicial-FSI; e Floresta Secundária Tardia-FST), tamanho (P < 30 ha, M entre 30 ha e 300 ha e G > 300 ha), habitat (borda ou Interior), tipo (Corredor e Mancha), forma do sítio e quanto à presença de recursos hídricos (Ripária e não ripária). Em todos os sítios, foram amostrados 1000 m<sup>2</sup>, totalizando uma área amostral de 3,7 ha. As plantas que atendiam ao critério definido (altura do peito-1,30 m do solo e DAP ≥ 5 cm) tiveram suas medidas de diâmetro (DAP) e de altura total mensuradas e de biomassa e carbono estimados, por meio de equações alométricas apropriadas. Para analisar se existe diferença no estoque de biomassa arbórea nos diferentes sítios florestais inseridos na paisagem, utilizou-se Análise de variância (ANOVA) e teste Tukey a 5% e o modelo linear generalizado misto (GLMM). O estudo revelou que (1) as características estudadas de tamanho, estágio sucessional, habitat, tipo e forma dos fragmentos não apresentaram relação com o carbono armazenado na paisagem em estudo; e (2) apenas a condição ripária foi positivamente relacionada ao estoque de carbono. Assim, florestas ocorrentes ao longo de corpos d'água possuem alta capacidade de acumular carbono, sendo consideradas áreas prioritárias para as políticas de conservação focadas em proteger florestas com o maior estoque.

**Palavras-Chave:** Biomassa, conservação, florestas ripárias, funcionamento dos ecossistemas

**ABSTRACT:** The need for land use has transformed a large proportion of continuous forests into fragmented landscapes, with smaller patches in a matrix that is generally inhospitable to ecosystem functioning. Understanding how these changes impact the ability of forest ecosystems to store carbon is of crucial importance in programming conservation strategies. The present research proposed to understand which descriptive variables at the patch level influence the tree above-ground carbon stock. The study was carried out in 37 forest sites that exhibit different characteristics of: successional stage (Mature Forest; Initial Secondary Forest and Late Secondary Forest), size (S <30 ha, M between 30 and 300 ha and L > 300 ha), habitat (edge or interior), type (corridor or patch), shape, and presence of water resources (riparian and non-riparian sites). At all sites, 1,000 m<sup>2</sup> were sampled, totaling a sample area of 3.7 ha. Plants that met the defined criteria (diameter at breast height- DBH at 1.30 m from the ground ≥ 5 cm) had their diameter (DBH) and total height measured and biomass and carbon were estimated using an appropriate allometric equation. To analyze whether there is a difference in the stock of tree biomass in the different forest sites in the landscape, we used Analysis of variance (ANOVA) and Tukey test at 5% and a generalized linear mixed model (GLMM). The study revealed that (1) the characteristics studied of size, successional stage of the forest, habitat, type and shape of the fragments were not related to the carbon stored in the forest fragments in the landscape under study; (2) only the riparian condition was positively related to the carbon stock. Thus, forests occurring along water bodies have a high capacity to accumulate carbon, being considered priority areas for conservation policies focused on protecting forests with the largest stocks.

**Keywords:** Biomass, conservation, riparian forests, ecosystem functioning

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas possuem alta capacidade em sequestrar gás carbônico (CO<sub>2</sub>) da atmosfera e estocar em forma de carbono (C) na sua biomassa (PAN et al., 2011). As florestas tropicais se destacam nesse aspecto, representando até 55% do carbono armazenado na vegetação global, desempenhando um papel importante na manutenção do clima e de cobenefícios essenciais ao bem-estar humano, como a biodiversidade e os demais processos ecossistêmicos (HOUGHTON et al., 2009; PAN et al., 2011; QUÉRÉ et al., 2015). Embora seja evidente e inegável a necessidade em manter e conservar as florestas, a rápida remoção e a degradação desses ecossistemas transformaram grande parte das florestas contínuas em paisagens heterogêneas. Como resultado desse processo, atualmente cerca de 10% da área florestal continental é composta por fragmentos de floresta secundária, isolados, com efeito de borda e menores que 10.000 ha (ACHARD et al., 2014; HADDAD et al., 2015; TAUBERT et al., 2018).

O avanço da fragmentação florestal é mais intenso nos trópicos, podendo se tornar regra para a maioria das florestas tropicais remanescentes nas próximas décadas (GANIVET; BLOOMBERG, 2019). Nas regiões tropicais e subtropicais, foram identificados mais de 130 milhões de fragmentos florestais, com tamanho médio de 17 ha na América e de 13 ha no continente africano e Ásia-Austrália (TAUBERT et al., 2018). Com o avanço da remoção florestal, a previsão é de diminuição ainda maior no tamanho médio dos fragmentos, que passará de 17 ha para 0,25 ha até o ano de 2050 (TAUBERT et al., 2018). O processo de ruptura das florestas tem causado impactos ecológicos negativos tanto no nível do fragmento quanto da paisagem (MELITO et al., 2018). O nível do fragmento é a escala na qual a maioria dos impactos é detectada, por tornarem a estrutura florestal mais simples, caracterizada por maior densidade de espécies pioneiras, com menor densidade de madeira e área basal, alta demanda de luz e baixa densidade de árvores grandes (DE PAULA et al., 2011; CHAPLIN-KRAMER et al., 2015; RODRÍGUEZ-ALARCÓN et al., 2018).

A fragmentação também tem sido apontada como a maior ameaça à perda de diversidade biológica global (PEREIRA et al., 2010; LIU et al., 2010), moldando os padrões de abundância, riqueza e diversidade de plantas (HADDAD et al., 2015; TAUBERT et al., 2018; NAVARRO CERRILLO et al., 2019). Essas alterações na composição das comunidades vegetais provocam a diminuição e conversão dos muitos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas florestas (BIRDSEY; PAN, 2015; SUTTON et al., 2016). Dentre os impactos sobre os serviços, destaca-se a perda do carbono arbóreo, afetando

diretamente a continuação do papel das florestas na remoção CO<sub>2</sub> da atmosfera (GONZALEZ et al., 2014; MAGNAGO et al., 2017; MA et al., 2017; YATSKOVA et al., 2019). Estima-se que a perda é de 0,34 GtC por ano, o que equivale a 31% das emissões diretas de CO<sub>2</sub> para atmosfera (BRINCK et al., 2017).

Nas últimas três décadas, vários estudos têm se dedicado a entender quais os principais impactos da perda de habitats e fragmentação no funcionamento dos ecossistemas florestais e quais os direcionadores estão positiva ou negativamente relacionados com o armazenamento de carbono (RUIZ-BENITO et al., 2013; HADDAD et al., 2015; ARASA-GISBERT et al., 2018; MELITO et al., 2018). Boa parte dos estudos têm se dedicado a entender a relação das variáveis bióticas (riqueza e diversidade taxonômica, filogenética e funcional) com o armazenamento de carbono (DAYAMBA et al., 2016; ARASA-GISBERT et al., 2018; MATOS et al., 2019). Algumas pesquisas têm apontado discordância quanto à natureza da correlação, com estudos assinalando que as características funcionais e filogenéticas são mais importantes do que simples medidas de riqueza e diversidade taxonômica (CONTI; DIAZ, 2013; ZITER et al., 2013; RUIZ-BENITO et al., 2013).

Uma possível razão para resultados conflitantes pode estar relacionada com as variáveis escolhidas para explicar o funcionamento dos ecossistemas, visto que muitos estudos têm ignorado amplamente a questão da estrutura dos fragmentos, como por exemplo, o tamanho e o estágio da floresta, os diferentes tipos de habitat e o efeito de borda, podendo causar o risco de super ou subestimar os estoques de carbono (HOUGHTON, 2005; ZITER et al., 2013). Os poucos estudos que examinaram o funcionamento dos ecossistemas em relação à estrutura dos fragmentos foram realizados em florestas temperadas e apontaram que o estoque de carbono é sensível às mudanças estruturais provenientes do processo de fragmentação (ROBINSON et al. 2009; STADDON et al. 2010). No caso das florestas tropicais, o efeito da fragmentação na perda de carbono ainda é mal compreendido (PAN et al., 2011; PUTZ et al., 2014).

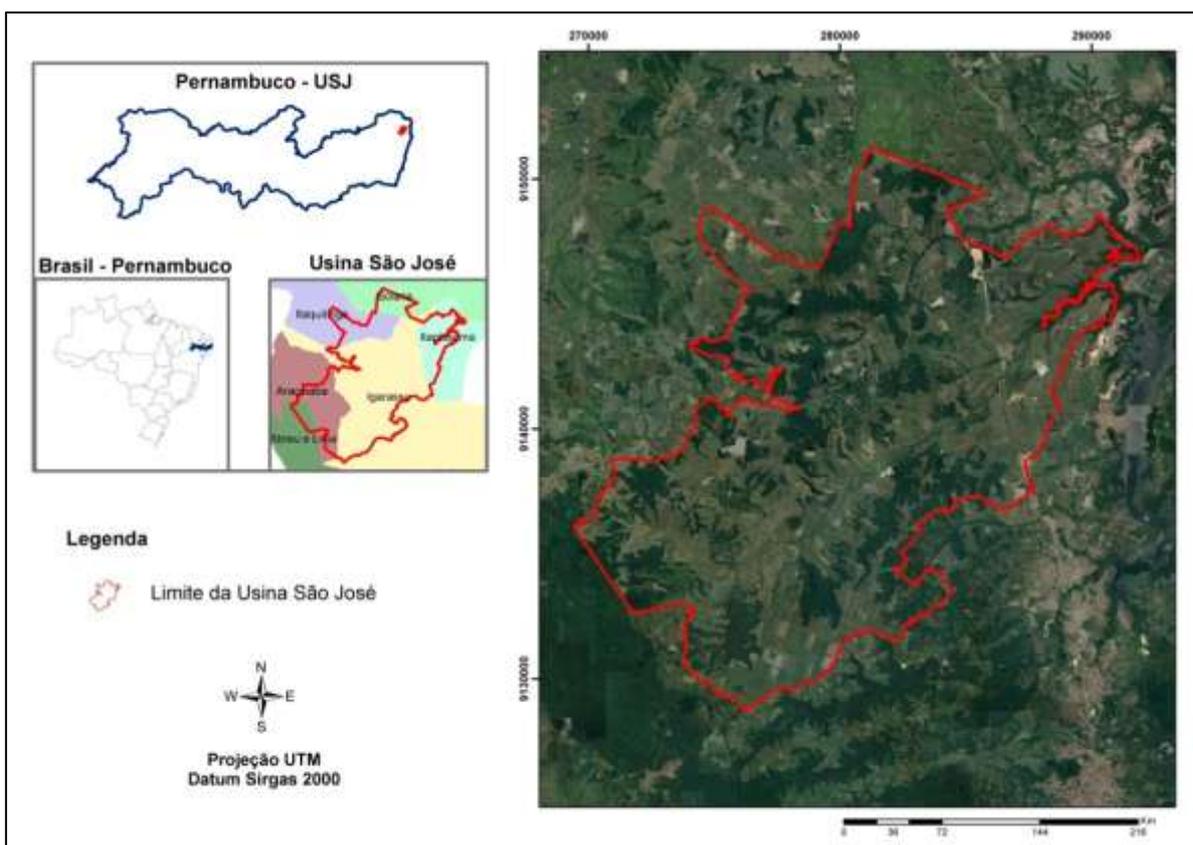
Nesse contexto, a presente pesquisa propôs entender quais características estruturais no nível do fragmento influenciam o estoque de carbono arbóreo em fragmentos de floresta tropical. Buscamos responder ao seguinte questionamento: Existe relação entre as características dos sítios florestais, como estágio sucessional (Floresta madura; Floresta secundária inicial; e Floresta secundária tardia), tamanho (P < 30 ha, M entre 30 ha e 300 ha e G > 300 ha), habitat (borda ou Interior), tipo (Corredor e Mancha), forma do sítio e a presença de recursos hídricos (Ripária e não ripária) no estoque de carbono arbóreo. O objetivo principal é entender como essa nova configuração da paisagem impacta no estoque de

carbono nas florestas, permitindo formular políticas públicas em relação ao sequestro de C e a busca por medidas de mitigação às mudanças climáticas previstas, além de incentivos à restauração de áreas florestais degradadas.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

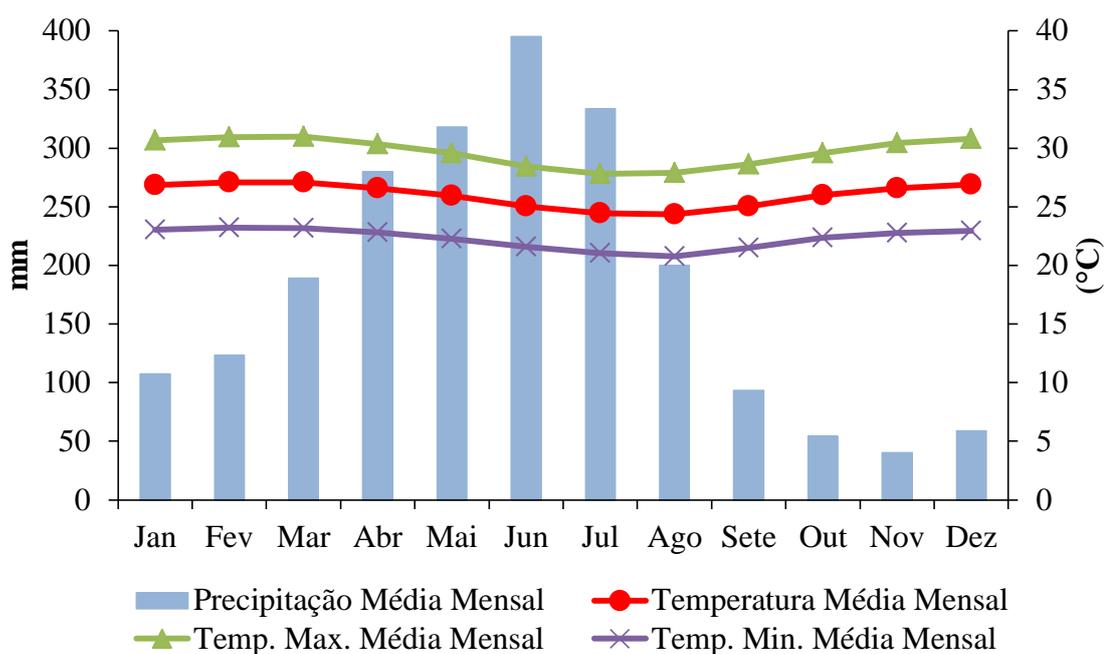
### 2.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em uma paisagem florestal tropical (Floresta Atlântica), localizada na Usina São José (Grupo Cavalcanti Petribu/São José Agroindustrial - USJ), na Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil, entre as coordenadas  $7^{\circ}40'21.25''$  -  $7^{\circ}55'50.92''$  S e  $34^{\circ}54'14.25''$  -  $35^{\circ}05'21.08''$  W, abrangendo o município de Igarassu e partes dos municípios de Goiana, Itaquitinga, Itapissuma, Abreu e Lima e Araçoiaba (Figura 1). A USJ possui uma área de aproximadamente  $280 \text{ km}^2$ , dos quais 74% são ocupados por monocultura de cana de açúcar (TRINDADE et al. 2008).



**Figura 1.** Localização da área de estudo, Usina São José (USJ), Pernambuco-Brasil.

A vegetação predominante na USJ é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012). Geologicamente, os tipos de solo predominantes na área de estudo são Latossolos Amarelos (LA) e Podzólicos Amarelos (PA), de acordo com o Levantamento de Solos do Nordeste (Embrapa Solos UEP Recife, solos.uep.cnps.embrapa.br). O clima da região é classificado como As', pelo sistema de Köppen (tropical quente e úmido) (TRINDADE et al., 2008). De acordo com os dados meteorológicos históricos (1990-2019), coletados na estação Recife (OMM: 81958; 8° 3' 33.41" S, 34° 57' 33.26" W), do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a precipitação média anual é de 2195,7 mm e a temperatura média anual é de 26°C, variando de 24,4°C, em julho, a 27,1°C, em fevereiro (Figura 2).



**Figura 2.** Dados das normais climatológicas registrados no período de 1990 a 2019, para a paisagem em estudo, Usina São José-Igarassu-PE. Fonte: Elaborado pelo autor, com dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

## 2.2. AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS EM CAMPO

Neste estudo, foram amostrados 37 sítios florestais (Tabela 1), que diferem em tamanho (Pequeno-P < 30 hectares, Médio-M entre 30 e 300 hectares e Grande-G > 300 hectares), de acordo com Trindade et al. 2008, em estágio sucessional (Floresta secundária inicial-FSI; Floresta secundária tardia-FST; e Floresta madura-FM), Habitat (Borda e Interior), Tipo (Corredor e Mancha), forma do sítio por meio do índice de circularidade

(CARDOSO et al., 2006) e a presença de recurso hídrico (Ripária e não ripária). Do total de sítios, 34 são os mesmos estudados por Lins-e-Silva (2010) e Nascimento et al. (2014) e três sítios (Corredores ripários) foram amostrados pela primeira vez neste estudo.

**Tabela 1.** Caracterização dos 37 sítios florestais estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Sítios	Tamanho (ha)	Estágio sucessional	Habitat	Tipo	Forma do Sítio	Presença/Ausência de água	
1	FSI1	90,92	FSI	Interior	Mancha	0,09	Não ripário
2	FSI2	33,46	FSI	Interior	Mancha	0,08	Não ripário
3	FSI3	203,84	FSI	Interior	Mancha	0,11	Não ripário
4	FST1	22,78	FST	Interior	Mancha	0,10	Não ripário
5	FST2	40,97	FST	Interior	Mancha	0,10	Não ripário
6	FST3	48,38	FST	Interior	Mancha	0,09	Não ripário
7	FM1	308,98	FM	Borda	Mancha	0,09	Não ripário
8	FM2	356,94	FM	Borda	Mancha	0,10	Não ripário
9	FM3	387,85	FM	Borda	Mancha	0,20	Não ripário
10	FM4	91,37	FM	Borda	Mancha	0,26	Não ripário
11	FM5	84,95	FM	Borda	Mancha	0,42	Não ripário
12	FM6	89,29	FM	Borda	Mancha	0,21	Não ripário
13	FM7	29,89	FM	Borda	Mancha	0,27	Não ripário
14	FM8	13,80	FM	Borda	Mancha	0,36	Não ripário
15	FM9	11,78	FM	Borda	Mancha	0,64	Não ripário
16	FM10	308,98	FM	Interior	Mancha	0,09	Não ripário
17	FM11	356,94	FM	Interior	Mancha	0,10	Não ripário
18	FM12	387,85	FM	Interior	Mancha	0,20	Não ripário
19	FM13	91,37	FM	Interior	Mancha	0,26	Não ripário
20	FM14	87,27	FM	Interior	Mancha	0,42	Não ripário
21	FM15	89,29	FM	Interior	Mancha	0,21	Não ripário
22	FM16	29,89	FM	Interior	Mancha	0,27	Não ripário
23	FM17	13,80	FM	Interior	Mancha	0,36	Não ripário
24	FM18	11,78	FM	Interior	Mancha	0,64	Não ripário

25	ARBF1	308,98	FM	Borda	Mancha	0,09	Ripário
26	ARBF2	356,94	FM	Borda	Mancha	0,10	Ripário
27	ARBF3	387,85	FM	Borda	Mancha	0,20	Ripário
28	ARBF4	29,89	FM	Borda	Mancha	0,27	Ripário
29	ARBF5	13,80	FM	Borda	Mancha	0,36	Ripário
30	ARIF1	308,98	FM	Interior	Mancha	0,09	Ripário
31	ARIF2	356,94	FM	Interior	Mancha	0,10	Ripário
32	ARIF3	387,85	FM	Interior	Mancha	0,20	Ripário
33	ARIF4	29,89	FM	Interior	Mancha	0,27	Ripário
34	ARIF5	13,80	FM	Interior	Mancha	0,36	Ripário
35	CR1	24,14	FM	Borda	Corredor	0,16	Ripário
36	CR2	6,20	FM	Borda	Corredor	0,34	Ripário
37	CR3	3,85	FM	Borda	Corredor	0,33	Ripário

**Em que:** FSI = Floresta secundária inicial; FST = Floresta secundária tardia; FM = Floresta madura; ARBF = Área Ripária na Borda do Fragmento; ARIF = Área Ripária no Interior do Fragmento; e CR = Corredor Ripário.

Em todos os 37 sítios, foi amostrada uma área de 1000 m<sup>2</sup> para a assembleia arbórea, totalizando uma área amostral de 3,7 ha. Em cada parcela, as plantas que atendiam ao critério definido (altura do peito-1,30 m do solo e DAP ≥ 5 cm) foram marcadas e tiveram suas medidas de diâmetro a altura do peito (DAP) e altura total mensuradas. As plantas que apresentaram vários fustes, onde, pelo menos, um estivesse dentro do nível de inclusão adotado, tiveram todos eles medidos para o cálculo do DAP equivalente (Eq. 2).

$$DAP_{Equi} = \sqrt{(1Dap^2 + 2Dap^2 + nDap^2)} \quad \text{Eq.2}$$

**Em que:**  $DAP_{Equi}$  = diâmetro a altura do peito equivalente (cm); e  $1,2, nDap^2$  = diâmetros a 1,30 m do solo (cm).

A classificação do estágio sucessional dos sítios florestais considerou: Floresta madura (**FM**) - vegetação densa, com árvores altas (> 20 m), com fustes grandes e um dossel contínuo e que não tenha sofrido corte raso nos últimos 70 anos, e Florestas Secundárias inicial e tardia (**FSI e FST**) - formações florestais abertas, com ervas, arbustos e/ou plantas arbóreas

dispersas, com muitas lacunas e abundância de árvores do gênero *Cecropia*, geralmente regenerando após o abandono das práticas agrícolas ou devido à extração seletiva, que tenha menos de 20 anos (FSI) e entre 20 e 70 anos (FST) (FERRAZ et al., 2005; TRINDADE et al., 2008).

Para definição, quanto ao habitat (borda e interior), recorreu-se à literatura (MURCIA, 1995; RIES et al., 2004; HARPER et al., 2005; PEREIRA et al., 2007; SILVA et al., 2008; GOMES et al. 2009), chegando ao valor de efeito de borda de 50 m. As áreas além dos 50 m de influência da borda foram consideradas como interior. Para determinar a forma dos sítios florestais foi utilizado o índice de circularidade (ver Eq. 1), que relaciona a área do sítio florestal com a área de um círculo de igual perímetro. Este valor tende para o valor um (1) à medida que a área se aproxima da forma circular e diminui conforme a mesma se torna irregular (CARDOSO et al., 2006).

$$IC = \frac{12,57 * A}{P^2} \quad \text{Eq. 1}$$

**Em que:** IC = Índice de Circularidade; A = Área do sítio florestal em km<sup>2</sup>; e P = Perímetro em km.

### 2.3. ESTIMATIVA DE BIOMASSA E DO CARBONO ARBÓREOS ACIMA DO SOLO

A estimativa de biomassa arbórea acima do solo foi obtida com base nas variáveis dendrométricas diâmetro a altura do peito (DAP) e altura total (HT) das plantas mensuradas no inventário florestal em cada um dos sítios em estudo (Tabela 1). A equação alométrica, desenvolvida por Fonsêca et al. (2020), para a mesma tipologia em estudo (Florestal Ombrófila Densa de Terras Baixas), foi utilizada para esse fim (Eq. 3).

$$BAS_{kg} = 1,5292 * DAP^{2,0601} * HT^{-0,2187} \quad \text{Eq.3}$$

**Em que:**  $BAS_{kg}$  = Biomassa acima do solo (kg); DAP = diâmetro a 1,30 m do solo (cm); e HT = altura total (m).

A estimativa do estoque de carbono arbóreo foi obtida por meio da multiplicação do estoque de biomassa pelo fator 0,47 (Eq. 4), conforme recomendação do IPCC (2006).

$$C_{arb} = BAS_{kg} * F_c \quad \text{Eq. 4}$$

**Em que:**  $C_{arb}$  = Carbono arbóreo (kgC.árv);  $B_{arb}$  = biomassa arbórea (kg.árv); e  $F_c$ : Fator de Correção de 0,47.

#### 2.4. CARACTERIZAÇÃO DOS SÍTIOS FLORESTAIS NA PAISAGEM E ESPACIALIZAÇÃO DO CARBONO ARBÓREO

Para caracterização dos sítios florestais na paisagem em estudo, inicialmente foi realizada uma análise por meio de imagens do Google Earth e da vetorização, realizada por Trindade et al. (2008), para a mesma paisagem. A análise teve como finalidade verificar possíveis mudanças no uso e cobertura do solo entre 2008 e 2020. Verificou-se não haver mudança significativa na cobertura florestal que fosse necessária realizar uma nova vetorização, desse modo, optou-se pelo uso da vetorização de Trindade et al. (2008) na presente pesquisa. Para o processamento da imagem, optou-se por usar o software QGIS versão 3.4.1. O sistema de referência adotado na pesquisa foi o SIRGAS 2000, utilizando Sistema Universal Transversa de Mercator-UTM (Zona 25S). Para a classificação, foi utilizado o método do algoritmo da máxima verossimilhança, em que a identificação do objeto é feita pelas características pontuais, por amostragem, considerando cinco classes de uso do solo, levando em consideração as especificidades da paisagem em estudo (Tabela 2).

**Tabela 2.** Classes usadas na classificação supervisionada das imagens, Usina São José (USJ), Pernambuco-Brasil.

Classes		Descrição
FM	Borda	Vegetação densa, com árvores altas (> 20 m), com fustes grandes e um dossel contínuo e que não tenha sofrido corte raso nos últimos 70 anos. A borda foi considerada de 50 m. As áreas além dos 50 m foram consideradas como interior.
	Interior	
FS	Inicial	Formações florestais abertas, com plantas arbóreas dispersas e abundância de árvores do gênero <i>Cecropia</i> , geralmente, regenerando após o abandono e que tenham menos de 20 anos (Floresta Inicial) e entre 20 e 70 anos (Floresta Tardia).
	Tardia	

CR	-	Corredores formados por vegetação presente ao longo dos corpos d'água.
ARBF	-	Florestas ripárias na borda dos Fragmentos.
ARIF	-	Florestas ripárias no interior dos Fragmentos.

**Em que:** FM = Floresta madura; FSI = Floresta secundária; CR = Corredor Ripário; ARBF = Área Ripária na Borda do Fragmento; e ARIF = Área Ripária no Interior do Fragmento.

Após a classificação, foi confeccionado o mapa temático, por meio do software QGIS versão 3.4.1, para a paisagem e, posteriormente, foi realizada a extrapolação do carbono arbóreo por hectare para todos os sítios florestais estudados na paisagem.

## 2.5. ANÁLISE DOS DADOS

Para responder ao questionamento proposto, inicialmente foi realizada análise exploratória dos dados, com objetivo de identificar possível viés no conjunto de dados. A realização dessa análise foi baseada na interpretação das medidas descritivas de tendência central, como a média aritmética, e medidas de dispersão, como variância e desvio padrão. Posteriormente, foi analisado todo o conjunto de dados em termos de homogeneidade (teste de Fligner) e normalidade (teste de Shapiro - Wilk), de acordo com Zuur et al. (2010) (**Apêndice 4**), e, posteriormente, foi verificado, por meio da análise de variância (ANOVA) e do teste de Tukey no nível de 5% de probabilidade, se existia diferença no estoque de biomassa arbórea nos diferentes sítios florestais inseridos na paisagem.

Para verificar a relação das variáveis independentes: Estágio sucessional, tamanho, habitat, tipo, forma e presença de corpos d'água, com o estoque do carbono (variável dependente), entre os distintos sítios, foi aplicado o modelo linear generalizado misto (GLMM). Os fragmentos que possuíam mais de um sítio estudado foram considerados como fator aleatório, visando a reduzir o viés de pseudorréplica. Os modelos foram selecionados, de acordo com a metodologia de Zuur et al. (2010), usando o Critério de Akaike (AIC). Em seguida, foi realizada a espacialização do carbono nos sítios em estudo. Para realizar as análises, foram utilizados os seguintes softwares: QGIS versão 3.4.1, para classificação de uso e cobertura vegetal e espacialização do carbono nos sítios; Microsoft Office Excel 2013®, para a tabulação dos dados, o Software R® versão 3.3.1 (Development Core Team, 2020),

usando as funções lme (pacote nlme) e glmer (pacote lme4) para execução de testes e elaboração de representação gráfica (pacote ggplot2).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. ESTOQUE DE BIOMASSA E DE CARBONO NA ASSEMBLEIA DE PLANTAS NOS SÍTIOS FLORESTAIS

Nos 37 sítios, foram amostrados 6483 indivíduos arbóreos. As árvores mensuradas tiveram os diâmetros variando de 5 cm a 91 cm, com média e desvio padrão de 11,13 cm  $\pm$  7,6 cm e a altura variou de 2 m a 35 m com média de 9,02 m  $\pm$  3,64 m. Na paisagem em estudo, os totais de biomassa e carbono arbóreos (Mg) estocados, em média, por sítio (tabela 3) foram de 35,9  $\pm$  7,8 e 16,9  $\pm$  3,7 (média  $\pm$  desvio padrão) ou 359,70 Mg ha<sup>-1</sup> e carbono de 169,06 MgC ha<sup>-1</sup>.

**Tabela 3.** Estimativa do estoque de biomassa e do carbono arbóreo, em 1000 m<sup>2</sup>, para os 37 sítios florestais estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Sítios	Tam.	Estágio sucessional	Habitat	Tipo	Forma do Sítio	Presença de água	Bio. (Mg)	Carb. (Mg)
FSI1	P	FSI	Interior	Mancha	0,09	Não ripário	44,66	21,00
FSI2	P	FSI	Interior	Mancha	0,08	Não ripário	37,18	17,48
FSI3	P	FSI	Interior	Mancha	0,11	Não ripário	34,55	16,24
FST1	M	FST	Interior	Mancha	0,10	Não ripário	42,28	19,87
FST2	M	FST	Interior	Mancha	0,10	Não ripário	34,08	16,02
FST3	M	FST	Interior	Mancha	0,09	Não ripário	21,93	10,31
FM1	P	FM	Borda	Mancha	0,09	Não ripário	33,16	15,59
FM2	M	FM	Borda	Mancha	0,10	Não ripário	24,70	11,61
FM3	M	FM	Borda	Mancha	0,20	Não ripário	36,48	17,15
FM4	G	FM	Borda	Mancha	0,26	Não ripário	30,77	14,46
FM5	G	FM	Borda	Mancha	0,42	Não ripário	40,60	19,08
FM6	G	FM	Borda	Mancha	0,21	Não ripário	36,40	17,11
FM7	M	FM	Borda	Mancha	0,27	Não ripário	35,37	16,62
FM8	M	FM	Borda	Mancha	0,36	Não ripário	31,69	14,90

FM9	M	FM	Borda	Mancha	0,64	Não ripário	46,45	21,83
FM10	P	FM	Interior	Mancha	0,09	Não ripário	27,95	13,14
FM11	P	FM	Interior	Mancha	0,10	Não ripário	33,57	15,78
FM12	P	FM	Interior	Mancha	0,20	Não ripário	27,39	12,87
FM13	G	FM	Interior	Mancha	0,26	Não ripário	38,89	18,28
FM14	G	FM	Interior	Mancha	0,42	Não ripário	26,70	12,55
FM15	G	FM	Interior	Mancha	0,21	Não ripário	34,71	16,31
FM16	M	FM	Interior	Mancha	0,27	Não ripário	27,39	12,87
FM17	M	FM	Interior	Mancha	0,36	Não ripário	34,53	16,23
FM18	M	FM	Interior	Mancha	0,64	Não ripário	27,42	12,89
ARBF1	P	FM	Borda	Mancha	0,09	Ripário	32,06	15,07
ARBF2	P	FM	Borda	Mancha	0,10	Ripário	30,19	14,19
ARBF3	P	FM	Borda	Mancha	0,20	Ripário	27,27	12,82
ARBF4	G	FM	Borda	Mancha	0,27	Ripário	33,23	15,62
ARBF5	G	FM	Borda	Mancha	0,36	Ripário	37,45	17,60
ARIF1	G	FM	Interior	Mancha	0,09	Ripário	48,20	22,65
ARIF2	P	FM	Interior	Mancha	0,10	Ripário	33,22	15,61
ARIF3	P	FM	Interior	Mancha	0,20	Ripário	49,29	23,16
ARIF4	G	FM	Interior	Mancha	0,27	Ripário	53,39	25,09
ARIF5	G	FM	Interior	Mancha	0,36	Ripário	35,34	16,61
CR1	G	FM	Borda	Corredor	0,16	Ripário	43,63	20,51
CR2	P	FM	Borda	Corredor	0,34	Ripário	48,07	22,59
CR3	P	FM	Borda	Corredor	0,33	Ripário	50,70	23,83
<b>Média</b>	-	-	-	-	-	-	<b>35,97</b>	<b>16,90</b>

**Em que:** Tam = Tamanho; FSI = Floresta secundária inicial; FST = Floresta secundária tardia; FM = Floresta madura; ARBF = Área Ripária na Borda do Fragmento; ARIF = Área Ripária no Interior do Fragmento; CR = Corredor Ripário; Bio = Biomassa; e Carb = Carbono arbóreo.

Ao avaliar as diferentes características estruturais dos sítios florestais e sua relação com o estoque de biomassa (Mg), foi possível verificar que apenas os sítios com presença de recursos hídricos ( $F = 19,17$ ;  $p\text{-valor} = 0,0001^{***}$ ) apresentaram diferença na biomassa estocada (Tabela 4).

**Tabela 4.** Relação entre a biomassa estocada (Mg) nos 37 sítios florestais e as variáveis explicativas (tamanho, habitat, idade, tipo, forma e presença de água), Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Características dos Sítios		Biomassa (Mg)	F	<i>p</i> -valor
<b>Tamanho (ha)</b>	G	38,28±7,4	1,388	0,263
	M	32,94±7,3		
	P	36,38±8,3		
<b>Habitat</b>	Interior	34,97±8,4	0,473	0,496
	Borda	36,37±7,3		
<b>Estágio sucessional</b>	FM	36,01±8,0	0,885	0,422
	FSI	38,80±5,2		
	FST	32,76±10,2		
<b>Tipo</b>	Mancha	34,96±7,3	0,417	0,523
	Corredor	47,47±3,5		
<b>Forma</b>	-	35,97±7,8	0,653	0,425
<b>Presença de água</b>	Ripário	40,16±9,0	19,17	0,0001***
	Não Ripário	33,70±6,2		

**Em que:** G = Grande; M = Médio; P = Pequeno; FM = Floresta madura; FSI = Floresta secundária inicial; e FST = Floresta secundária tardia.

Esse resultado também foi confirmado para o estoque de carbono arbóreo, por meio do modelo linear generalizado misto (GLMM), no qual o fator que explica positivamente o estoque de carbono pelas árvores é a presença de água (Ripário) ( $t = 4.379$ ;  $df = 35,0$ ;  $p$ -valor =  $0,001$ \*\*\*) (Tabela 5). Os sítios florestais ripários apresentaram valores de carbono maiores, quando comparados aos sítios não ripários (Figura 3).

**Tabela 5.** Resultados dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) e critério de Akaike (AIC) para avaliar a relação das variáveis explicativas (tamanho, habitat, estágio sucessional, tipo, forma e presença de água) no estoque de carbono arbóreo nos 37 sítios florestais estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

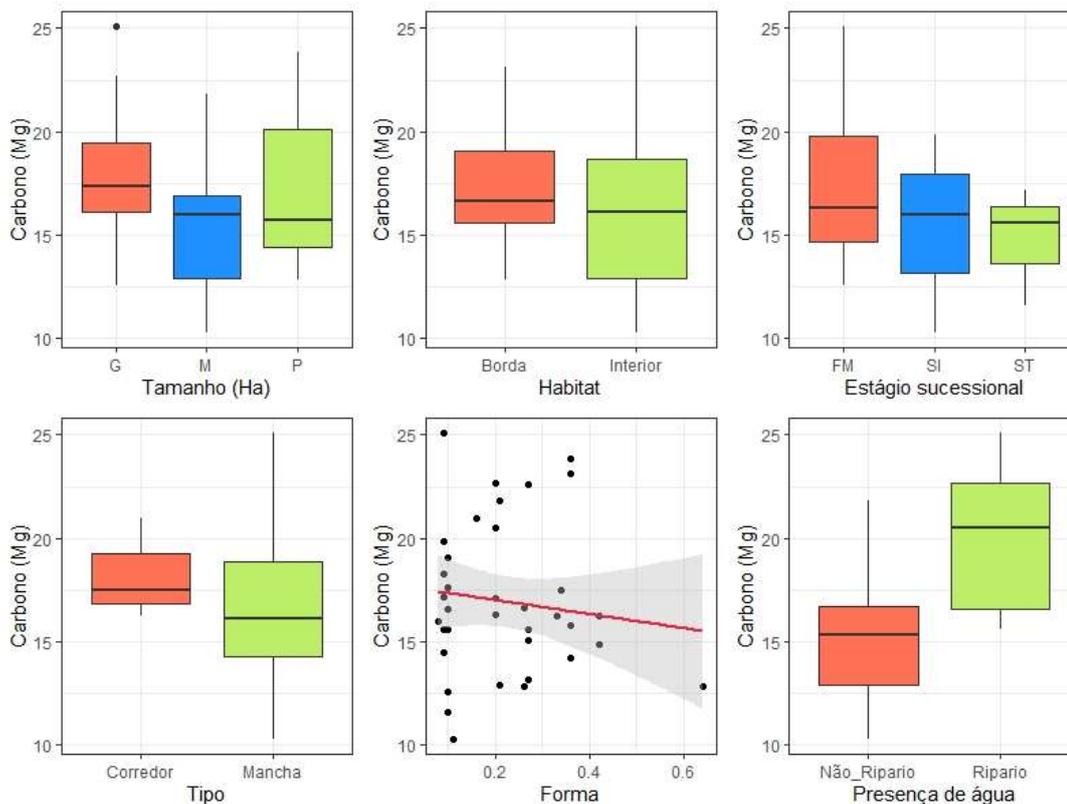
Modelos	Carbono versus variáveis explicativas	AIC
---------	---------------------------------------	-----

Mod.1	mod1 <- lmer(Carbono_total ~ Tamanho_ha + Habitat + Tipo + Forma + Estágio_sucessional + Presenca_de_agua + (1   ID_Frag), REML = TRUE, data = carbon)	203.94
Mod.2	mod2 <- lmer(Carbono_total ~ Habitat + Tipo + Forma + Estágio_sucessional + Presenca_de_agua + (1   ID_Frag), REML = TRUE, data = carbon)	200.27
Mod.3	mod3 <- lmer(Carbono_total ~ Tipo + Forma + Estágio_sucessional + Presenca_de_agua + (1   ID_Frag), REML = TRUE, data = carbon)	198.27
Mod.4	mod4 <- lmer(Carbono_total ~ Forma + Estágio_sucessional + Presenca_de_agua + (1   ID_Frag), REML = TRUE, data = carbon)	197.22
Mod.5	mod5 <- lmer(Carbono_total ~ Estágio_sucessional + Presenca_de_agua + (1   ID_Frag), REML = TRUE, data = carbon)	196.24
Mod.6	mod6 <- lmer(Carbono_total ~ Presenca_de_agua + (1   ID_Frag), REML = TRUE, data = carbon)	192.35

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	15.3146	0.6133	35.0000	24.971	< 2e-16 ***
Presenca_de_aguaRipario	4.5308	1.0347	35.0000	4.379	0.000103 ***

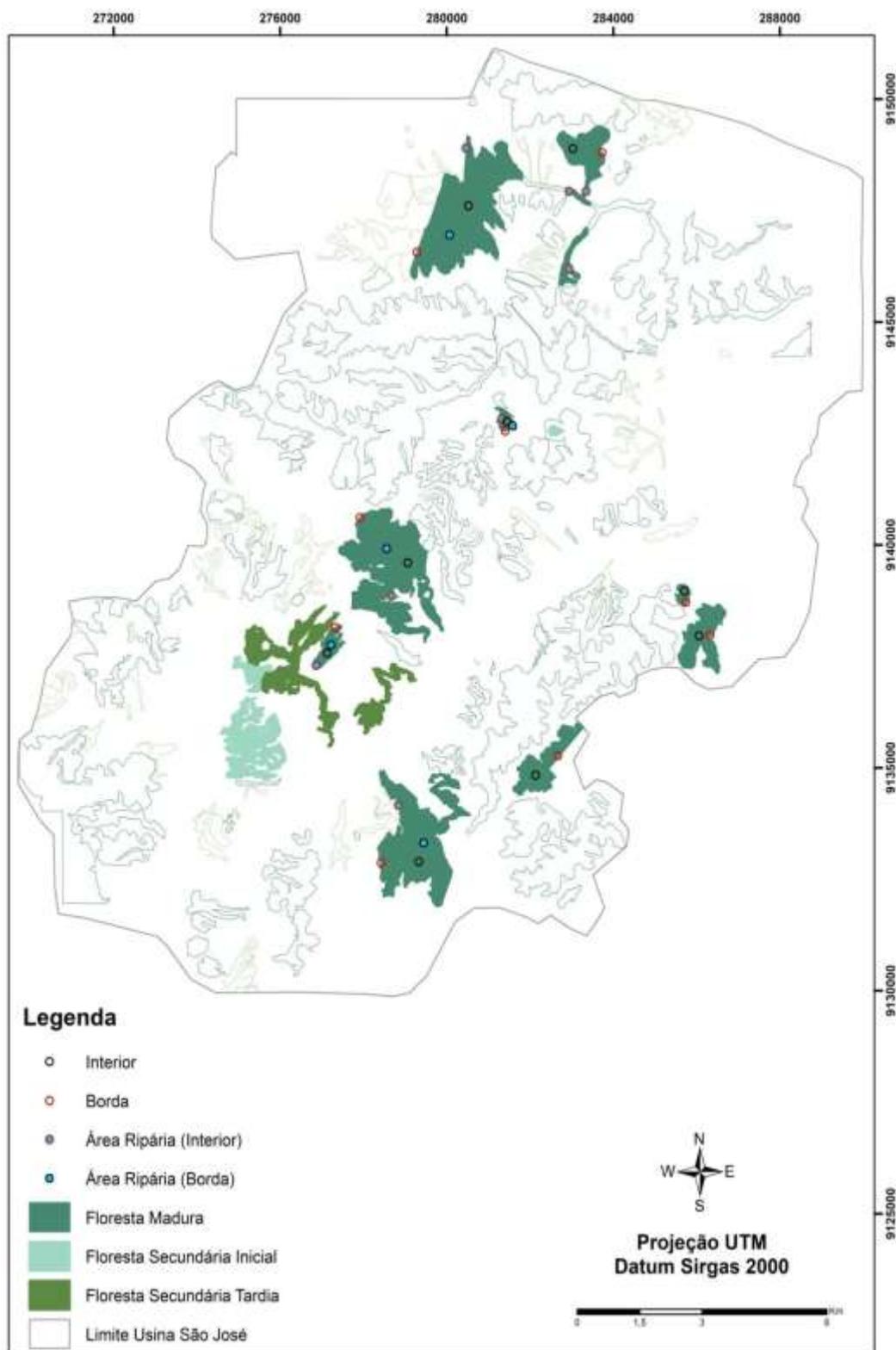
De acordo com a metodologia de Zuur et al. (2010), usando o Critério de Akaike (AIC) para comparações dos modelos propostos, observou-se que o modelo 6 (ver Tabela 4), que tem como variável dependente o carbono arbóreo e como variável independente a presença de recurso hídrico (Ripária e não ripária), apresentou o menor valor de AIC, sendo, portanto, o modelo selecionado.



**Figura 3.** Relação entre o estoque de carbono médio nos 37 sítios florestais (área amostral de 1000 m<sup>2</sup>) e as variáveis explicativas (tamanho, habitat, estágio sucessional, tipo, forma e presença de água), na Usina São José, Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

### 3.2. SÍTIOS ESTUDADOS NA PAISAGEM E A ESPACIALIZAÇÃO DO CARBONO ARBÓREO

Na paisagem de estudo (280 km<sup>2</sup>), são contabilizados 205 fragmentos florestais, sendo 110 de floresta madura (FM) e 95 de florestas secundárias (FS). Os fragmentos tiveram diferentes tamanhos, variando de 1,02 ha a 497,72 ha. Os fragmentos de FM correspondem a 24% da paisagem e possuem tamanho médio de  $61,2 \pm 103$  (Média  $\pm$  desvio padrão). Já os fragmentos de FS apresentam tamanho médio de  $12,13 \pm 23,38$  e uma área que corresponde a 4% da paisagem (Figura 4).



**Figura 4.** Localização dos sítios estudados na paisagem, Usina São José (USJ), Pernambuco-Brasil.

Os sítios não ripários apresentaram em média aproximadamente 22% menos carbono estocado, quando comparado a média entre aos sítios ripários (CR, ARBF e ARIF). Nos sítios de FM, o carbono foi 10% maior nas áreas de borda. Com relação às FS, verificou-se que os sítios aqui designados como de sucessão inicial (FSI) apresentaram em média  $153,98 \text{ Mg ha}^{-1}$  de carbono armazenado e os de sucessão tardia (FST) foram de  $147,80 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Tabela 6). Os

sítios ripários (CR, ARBF, ARIF) não diferiram nos valores de carbono médio estocado ( $p$ -valor = 0.309), com as áreas ripárias inseridas no interior dos fragmentos (ARIF) apresentando acúmulo de 217,27 Mg ha<sup>-1</sup>, seguida da ARBF e CR (Tabela 6).

**Tabela 6.** Estimativa do estoque de carbono arbóreo por hectare e desvio padrão para os sítios florestais estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Sítios		Carbono (MgC ha <sup>-1</sup> )
FM	Borda	161,99 ± 28,80
	Interior	145,78 ± 20,25
FS	Inicial	153,98 ± 48,13
	Tardia	147,80 ± 27,70
CR		182,37 ± 24,71
ARBF		189,30 ± 37,26
ARIF		217,27 ± 33,23

**Em que:** FM = Floresta Madura; FS = Floresta Secundária; CR = Corredor Ripário; ARBF = Área Ripária na Borda do Fragmento; e ARIF = Área Ripária no Interior do Fragmento.

#### 4. DISCUSSÃO

Esta pesquisa explorou se as diferentes características descritivas dos fragmentos florestais, como tamanho, estágio sucessional (FM e FS), habitat (borda e interior), tipo (mancha e corredor), forma (regular e irregular) e a presença de corpos d'água, teriam relação com o estoque de carbono em ecossistemas de Floresta Atlântica. Expõe-se que, contrariando o padrão geral de que os efeitos da fragmentação impulsionam diretamente a perda de carbono, não houve evidências desse padrão para as variáveis usadas neste estudo, com exceção da presença de recursos hídricos. A existência de condições ripárias foi a única variável que explicou de forma positiva o armazenamento de carbono pelas florestas (ver Tabela 4). Uma possível explicação é que existe uma rápida seleção das assembleias florestais na nova configuração pós-fragmentação, com ajustes às condições microclimáticas de alta temperatura e luminosidade existentes na borda, que funcionam de forma semelhante aos fragmentos pequenos e às florestas de sucessão secundária. Sugere-se que tais assembleias possam estar se dirigindo a uma homogeneização, em vez de representar estágios sucessionais transitórios (TABARELLI et al., 2008).

Algumas espécies pioneiras aumentam rapidamente sua abundância nas bordas da floresta em mais de 1000%, podendo elevar os estoques de carbono (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2006; HARDT et al., 2013). Santos et al. (2008), por exemplo, encontraram abundância de espécies pioneiras na borda três vezes maior do que no interior em fragmentos de Floresta Atlântica e viram que as bordas possuem 50% da riqueza de espécies do interior. Esses resultados dão um forte indicativo de que as espécies, que são responsáveis por grande parte do carbono nas bordas, são, de fato, espécies pioneiras. A elevada abundância de espécies pioneiras também é uma característica típica das florestas secundárias (TABARELLI; MANTOVANI, 2000, HOWORTH; PENDRY, 2006). De acordo com Poorter et al. (2016), as florestas secundárias e pequenos remanescentes são cruciais para o ciclo global do carbono e chegam a estocar, em média, 122 Mg ha<sup>-1</sup> de biomassa em 20 anos, assumindo uma importância cada vez maior no armazenamento de carbono e no controle das mudanças climáticas previstas.

É sabido que o armazenamento de carbono aumenta à medida que as espécies encontram condições mais favoráveis, como clima relativamente quente e maior disponibilidade hídrica (ADEL et al., 2018; ARASA-GISBERT et al., 2018; DYBALA et al., 2018). Esta resposta positiva foi observada na presente pesquisa (Ver tabela 4 e figura 3), pois as florestas ocorrentes nas margens de corpos d'água, as “florestas ripárias”, apresentaram 22% a mais na capacidade de acumular carbono, quando comparadas às florestas não ripárias. Nesse contexto, as florestas ripárias, apesar de possuírem pouca representatividade de cobertura florestal, têm sido amplamente reconhecidas por serem produtivas e altamente heterogêneas dentro de uma mesma paisagem, apresentando características peculiares que proporcionam diferenças importantes na composição, diversidade e estrutura das florestas (BERTHELOT et al., 2014; ROSOT et al., 2018).

Habitats ripários são evidenciados por sua alta diversidade beta, quando comparados às florestas não ripárias (NAIMAN et al., 2010; GURNELL, 2014). As propriedades do solo, topografia e a umidade nesses ambientes variam significativamente na paisagem e as comunidades vegetais respondem a essa heterogeneidade, com adaptações morfológicas, fisiológicas ou reprodutivas, para persistirem nesses ambientes (ADEL et al., 2018). Estimativas apontam que as florestas ripárias contêm 350 Gt C -535 Gt C, correspondendo de 20% a 30% do carbono orgânico do solo no mundo (MITRA et al., 2005; BRIDGHAM et al., 2006; MITSCH et al., 2013).

Para a paisagem em estudo, com florestas de clima quente e úmido, nota-se que as florestas ripárias, independentemente de sua localização (borda, interior e corredor), não

apresentaram diferença nos valores de carbono entre si, sempre se destacando com altos estoques (Tabela 6). Por isso, mostram-se como sendo de particular importância para o aumento desejado nas taxas de acúmulo de carbono, contribuindo para o rápido sequestro de CO<sub>2</sub> em curto prazo (NAIMAN et al., 2010; SUTFIN et al., 2016; MATZEK et al., 2018; DYBALA et al., 2018). Logo, essas florestas merecem atenção de forma urgente, visto que, ao longo de décadas, foram severamente degradadas para fins de atividades agrícolas, principalmente o cultivo da cana-de-açúcar (LIN et al., 2015; REZENDE et al., 2018). Tais florestas devem ser prioridade para as políticas de conservação (NAIMAN et al., 2010; SUTFIN et al., 2016; MATZEK et al., 2018; DYBALA et al., 2018) focadas em proteger florestas com o maior estoque de carbono.

## **5. CONCLUSÃO**

Neste estudo, observou-se que as características espaciais estudadas, como tamanho, habitat, tipo e forma dos fragmentos não apresentaram relação com o carbono armazenado nas florestas remanescentes na Floresta Atlântica, nem tampouco com o estágio sucessional da floresta.

Apenas a condição ripária foi a variável explicativa relevante e relacionada de forma positiva ao carbono estocado, sendo consideradas áreas prioritárias, quando o foco é proteger florestas com o maior estoque de C. Os achados permitem formular políticas públicas com base em leis de proteção da vegetação nativa, bem como, relacionado ao sequestro de C e à busca por medidas de mitigação às mudanças climáticas previstas, além de reforçar a importância de manter as florestas às margens dos rios.

## **AGRADECIMENTOS**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, por meio do Programa de Doutorado em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE. Agradecemos à administração da Usina São José; E. Albuquerque e M. Rodal, pelos comentários sobre as versões anteriores do manuscrito; MA Chagas e o Sr. Lenilson, pela assistência de campo; e ao Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE), por toda a assistência.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHARD, F. et al. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global Change Biology**. v. 20, p. 2540-2554, 2014.

ADEL, M. N. et al. Structure, composition and regeneration of riparian forest along an altitudinal gradient in northern Iran, **Folia Geobot**, v. 53, p. 63–75, 2018.

ARASA-GISBERT, R. et al. forest diversity plays a key role in determining the stand carbon stocks of mexican forests. **Forest Ecology and Management**, v. 415–416, p. 160–171, 2018. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.02.023.

BERTHELOT, J. S. et al. Assessing the effects of periodic flooding on the population structure and recruitment rates of riparian tree forests. **Water**, v. 6, p. 2614-2633, 2014.

BIRDSEY, R.; PAN, Y. Trends in management of the world's forests and impacts on carbon stocks, **Forest Ecology and Management** , v. 355, p. 83–90, 2015.

BRIDGHAM, S. D. et al. The carbon balance of North American wetlands. **Wetlands**, v. 26, p. 889–916, 2006.

BRINCK, K. et al. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle, **Nature Communications**, v. 8, p. 1-6, 2017. DOI: 10.1038/ncomms14855.

CARDOSO, C. A. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo – RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006. DOI:10.1590/S0100-67622006000200011.

CHAPLIN-KRAMER, R. et al. Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. **Nature Communications**, v. 6, p. 1-6, 2015.

CONTI, G.; AND DIAZ, S. Plant functional diversity and carbon storage—an empirical test in semi-arid forest ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 18– 28, 2013.

DAYAMBA, S. D. et al. Biodiversity and carbon stocks in different land use types in the Sudanian Zone of Burkina Faso, West Africa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. Environ. v. 216, p. 61–72. 2016. DOI:10.1016/j.agee.2015.09.023.

DE PAULA, M. et al. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, v. 4, p. 349–358, 2011.

DYBALA, K. E. et al. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis, **Global Change Biology**. v. 25, p. 57–67, 2018.

FERRAZ, S. F. B. et al. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 204, p. 67-83, 2005. DOI:10.1016/j.foreco.2004.07.073.

FONSÊCA, N. C. et al. Can fallen trees enhance aboveground biomass estimation? A proposal for the Brazilian Atlantic Forest. **Revista de Biologia Tropical**, v. 68, p. 1284-1297, 2020. DOI:10.15517/RBT.V68I4.41299.

GANIVET, E.; BLOOMBERG, M. Towards rapid assessments of tree species diversity and structure in fragmented tropical forests: A review of perspectives offered by remotely-sensed and field-based data. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 40–53, 2019. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.09.003.

GOMES, J. S. et al. Estrutura do sub-bosque lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de floresta atlântica em Igarassu, Pernambuco, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, n. 2, p. 295- 310, 2009.

GONZALEZ, P. et al. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 312 , p. 78–91, 2014. DOI:10.1016/j.foreco.2013.10.019.

GOULDEN, M. L. et al. Patterns of NPP, GPP, respiration, and NEP during boreal forest succession. **Global Change Biology**. v. 17, p. 855–871, 2011. DOI:10.1111/j.1365-2486.2010.02274.x.

GURNELL, A. Plants as river system engineers. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 39, p. 4–25, 2014.

HADDAD, N.M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Sci. Adv.** v. 1, e1500052, 2015. DOI:10.1126/sciadv.1500052.

HARDT, E. et al. The influence of natural and anthropogenic landscapes on edge effects. **Landscape and Urban Planning**, v. 120, p. 59-69, 2013. doi:10.1016/j.landurbplan.2013.08.014.

HARPER, K.A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes, **Conservation Biology**, v. 19, p. 768-782, 2005.

HOUGHTON, R. A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, v. 11, p. 945–958, 2005.

HOUGHTON, R. A. et al. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research**. v. 114, p. 1-13, 2009.

HOWORTH, R.T.; PENDRY. C.A. Pos-cultivation succession in a Venezuelan lower montane rain forest, **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 693-715, 2006.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro. 2012.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**

**IGES**, Japão. 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>> Acesso em 14/09/2020.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LAURANCE, W.F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees, **Ecology**, v. 87, p. 469-482, 2006.

LIANG, J. et al. Positive biodiversity productivity relationship predominant in global forests, **Science**, v. 354, 16p, 2016. DOI:10.1126/science.aaf8957.

LIN, Z. J. et al. Hydrologic and water-quality impact of agricultural land use changes incurred from bioenergy policies, **Journal of Hydrology**, v. 525 , p. 429-440, 2015.

LINS E SILVA, A, C, B. **Influência da área e da heterogeneidade de habitats na diversidade vegetal em fragmentos de Floresta Atlântica**. 2010.181 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)-Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2010.

LIU, S. et al. Valuing ecosystem services Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis, **Annals of the New York academy of sciences**, New York, v. 1185, p. 54–78, 2010. DOI:10.1111/j.1749-6632.2009.05167.x.

MA, L. et al. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size, **Scientific Reports**, v. 7, p. 1-8, 2017.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, p. 542–552, 2017.

MATOS, F. A. R. et al. Secondary forest fragments offer important carbon-biodiversity co-benefits. **Global Change Biology**. p. 1-14, 2019. DOI:10.1111/gcb.14824.

MATZEK, V. et al. Development of a carbon calculator tool for riparian forest restoration. **Applied Vegetation Science**, 2018.

MELITO, M. et al. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forest: a conceptual framework. **Global Change Biology**, v. 24, p. 597–607, 2018.

MITRA, S. et al. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock, **Current Science**, v, 88, n, 1, 2005.

MITSCH, W. J. et al. Wetlands, carbon, and climate change. **Landscape Ecology**. v. 28, p. 583–597, 2013.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

NAIMAN, R. J. et al. **Riparian: Ecology, conservation, and management of streamside communities**. Burlington, MA: Academic Press, 2010.

NASCIMENTO, L. M. et al. Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of structural and diversity convergence along a chronosequence, **Journal of Forest Research**, v. 19, p. 501–513, 2014. DOI:10.1007/s10310-014-0441-6.

NAVARRO CERRILLO, R. et al. Land cover changes and fragmentation in mountain neotropical ecosystems of Oaxaca, Mexico under community forest management, **Journal of Forest Research**, v. 30, p. 143–155, 2019.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, p. 988–993, 2011. DOI:1201609.

PEREIRA, H. M. et al. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century, **Science**, 2010.

PEREIRA, J. A. A. et al. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 6, p. 1761-1784, 2007.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests, **Nature**, Londres, v. 530. p 212-223, 2016. DOI:10.1038/nature16512.

PÜTZ, S. et al. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, p. 1-8, 2014. DOI:10.1038/ncomms6037.

QUÉRÉ, C. L. et al. Global carbon budget 2014, **Earth System Science Data**, v. 7, p. 47–85, 2015. DOI: 10.5194/essd-7-47-2015.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2020. Retrieved from <https://www.r-project.org>

REZENDE et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, p. 215–220, 2018.

RIES, L. et al. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 491-522, 2004.

ROBINSON, D. T. et al. Modelling carbon storage in highly fragmented and human-dominated landscapes: Linking landcover patterns and ecosystem models. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 1325–1338, 2009.

RODRÍGUEZ-ALARCÓN, S. et al. Effects of fragmentation on functional diversity associated with aboveground biomass in a high Andean forest in Colombia, **Landscape Ecology**, v. 33, p. 1851–1864, 2018.

ROSOT, M. A. D. et al. Riparian forest corridors: A prioritization analysis to the Landscape Sample Units of the Brazilian National Forest Inventory, **Ecological Indicators**, v. 93, p. 501–511, 2018.

RUIZ-BENITO, P. et al. Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. **Global Ecology and Biogeography**, p. 1-12, 2013. DOI: 10.1111/geb.12126.

SANTOS, B. A. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249–260, 2008. doi:10.1016/j.biocon.2007.09.018.

SILVA, A. G. et al. Influence of edge and topography on canopy and sub-canopy structure of an Atlantic Forest fragment in Igarassu, Pernambuco State, Brazil. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, n. 1, p. 41-46, 2008.

STADDON, P. et al. Connectivity, non-random extinction and ecosystem function in experimental metacommunities. **Ecology Letters**, v. 13, p. 543–552, 2010.

SUTFIN, N. A. et al. Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems, **Earth Surface Processes and Landforms**, v, 41, p. 38–60, 2016.

SUTTON, P. C. et al. The ecological economics of land degradation: Impacts on ecosystem service values, **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 129, p. 182–192, 2016. DOI:10.1016/j.ecolecon.2016.06.016.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System, **Biotropica**, v. 40, p. 657–661, 2008.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species, **Plant Ecology**, v. 148, p. 149-155, 2000.

TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, p. 519-534, 2018.

TRINDADE, M. B. et al. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent Changes and Implications for Conservation, **Bioremediation, Biodiversity & Bioavailability**, v. 2, p. 5-13, 2008.

YATSKOVA, M. A. Y. et al. Carbon pools and biomass stores in the forests of Coastal Alaska: Uncertainty of estimates and impact of disturbance, **Forest Ecology and Management**, v. 434, p. 303–317, 2019.

ZITER, C. et al. Functional diversity and management mediate aboveground carbon stocks in small forest fragments. **Ecosphere**, v. 4, p. 1-21, 2013. <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00135.1>.

ZUUR, A. F. et al. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, p. 3–14, 2010. DOI:10.1111/j.2041-210x.2009.00001.

## **CAPÍTULO IV**

### **O PAPEL DAS FLORESTAS RIPÁRIAS NA MANUTENÇÃO DA QUALIDADE HÍDRICA NA FLORESTA ATLÂNTICA**

**RESUMO:** A supressão e degradação das florestas ripárias têm ameaçado a capacidade das florestas de fornecer continuamente o fluxo de serviços ecossistêmicos, principalmente a manutenção da qualidade hídrica. A presente pesquisa buscou entender qual a relação entre a qualidade da floresta ripária e a qualidade do serviço ambiental hídrico, e se esta relação muda em função da sazonalidade de precipitação. O estudo foi realizado em nove áreas ripárias, sendo três áreas ripárias no interior de fragmentos-ARIF, três corredores ripários-CR e três áreas sem florestas-ASF. Nas áreas com vegetação, foram instaladas parcelas e as plantas com  $DAP \geq 5$  cm tiveram suas medidas de DAP e de altura total mensuradas e foram identificadas. A qualidade florestal foi descrita com base na abundância, riqueza e biomassa acima do solo. Para a qualidade hídrica, utilizaram-se 11 indicadores físico-químicos e biológicos coletados na estação seca e chuvosa. Para responder ao questionamento, realizaram-se as seguintes análises: análise de variância (ANOVA), seguido do teste de Tukey a 5% e análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), seguida da análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), usando as dissimilaridades de Bray-Curtis. As ARIF e os CR se destacaram com altos estoques de biomassa. Verificou-se que as florestas ripárias influenciam positivamente a qualidade hídrica dos riachos, seguindo a ordem: ARIF > CR > ASF. Com relação à sazonalidade de precipitação, observou-se que o período chuvoso influencia negativamente na qualidade hídrica dos riachos, na seguinte ordem: ASF > CR > ARIF. Dessa forma, enfatiza-se a necessidade de se proteger a integridade das florestas ripárias, embasados na premissa de proteção e manutenção dos serviços ambientais hídricos para a vida terrestre e aquática, bem como para a manutenção das funções dos ecossistemas.

**Palavras-Chave:** Conservação, floresta tropical, recurso hídrico, sazonalidade.

**ABSTRACT :** The suppression and degradation of riparian forests has threatened the ability of forests to continuously provide the flow of ecosystem services, particularly the maintenance of water quality. The present research aimed at assessing the relationship between the quality of riparian forests and the quality of the water environmental service, and whether this relationship changes due to the seasonality of precipitation. The study was carried out in nine areas with water courses, with three riparian areas in fragment interior-RAFI, three riparian corridors-RC and three areas without forests-AWF. In areas with vegetation, plots were set up and plants with  $DBH \geq 5$  cm were identified and had their DBH and total height (TH) measurements measured. Forest quality was described based on three descriptors: abundance, richness and above-ground biomass). For water quality, 11 physical-chemical and biological indicators collected in the dry and rainy season were used. To answer the research question, the following analyzes were performed: analysis of variance (ANOVA), followed by the 5% Tukey test and Non-Metric Multidimensional Scaling analysis (NMDS) followed by permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) using the dissimilarities of Bray-Curtis. RAFI and RC stood out with high stocks of biomass. It was found that riparian forests positively influence the water quality of streams, following the order: RAFI > RC > AWF. Regarding the seasonality of precipitation, it was observed that the rainy season negatively influences the water quality of streams in the following order: AWF > RC > RAIF. Thus, we emphasize the need to protect the integrity of riparian forests, based on the premise of protection and maintenance of water environmental services for terrestrial and aquatic life, as well as for the maintenance of ecosystem functions.

**Keywords:** Conservation, tropical forest, water resource, seasonality

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas inseridas às margens de rios, aqui chamadas florestas ripárias, correspondem a, aproximadamente, 1% da superfície terrestre global e, embora possuam baixa representação de cobertura florestal, são essenciais para a manutenção e funções dos ecossistemas, especialmente os serviços ambientais hidrológicos. Além disso, também atuam como corredores e tampões biológicos e abrigo de uma grande diversidade de espécies da biota terrestre e aquática (MITRA 2005; SUTFIN et al., 2016; CORBACHO et al., 2003, BURTON et al., 2005; RICHARDSON et al., 2007; MÉNDEZ-TORIBIO et al., 2014; GUTIERREZ; BECERRA, 2018).

Atualmente, devido ao avanço das ações antrópicas, as florestas ripárias estão entre os ecossistemas mais degradados e ameaçados do mundo (SCHINEGGER et al. 2012; GREET et al. 2013; CAPON et al., 2013; KUGLEROVA et al., 2014; ROSOT et al., 2018). Grandes extensões foram suprimidas para fins de atividades agrícolas, pecuária e urbanização (LEWIS et al., 2015; LIN et al., 2015; HUANG et al., 2016), o que têm causado modificações nas características dos riachos e, conseqüentemente, na qualidade do serviço hídrico em diferentes escalas espaciais. Em nível local, causa mudanças complexas na largura e profundidade dos riachos, aumento da temperatura da água, além de alterar a entrada de sedimentos finos e nutrientes e de alimentos e recursos estruturais para a fauna aquática (ALLMENDINGER et al., 2005; MCTAMMANY et al., 2007; FERNANDES et al., 2014; GRAEFF, 2018; ADEL et al., 2018). Em escala de paisagem, a retirada das florestas ripárias causa a diminuição na camada de solo ativa, provocando assoreamento e inundações, alteram a quantidade e as características dos habitats ripários, além de afetar diretamente a qualidade hídrica, com aumento nas concentrações de nutrientes e carbono orgânico dissolvido e sedimentos suspensos (LIÉBAULT et al., 2005; MORI et al., 2015; LEAL et al., 2016; TANIWAKI et al., 2016; DE PAULA et al., 2018).

Além da ação antrópica, fatores naturais também podem contribuir diretamente para a perda de qualidade hídrica. A intensidade de chuvas, por meio do escoamento superficial, pode causar o carreamento de compostos químicos (por exemplo, fosfatos, nitratos e metais pesados) para os ecossistemas de água doce (SINHA et al., 2014; MENEZES et al., 2016; CORNELLI et al., 2016). Estudos apontam que, em áreas sem a presença de cobertura florestal, durante a estação chuvosa, parte dos fertilizantes usados nas práticas agrícolas é levada para os rios, causando a deterioração da qualidade hídrica e perda de biodiversidade aquática (LI et al., 2009; TRAN et al., 2010; ÁLVAREZ-CABRIA et al., 2016). Em

contraste, nos rios com presença de florestas, a qualidade da água é mantida inalterada, independentemente da sazonalidade da precipitação, o que sugere a função do efeito filtro das florestas (PIATEK et al., 2009; LOWICKI, 2012; BU et al., 2014).

Com base nessas informações, é consenso que estratégias devam ser tomadas para a proteção das florestas ripárias e, conseqüentemente, a manutenção da qualidade hídrica e funções ecológicas. No Brasil, a estratégia adotada é a proteção de faixas de vegetação nativa em cinco classes de largura fixa, dependendo da largura do curso d'água, denominada de Áreas de Preservação Permanente (APPs). A Lei de proteção da vegetação nativa (Lei nº 12651/12) determina que essas faixas sejam mantidas, tanto em espaços públicos quanto em propriedades privadas (BRASIL, 2012). Todavia, pesquisas têm apontado que a largura mínima das APPs (30 m de florestas em ambos os lados), especificada na referida Lei, não tem desempenhado com eficiência as funções essenciais do ponto de vista hidrológico e ecológico, por se tratarem de pequenas faixas de florestas com altas proporções de bordas (METZGER, 2010; DALA-CORTE et al., 2020).

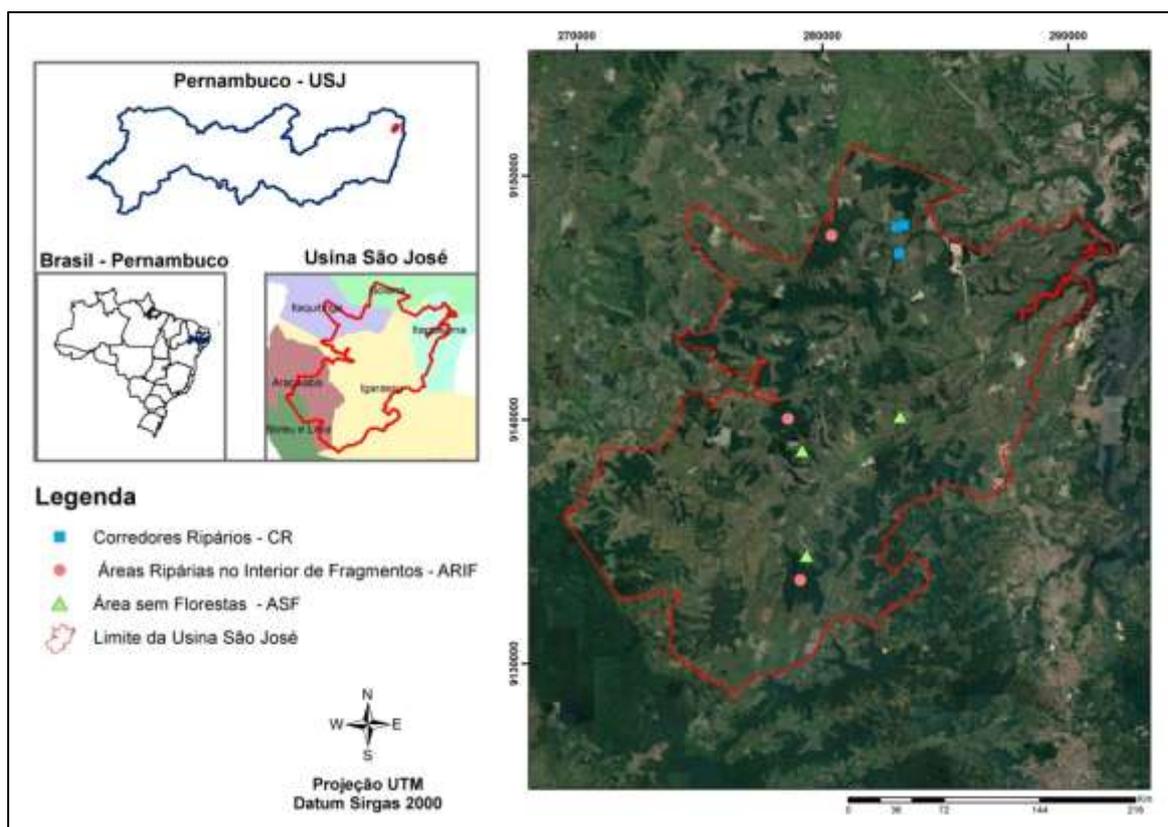
Baseado nisso, propõe-se entender qual é a relação entre a existência de floresta ripária e a qualidade do serviço ambiental hídrico e se esta relação muda em função da sazonalidade da precipitação. Buscando confirmar a seguinte hipótese: a conservação da cobertura florestal em ambientes ripários influencia positivamente a qualidade hídrica dos riachos, seguindo a ordem: interior de fragmento > corredor ripário > ambiente sem vegetação. O cenário de estudo está localizado no Nordeste do Brasil, mais especificamente em uma região com predominância de Floresta Atlântica, na qual a indústria canavieira se instalou, causando alterações na configuração e estrutura da paisagem, com perdas de grandes florestas ripárias, o que pode causar perda dos serviços ambientais hídricos fundamentais para a manutenção da vida local (SILVA et al., 2015).

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. ÁREA DE ESTUDO**

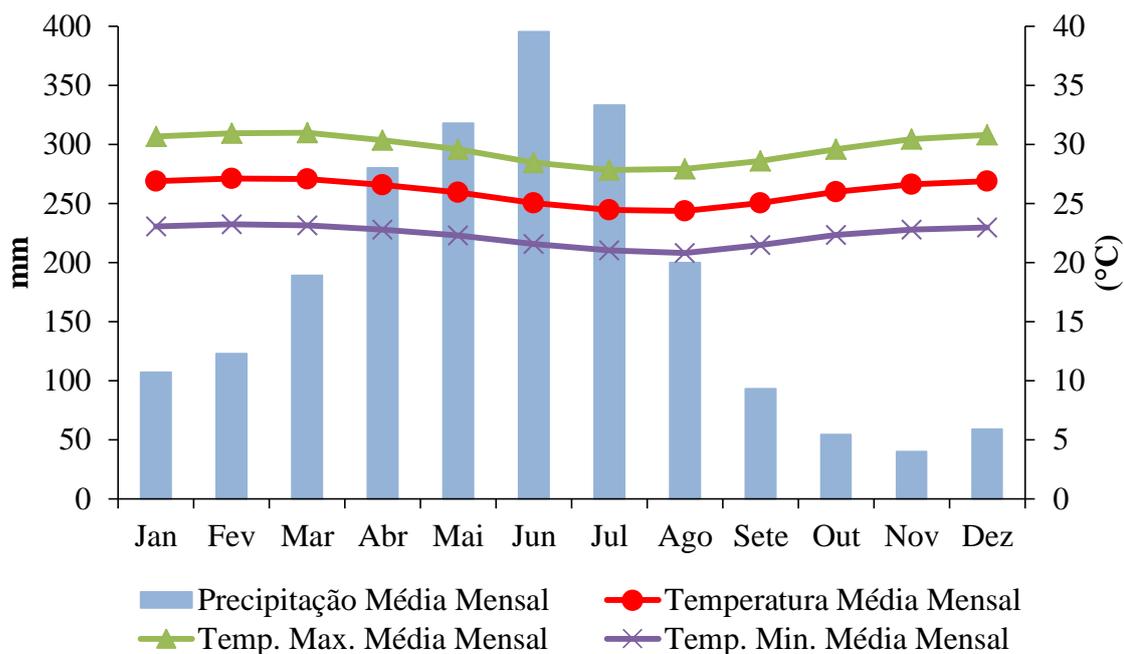
O estudo foi desenvolvido em uma paisagem florestal tropical (Mata Atlântica), localizada na Usina São José (Grupo Cavalcanti Petribu/São José Agroindustrial (USJ), na Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil, entre as coordenadas 7°40'21.25" - 7°55'50.92" S e 34°54'14.25" - 35°05'21.08" W, abrangendo o município de Igarassu e partes dos municípios de Goiana, Itaquitinga, Itapissuma, Abreu e Lima e

Araçoiaba (Figura 1). A USJ possui uma área de aproximadamente 280 km<sup>2</sup>, dos quais 24% são ocupados por fragmentos florestais (TRINDADE et al. 2008).



**Figura 1.** Localização da área de estudo, Usina São José (USJ), Pernambuco-Brasil.

A vegetação predominante na USJ é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012). O clima é classificado como As', pelo sistema de Köppen (tropical quente e úmido) (TRINDADE et al., 2008). De acordo com os dados meteorológicos históricos (1990-2019), coletados na estação Recife (OMM: 81958; 8°3'33.41"S, 34°57'33.26"W), do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a precipitação média anual é de 2195,7 mm e a temperatura média anual é de 26°C, variando de 24,4°C, em julho, a 27,1°C, em fevereiro (Figura 2).



**Figura 2.** Dados climatológicos registrados no período de 1990 a 2019, para a paisagem em estudo, Usina São José (Igarassu, PE). Fonte: Elaborado pelo autor, com dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Geologicamente, essa região tem o predomínio de solos do tipo Latossolos Amarelos (LA) e Podzólicos Amarelos (PA), de acordo com o Levantamento de Solos do Nordeste (Embrapa Solos UEP Recife, solos.uep.cnps.embrapa.br). Quanto aos recursos hídricos, a USJ abrange partes das bacias hidrográficas dos rios Goiana, Igarassu, Itapissuma e, principalmente, a Bacia Botafogo-Aratuca, a mais extensa no litoral norte, além de incluir grandes reservatórios, como a Barragem de Botafogo, e pequenos açudes (CPRH, 2003).

## 2.2. AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS

Para avaliar o efeito da floresta e da sazonalidade de precipitação na qualidade hídrica, foram selecionadas nove áreas com presença de cursos d'água (riachos), sendo três áreas ripárias no interior de fragmentos-ARIF, três corredores ripários-CR e três áreas sem florestas-ASF, que são ocupadas por monocultura de cana de açúcar (Tabela 1).

Em cada área, foram realizadas amostragens (Figura 3) em três pontos de coleta fixos, georreferenciados e espacializados a cada 100 m, de forma a permitir a leitura e a caracterização ambiental dos riachos monitorados. Foram realizadas duas coletas em cada ponto, uma na estação seca (entre setembro e fevereiro) e outra na estação chuvosa (março a

agosto), totalizando 54 amostras. Os pontos foram alocados de forma crescente, no sentido à montante do rio, evitando, assim, viés na amostragem.

**Tabela 1.** Caracterização das nove áreas, com presença de cursos d'água (riachos), estudadas na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Habitats	Áreas	Coordenadas geográficas
1	Fragmento Piedade	7°50'5.84"S - 35° 0'11.94"W
2	ARIF	Fragmento Macacos
3		Fragmento Zambana
4		Corredor 01
5	CR	Corredor 02
6		Corredor 03
7		Riacho Poço
8	ASF	Riacho Cabú
9		Riacho Caçador

**Em que:** ARIF = Áreas ripárias no interior de fragmentos; CR = Corredores ripários; e ASF = Áreas sem Florestas.



**Figura 3.** Representação das coletas de água nos distintos habitats: A) Área ripária no interior de fragmentos-ARIF; B) corredor ripário-CR; e C) área sem floresta-ASF, ocupados por monocultura de cana de açúcar. (Autor: FONSÊCA, N.C.).

Nas seis áreas com vegetação (ARIF e CR), foram instaladas, paralelas ao leito do rio, 10 parcelas em cada (10 m x 10 m), com 10 m de distância entre si e com uma distância de, aproximadamente, 5 metros do leito regular do riacho, totalizando 60 parcelas nas seis áreas e uma área amostral de 6000 m<sup>2</sup>. Em cada parcela, as plantas com diâmetro a altura do peito-DAP  $\geq$  5 cm (medido a 1,30 m do solo), tiveram suas medidas de DAP e de altura total (HT) mensuradas e foram identificadas pelo parataxonomista, e coletadas de acordo com normas de amostragem botânica, elaboradas por Gadelha-Neto et al. (2013), para preparação de exsicatas de herbário, visando a identificação e confirmação taxonômica.

A identificação dos táxons foi em nível de família e espécie e seguiu as recomendações do APG IV (BYNG et al., 2016), enquanto as atualizações taxonômicas dos nomes das espécies e respectivos autores seguiram a lista de Espécies da Flora do Brasil 2020 ([www.floradobrasil.jbrj.gov.br](http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br)).

### 2.3. QUALIDADE DA FLORESTA RIPÁRIA

Para avaliar a qualidade das florestas ripárias, foram calculados três descritores florestais: densidade de indivíduos, riqueza absoluta de espécies e biomassa arbórea acima do solo. A densidade foi obtida com o número de plantas estimado por hectare. A biomassa arbórea foi estimada com base nas variáveis dendrométricas DAP e altura total (HT) das plantas mensuradas nas áreas ARIF e CR (Tabela 1, Item 2.2). A biomassa foi estimada usando a equação alométrica (Eq. 4), desenvolvida por Fonsêca et al. (2020), para a mesma região e tipo de vegetação em estudo (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas).

$$B_{arb} = 1,5292 * DAP^{2,0601} * HT^{-0,2187} \quad \text{Eq.4}$$

**Em que:**  $B_{arb}$  = Biomassa arbórea (kg);  $DAP$  = diâmetro a 1,30 m do solo (cm); e  $HT$  = altura total (m).

### 2.4. ANÁLISE DA QUALIDADE HÍDRICA

A qualidade da água foi medida usando indicadores físicos, químicos e biológicos, divididos em 11 parâmetros (Tabela 2). Os parâmetros físicos e químicos foram analisados por meio de um medidor multiparâmetro (Horiba U-50). Quanto à qualidade desses

parâmetros, foram adotados os limites máximos de concentração permitidos e estabelecidos pela Resolução 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005), para corpos de água doce, em específico para classe especial (1), que trata da água destinada para consumo humano e ao equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

**Tabela 2.** Parâmetros físico-químico e biológico selecionados para avaliar a qualidade da água na USJ, Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Nº	Parâmetros de qualidade da água	Unidades
1	Oxigênio Dissolvido	mg/L
2	Potencial hidrogeniônico	-
3	Sólidos Totais Dissolvidos	g/L
4	Condutividade elétrica	Ms/Cm
5	Turbidez	NTU
6	Temperatura da água	°C
7	Profundidade do rio	Metros (m)
8	Densidade de Zooplâncton	ind.m <sup>3</sup>
9	Riqueza de Zooplâncton	Número de espécies
10	Densidade de fitoplâncton	ind.mL
11	Riqueza de fitoplâncton	Número de espécies

Para a coleta dos parâmetros biológicos (zooplâncton e fitoplâncton), foram realizadas coletas de água de cada um dos três pontos por riacho, com posterior análise no Laboratório de Ecologia do Plâncton, da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Para obtenção da riqueza e densidade de zooplâncton e fitoplâncton, foram coletadas amostras em rede planctônica com malha de 45 µm, para o zooplâncton, e rede com malha de 20 µm, para o fitoplâncton, utilizando um recipiente graduado. A quantidade de água filtrada foi cerca de 100 litros de água, de cada um dos três pontos, por riacho.

A riqueza e densidade de fitoplâncton foram obtidas por meio da utilização de microscópio óptico com objetivas de 20x, 40x e 100x (pós-adição de óleo de imersão). A identificação taxonômica foi baseada em bibliografias específicas (BICUDO; MENEZES 2006; MORESCO; BUENO, 2007; FRANCESCHINI, 2010; SANT'ANNA et al., 2012). Os critérios de refinamento da identificação e os nomes científicos das espécies foram checados junto ao banco de dados internacional ALGAEBASE (<http://www.algaebase.org/>). A

densidade de fitoplâncton (ind. mL<sup>-1</sup>) foi estimada pelo método Utermöhl, utilizando microscópio invertido.

As amostras de zooplâncton foram fixadas utilizando formaldeído diluído a 4%, já as amostras de fitoplâncton em solução de lugol a 3%. No laboratório, os organismos do zooplâncton foram estudados sob microscópio óptico e estereomicroscópio e foram identificados usando métodos de dissecação usuais para microcrustáceos e bibliografia especializada (KOSTE, 1978; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; PERBICHE-NEVES et al., 2015; DINIZ et al., 2020). Para cada amostra, três réplicas de 2 mL foram colocadas em uma câmara do tipo Sedgwick-Rafter, preparada especificamente para este volume. As amostras foram registradas e depositadas na Coleção de Zooplâncton da UFRPE (CZ-UFRPE).

De posse dos valores para todos os parâmetros (Tabela 2), procedeu-se à análise comparativa entre os diferentes habitats na paisagem e a cada ciclo de monitoramento, permitindo, assim, constatar os possíveis impactos causados pela ausência da cobertura florestal na qualidade hídrica.

## 2.5. ANÁLISE DOS DADOS

Inicialmente, foi verificada, por meio da análise exploratória dos dados, a presença de vieses no conjunto de dados. A realização dessa análise foi baseada na interpretação das medidas descritivas de tendência central, como a média aritmética, e medidas de dispersão, como variância e desvio padrão. Posteriormente, foi verificada, individualmente, por meio da análise de variância (ANOVA) e do teste de Tukey no nível de 5% de probabilidade, se existia diferença nos parâmetros de qualidade hídrica (Tabela 3), no período seco e chuvoso, entre os distintos habitats (CR, ARIF e ASF).

Para avaliar o efeito da sazonalidade de precipitação (seco e chuvoso) e os diferentes habitats (CR, ARIF e ASF) nos parâmetros de qualidade hídrica, foram usadas a análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e a análise de variância multivariada permutacional - PERMANOVA (999 permutações), usando as dissimilaridades de Bray-Curtis para verificar diferenças entre os grupos (ANDERSON, 2001, 2017; MALACRINÒ et al., 2020). Esta é uma ANOVA multifatorial adequada para analisar o nível de significância do critério estatístico em dados multivariados, baseados em qualquer medida de distância. Todas as análises foram realizadas por meio dos seguintes softwares: Microsoft Office Excel 2013®, para a tabulação dos dados, e o Software R® versão 3.6.0 (R Core Team, 2020 -

www.r-project.org), utilizando as funções (aov, metaMDS e adonis) e os pacotes vegan e ggplot2.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. QUALIDADE DAS FLORESTAS RIPÁRIAS

Nas áreas com vegetação (CR e ARIF), foram mensurados 1238 indivíduos arbóreos com diâmetros variando de 5 cm a 91 cm e a altura de 2 m a 35 m. Foi registrado um total de 89 espécies, distribuídas em 44 famílias botânicas. Nos CR, foram identificadas 49 espécies e, nas ARIF, foram 64 espécies. As famílias que mais contribuíram para a riqueza de espécies foram: Fabaceae (14 espécies), Myrtaceae (4 espécies), Moraceae (4 espécies), Clusiaceae (4 espécies) e Annonaceae (4 espécies). As espécies mais abundantes foram: *Symphonia globulifera* (297 ind); *Rinorea guianensis* (83 ind); *Caraipa densifolia* (67 ind); *Henriettea succosa* (63 ind); e *Tovomita mangle* (59 ind), representando 46% do total de indivíduos mensurados (**Apêndice 5**).

Em média, os três corredores ripários apresentam a maior densidade ( $2190 \text{ ind ha}^{-1}$ ) e menor variação no diâmetro médio ( $11,16 \pm 6,8$ ) e a altura média foi de  $10 \text{ m} \pm 4,6 \text{ m}$ . As áreas ripárias inseridas no interior dos fragmentos (ARIF) apresentaram média de  $1608 \text{ ind ha}^{-1}$ , com diâmetro de  $11,5 \text{ cm} \pm 8,65 \text{ cm}$  (média  $\pm$  desvio padrão) e altura de  $9,5 \text{ m} \pm 3,8 \text{ m}$ . Com relação ao estoque de biomassa acima do solo, foi observado que os habitats ripários (CR e ARIF) apresentam altos valores médios por parcela, com  $3,95 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 1,46 \text{ Mg ha}^{-1}$ , para o CR, e  $4,78 \pm 2,57 \text{ Mg ha}^{-1}$ , para o ARIF. Por hectare, o habitat ARIF apresentou estoque de  $441,23 \text{ Mg ha}^{-1}$ , seguido do CR com  $387,83 \text{ Mg ha}^{-1}$ . O habitat ASF, por não possuir indivíduos arbóreos, deixa de acumular no seu compartimento arbóreo até  $400 \text{ Mg ha}^{-1}$  de biomassa.

#### 3.2. QUALIDADE HÍDRICA NOS DIFERENTES HABITATS NO PERÍODO CHUVOSO E SECO

Analisando os parâmetros físico-químicos e biológicos da água em todos os habitats estudados (Tabela 3 e Figura 4), foi possível verificar que os riachos localizados no interior de fragmentos florestais, aqui chamados de ARIF, apresentam, em média, menores valores de temperatura, turbidez e pH, nos dois períodos avaliados (chuvoso e seco). A variável

profundidade dos riachos não diferiu entre os diferentes habitats ( $F = 0,731$ ,  $p\text{-valor} = 0,492$ ). Com relação à existência de mudança nos parâmetros em função da sazonalidade de precipitação, observou-se que, no período de maior concentração de chuvas, a temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) foi  $2,38^{\circ}\text{C}$  mais baixa, quando comparada com o período seco, e houve aumento nos níveis de Condutividade Elétrica (CE) e Sólido Totais Dissolvidos (SLD) (Figura 4). Já a concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) se manteve inalterada entre os diferentes habitats no período chuvoso, com aumento no habitat ASF no período seco.

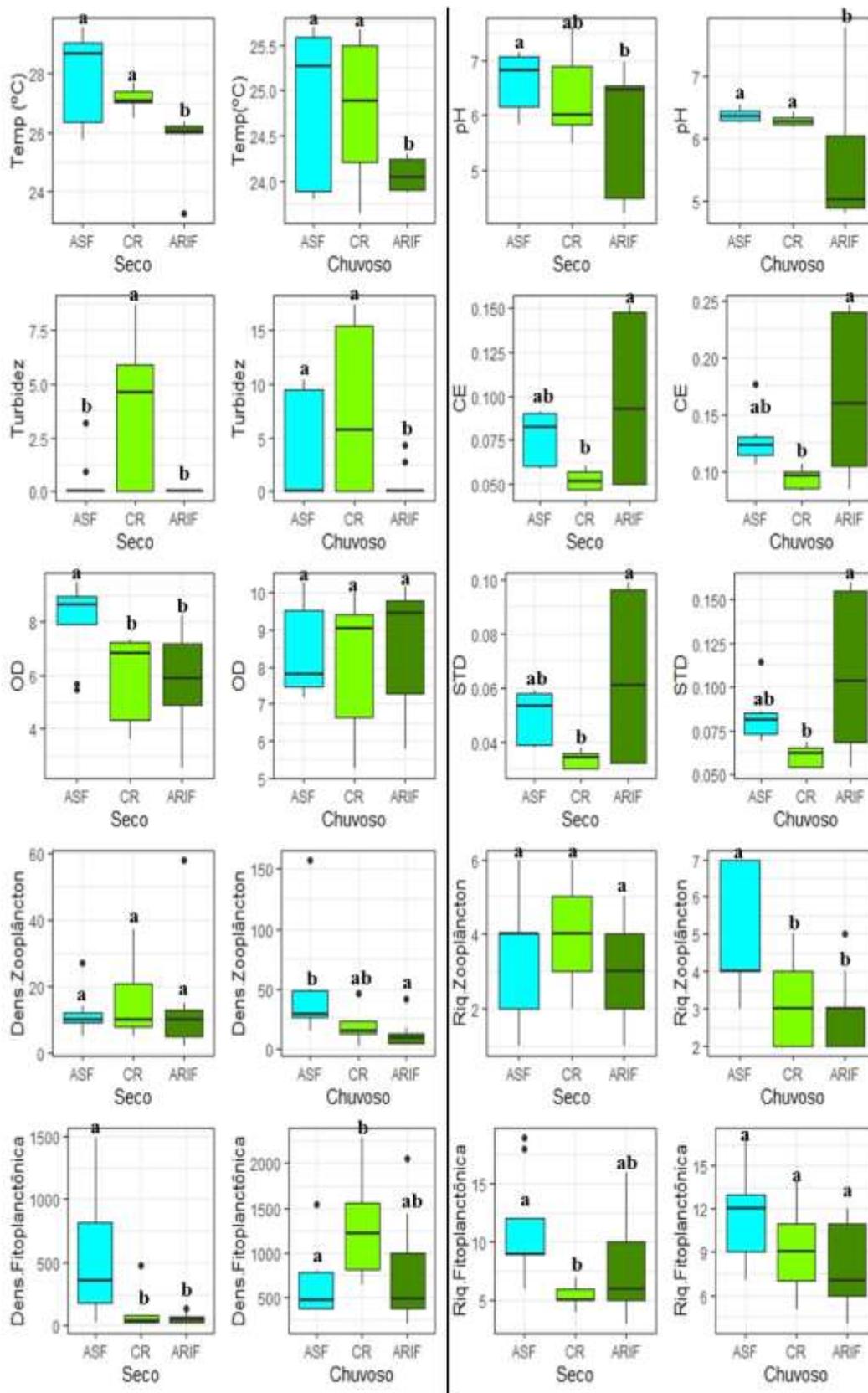
Com relação aos parâmetros biológicos, foi possível identificar para a comunidade de fitoplâncton 115 espécies, distribuídas em 31 famílias. No período chuvoso, o habitat CR apresentou a maior densidade de fitoplâncton e no período seco não houve diferença entre habitats. O habitat ASF se destacou apresentando a maior riqueza de fitoplâncton nos dois períodos analisados (chuvoso e seco). Para mais detalhes, ver o **Apêndice 6**, com as espécies identificadas nos diferentes habitats e em função dos períodos do ano. Com relação à comunidade zooplanctônica, foram registrados três grandes grupos (**Apêndice 7**). Em média, no período chuvoso, a densidade e riqueza de zooplâncton foram maiores na ASF. Já no período seco, não houve diferença na densidade e riqueza de zooplâncton entre os habitats (Figura 4).

**Tabela 3.** Valores dos parâmetros de qualidade hídrica (média  $\pm$  desvio padrão) para os diferentes habitats (ARIF, ASF e CR) e em função da sazonalidade de precipitação (chuvoso e seco), para a Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Habitats	Estação anual	Prof. (m)	Temp (°C)	pH	CE (Ms/Cm)	TU (NTU)	OD (mg/L)	STD (g/L)	Dens. Zoop (ind. m <sup>3</sup> )	Riq. Zoop	Dens. fitoplâncton (ind. mL <sup>-1</sup> )	Riq. fitoplâncton
ARIF		0,63	26,23( $\pm$ 5,12)	4,43( $\pm$ 2,10)	0,15( $\pm$ 0,38)	0,00( $\pm$ 0,00)	7,67( $\pm$ 2,77)	0,09( $\pm$ 0,31)	4,0( $\pm$ 1,73)	2,0( $\pm$ 0,57)	34,6( $\pm$ 31,3)	9,33( $\pm$ 6,51)
		0,31	25,98( $\pm$ 5,09)	6,52( $\pm$ 2,55)	0,04( $\pm$ 0,22)	0,00( $\pm$ 0,00)	5,33( $\pm$ 2,30)	0,03( $\pm$ 0,18)	11( $\pm$ 1,52)	3,0( $\pm$ 0,57)	75,6( $\pm$ 55,1)	6,33( $\pm$ 3,21)
		0,23	25,17( $\pm$ 5,01)	6,00( $\pm$ 2,43)	0,09( $\pm$ 0,31)	0,00( $\pm$ 0,00)	4,40( $\pm$ 2,09)	0,06( $\pm$ 0,25)	27( $\pm$ 26,72)	4,0( $\pm$ 1,73)	62,0( $\pm$ 39,9)	8,67( $\pm$ 4,62)
CR	Seco	0,37	26,81( $\pm$ 5,17)	7,25( $\pm$ 2,69)	0,05( $\pm$ 0,23)	7,16( $\pm$ 2,67)	7,28( $\pm$ 2,69)	0,03( $\pm$ 0,19)	8,0( $\pm$ 3,00)	2,0( $\pm$ 0,57)	213,1( $\pm$ 227)	6,0( $\pm$ 1,00)
		0,40	27,36( $\pm$ 5,23)	5,88( $\pm$ 2,42)	0,04( $\pm$ 0,21)	0,00( $\pm$ 0,00)	6,77( $\pm$ 2,60)	0,03( $\pm$ 0,17)	9,0( $\pm$ 1,52)	4,0( $\pm$ 0,57)	34,8( $\pm$ 10,9)	6,0( $\pm$ 1,00)
		0,13	27,24( $\pm$ 5,21)	5,87( $\pm$ 2,42)	0,05( $\pm$ 0,23)	4,83( $\pm$ 2,19)	3,87( $\pm$ 1,97)	0,03( $\pm$ 0,19)	28( $\pm$ 8,08)	5,0( $\pm$ 0,57)	31,0( $\pm$ 16,8)	4,67( $\pm$ 0,58)
ASF		0,32	26,03( $\pm$ 5,10)	6,77( $\pm$ 2,60)	0,08( $\pm$ 0,28)	1,06( $\pm$ 1,03)	6,36( $\pm$ 2,52)	0,05( $\pm$ 0,23)	18( $\pm$ 8,14)	5,0( $\pm$ 1,15)	673,4( $\pm$ 714)	11,67( $\pm$ 5,51)
		0,53	28,65( $\pm$ 5,35)	7,12( $\pm$ 2,66)	0,09( $\pm$ 0,30)	0,30( $\pm$ 0,54)	9,29( $\pm$ 3,04)	0,05( $\pm$ 0,24)	9,0( $\pm$ 2,00)	2,0( $\pm$ 0,57)	755,5( $\pm$ 677,6)	12,33( $\pm$ 5,77)
		0,22	29,33( $\pm$ 5,41)	5,98( $\pm$ 2,44)	0,05( $\pm$ 0,24)	0,00( $\pm$ 0,00)	8,60( $\pm$ 2,93)	0,03( $\pm$ 0,20)	8,0( $\pm$ 2,64)	2,0( $\pm$ 1,00)	228,2( $\pm$ 228)	9,33( $\pm$ 3,06)
ARIF		0,63	24,24( $\pm$ 4,92)	4,83( $\pm$ 2,19)	0,24( $\pm$ 0,49)	0,00( $\pm$ 0,00)	9,83( $\pm$ 3,13)	0,15( $\pm$ 0,40)	12( $\pm$ 4,16)	3,0( $\pm$ 1,73)	367,4( $\pm$ 128,4)	6,67( $\pm$ 2,52)
		0,31	23,90( $\pm$ 4,88)	6,05( $\pm$ 2,46)	0,09( $\pm$ 0,30)	2,33( $\pm$ 1,52)	8,87( $\pm$ 2,97)	0,05( $\pm$ 0,24)	4,0( $\pm$ 0,57)	2,0( $\pm$ 0,57)	1495,5( $\pm$ 536)	9,0( $\pm$ 3,46)
		0,23	24,07( $\pm$ 4,90)	6,00( $\pm$ 2,43)	0,15( $\pm$ 0,39)	0,00( $\pm$ 0,00)	7,20( $\pm$ 2,68)	0,10( $\pm$ 0,32)	21( $\pm$ 18,35)	3,0( $\pm$ 0,57)	419,3( $\pm$ 193,5)	8,33( $\pm$ 3,21)
CR	chuvoso	0,37	24,81( $\pm$ 4,98)	6,37( $\pm$ 2,52)	0,10( $\pm$ 0,31)	16,46( $\pm$ 4,05)	9,32( $\pm$ 3,05)	0,06( $\pm$ 0,26)	16( $\pm$ 2,30)	3,0( $\pm$ 1,00)	1120,7( $\pm$ 425,1)	10,0( $\pm$ 4,58)
		0,40	25,59( $\pm$ 5,05)	6,24( $\pm$ 2,49)	0,08( $\pm$ 0,28)	0,00( $\pm$ 0,00)	7,62( $\pm$ 2,76)	0,05( $\pm$ 0,23)	7,0( $\pm$ 5,56)	2,0( $\pm$ 0,57)	1714,5( $\pm$ 578,9)	9,0( $\pm$ 0,00)
		0,13	23,92( $\pm$ 4,89)	6,22( $\pm$ 2,49)	0,09( $\pm$ 0,31)	3,93( $\pm$ 1,93)	7,07( $\pm$ 2,66)	0,06( $\pm$ 0,25)	38( $\pm$ 13,27)	4,0( $\pm$ 1,00)	1005,7( $\pm$ 486,1)	8,33( $\pm$ 2,31)
ASF		0,32	25,35( $\pm$ 5,03)	6,34( $\pm$ 2,51)	0,12( $\pm$ 0,35)	0,00( $\pm$ 0,00)	8,42( $\pm$ 2,90)	0,08( $\pm$ 0,28)	31( $\pm$ 17,78)	5,0( $\pm$ 2,08)	901,8( $\pm$ 594)	14,33( $\pm$ 2,31)

0,53	23,84(±4,88)	6,44(±2,53)	0,14(±0,38)	0,00(±0,00)	8,50(±2,91)	0,09(±0,31)	79(±69,42)	4,0(±0,57)	419,3(±63,3)	9,67(±2,08)
0,22	25,61(±5,06)	6,34(±2,51)	0,10(±0,33)	9,95(±3,15)	8,05(±2,83)	0,07(±0,26)	26(±8,02)	6,0(±1,73)	545,5(±216,7)	10,0(±3,00)

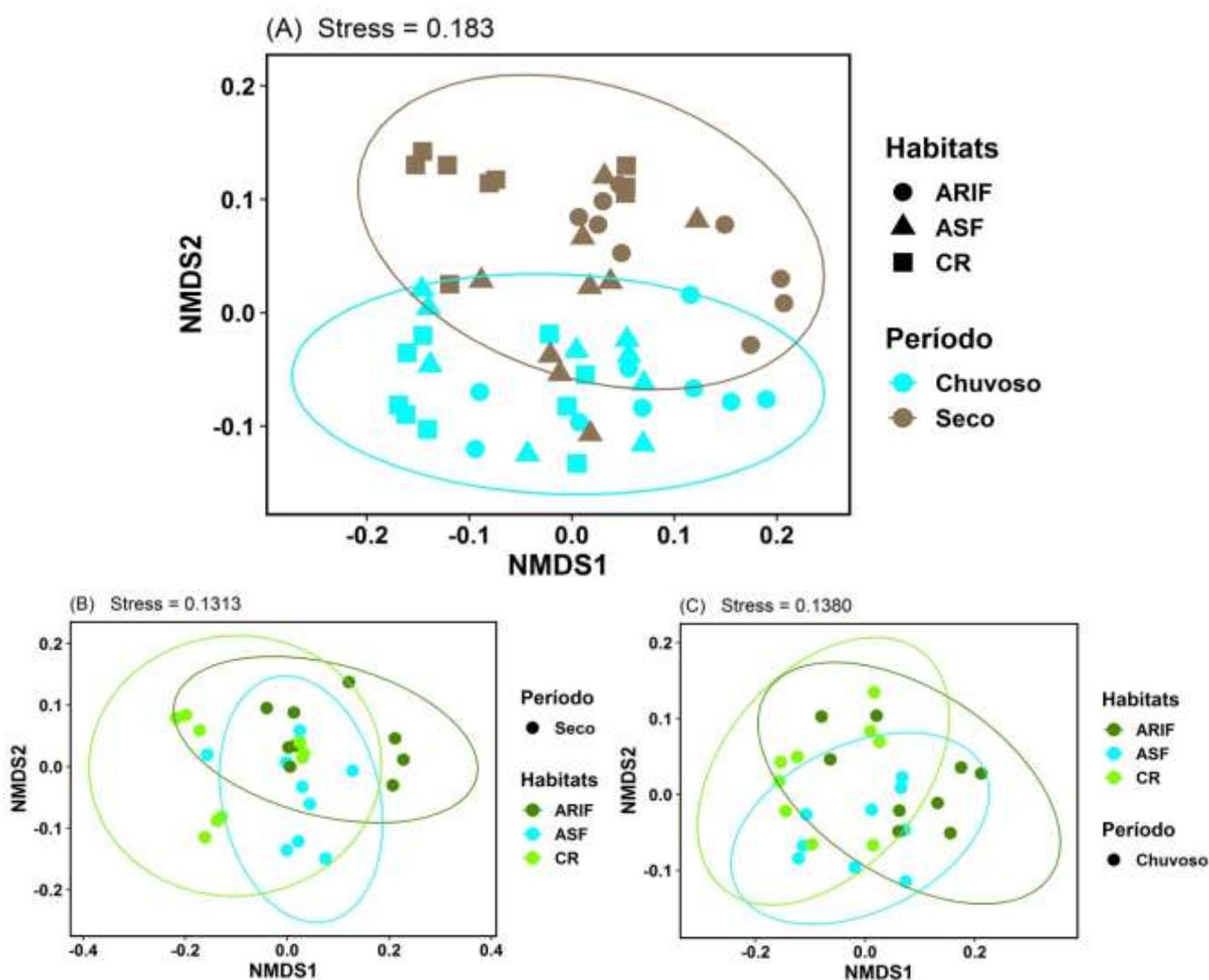
**Em que:** ARIF = área ripária no interior dos fragmentos; CR = corredores ripários; ASF = Área sem floresta; Prof = profundidade do rio; Temp = temperatura; pH = Potencial hidrogeniônico; CE = condutividade elétrica; TU = turbidez; OD = Oxigênio dissolvido; STD = sólidos totais dissolvidos; e Zoop = Zooplâncton



**Figura 4.** Comparação dos parâmetros de qualidade hídrica entre os diferentes habitats (ASF, CR e ARIF) no período chuvoso e seco, na Usina São José, Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

### 3.3. INFLUÊNCIA DAS FLORESTAS RIPÁRIAS E DA SAZONALIDADE DE PRECIPITAÇÃO NA QUALIDADE HÍDRICA

Por meio do teste de permutação (PERMANOVA), foi possível confirmar as diferenças nos parâmetros de qualidade hídrica (físico-químicos e biológicos), em função da sazonalidade de precipitação ( $F = 33.828$ ;  $p\text{-valor} = 0.001^{***}$ ) e entre os diferentes habitats (ASF, CR e ARIF), nos período seco ( $F = 5.624$ ;  $p\text{-valor} = 0.003^{**}$ ) e chuvoso ( $F = 4.382$ ;  $p\text{-valor} = 0.014^*$ ), como é possível observar no gráfico resultante do NMDS (Figura 5).



**Figura 5.** Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) plotada com os dados dos parâmetros de qualidade hídrica, em função do período de sazonalidade de precipitação (A) e separadamente entre os diferentes habitats (ASF, CR e ARIF), no período seco e chuvoso (B e C), localizados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ASF = Área sem floresta; CR = corredores ripários; e ARIF = área ripária no interior dos fragmentos.

#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que a cobertura florestal nas zonas ripárias, principalmente no interior dos fragmentos (ARIF), proporciona influência direta na qualidade do serviço ambiental hídrico. A vegetação foi um importante componente no microclima, nos dois períodos analisados (seco e chuvoso), com diminuição da temperatura em até 2,38°C, no período de maior precipitação. As florestas nesses ambientes ripários apresentam árvores de grande porte e um dossel com grande capacidade para filtrar a radiação ultravioleta e manter o microclima florestal. Essas florestas ainda desempenham importantes funções ambientais, apresentando altos estoques de biomassa acima do solo (até 400 Mg ha<sup>-1</sup>) e contribuindo para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas previstas para o século XXI (GONZALEZ et al., 2014; IPCC, 2015; RIEGER et al., 2016; DYBALA et al., 2018).

Além da alta produtividade e capacidade de estoque de carbono na biomassa, as florestas ripárias protegem os corpos hídricos na bacia hidrográfica a qual está inserida, atuando como barreira física, mantendo a turbidez com baixos valores, independentemente da estação do ano (Figura 4). É notável, por exemplo, o aumento nos valores de turbidez no período de maior ocorrência de chuvas e nos riachos sem a presença de cobertura florestal. No entanto, todos os valores ficaram abaixo do limite máximo permitido (Turbidez  $\leq$  40 NTU), de acordo com o CONAMA.

As florestas ripárias regulam o fluxo de energia, filtram nutrientes e retêm os sedimentos trazidos pelo escoamento superficial para os corpos d'água adjacentes, reduzindo, de forma significativa, a possibilidade de assoreamento e a contaminação dos rios, além de evitar a perda da diversidade biológica terrestre e aquática (LECERF et al., 2016; MELO et al., 2017). Todavia, a supressão das florestas ripárias, para uso agrícolas ou urbanização, tem sido cada vez mais frequentes nas últimas décadas, causando influência direta nos componentes do ciclo hidrológico (infiltração e evapotranspiração), na alteração do pH e da condutividade elétrica (CE), bem como, na concentração de diferentes íons relevantes para muitos processos biogeoquímicos da água (ÁLVAREZ-CABRIA et al., 2016). Essas alterações tendem a ser mais frequentes e maiores, de acordo com o período de maior precipitação, conforme demonstrado no presente estudo (Figura 4).

De acordo com Bortoletto et al. (2015), o fator sazonalidade exerce influência significativa na turbidez, com aumento significativo do parâmetro no período chuvoso, durante o qual há um maior transporte de sedimentos para os rios. Em áreas com ocorrência de práticas agrícolas ou solo exposto, o escoamento superficial aumenta e mais sedimentos ou

parte dos fertilizantes usados nas culturas são carregados para os cursos d'água, causando a deterioração da qualidade hídrica e perda de biodiversidade aquática (TRAN et al., 2010; DENG et al., 2015; ÁLVAREZ-CABRIA et al., 2016).

No presente estudo, verificou-se que nos riachos sem presença de cobertura florestal (ASF), além do aumento significativo na temperatura e na turbidez, o pH da água também aumentou. Em contraste, nos riachos, no interior dos fragmentos, observou-se uma menor temperatura da água e do pH e a turbidez igual a zero (Figura 4). A variável pH é um importante parâmetro na avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos, porém, é de difícil interpretação pela quantidade de fatores que podem alterá-lo (ESTEVES, 2011). Para o pH da água, as normas do CONAMA (BRASIL 2005) estabelecem uma variação de 6,0 a 9,0 para águas doces. Nos riachos com presença de vegetação, o pH foi de 6,0 (ARIF) e 6,30 para o CR. O habitat sem cobertura florestal (ASF) apresentou o maior valor de pH (6,5).

O oxigênio dissolvido (OD) variou conforme a sazonalidade de precipitação (figura 4), porém, no período com maior ocorrência de chuvas, não houve diferença entre os habitats, com média de 8,63 mg L<sup>-1</sup>, para o ARIF, 8,00 mg L<sup>-1</sup> (CR) e 8,32 mgL<sup>-1</sup>, na ASF. No período seco, os valores médios de OD foram menores, quando comparados ao período chuvoso com os habitats CR e ARIF, apresentando as menores médias em torno de 6,00 mg L<sup>-1</sup>, para ambos. No entanto, vale ressaltar que os valores atendem aos padrões estabelecidos pelo CONAMA para a Classe 1 (OD ≥ 6 mgL<sup>-1</sup>). O menor valor de OD no período seco pode estar relacionado à presença de compostos orgânicos ocasionados pelo uso de fertilizantes nas áreas agrícolas adjacentes (CRUZ et al 2019).

O valor médio dos sólidos totais dissolvidos (STD) para todos os habitats foi de 0,062 g L<sup>-1</sup> (ou 61,7 mg L<sup>-1</sup>), variando conforme a sazonalidade de precipitação, com aumento no período de maior ocorrência de chuvas e no habitat ARIF, onde se observou uma maior variação nos valores, diferindo dos demais habitats (Figura 4). Comportamento semelhante foi observado para a condutividade elétrica (CE), que possui correlação direta com o STD, não apresentando teor excessivo de sal e valores de acordo com a resolução 357/2005 (BRASIL, 2005). A CE é um parâmetro que pode mostrar modificações na composição dos corpos d'água e determinar o estado e a qualidade de água (DI BLASI et al., 2013). Os fatores que influenciam a CE e STD podem ser: formação geológica, drenagem de sistemas de irrigação e escoamento superficial de áreas agrícolas, inundação natural e condições climáticas, mas especificamente, a precipitação (ESTEVES, 2011; PIRATOBA et al., 2017).

Com relação aos parâmetros biológicos (zooplâncton e fitoplâncton), notou-se que, em média, no período chuvoso, a densidade e riqueza de zooplâncton foram maiores na ASF. Já

no período seco, não houve diferença na densidade e riqueza de zooplâncton entre os habitats (Figura 4). A maior densidade e riqueza de zooplâncton verificada para o habitat ASF pode estar relacionada com a maior temperatura e pH nesses ambientes, além da maior quantidade de matéria orgânica de origem antrópica, por conta da proximidade com áreas de produção agrícola (GAZONATO NETO et al., 2014; CALIJURI et al., 2015). Tal alteração na temperatura, no pH e na quantidade de matéria orgânica no corpo d'água costuma causar profundas mudanças na estrutura das comunidades de plâncton, com alterações na riqueza de espécies, densidade, abundância, entre outras características (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2005; GAZONATO NETO et al., 2014). Por essa razão, os organismos zooplanctônicos são considerados bioindicadores da qualidade da água e do grau de poluição, pois são fortemente influenciados e sensíveis a mudanças ambientais, respondendo rapidamente a alternâncias na qualidade da água (SILVA 2011; ESKINAZI-SANTANNA et al., 2013).

A comunidade de fitoplâncton também responde de forma sensível às mudanças no ambiente hídrico e, por isso, é também considerada bioindicadora da qualidade hídrica (GUENTHER et al., 2015; PARMAR et al., 2016). Alguns fatores estão diretamente relacionados com a dinâmica desses organismos, como a concentração de nutrientes, matéria orgânica de origem antrópica, herbicidas, temperatura, luz, pH, CO<sub>2</sub>, condutividade e pressão de herbivoria exercida pelo zooplâncton (HEISLER et al., 2008; CALIJURI et al., 2015; SMEDBOL et al., 2017). Além desses, períodos sazonais podem apresentar papel significativo na estrutura da comunidade, em termos de densidade, e o tipo de cobertura vegetal pode influenciar diretamente a riqueza de espécies. Este estudo revelou que, no período chuvoso, o habitat CR apresentou a maior densidade de fitoplâncton e, no período seco, não houve diferença entre os habitats.

Por outro lado, o habitat ASF se destacou apresentando a maior riqueza de fitoplâncton nos dois períodos analisados (chuvoso e seco). O aumento da riqueza de fitoplâncton nos riachos sem a presença de cobertura florestal pode estar ligada ao aumento da incidência de luz, associado ao provável *input* de nutrientes da área agrícola adjacente e o pH ideal para o aumento da biomassa de fitoplâncton (RAI; GUPTA et al., 2017; IASIMONE et al., 2018). Estudos revelam que a ausência de floresta ripária pode resultar no aumento de espécies, principalmente aquelas oportunistas, em detrimento da perda das populações ou espécies de hábitos mais especializados (ZHU, 2015; BOJSEN; BARRIGA, 2002; GROWNS et al. 2003).

## 5. CONCLUSÃO

Com base nos resultados dos parâmetros físico-químicos e biológicos utilizados para avaliar a qualidade da água na paisagem em estudo, confirmamos que a sazonalidade de precipitação influencia na qualidade hídrica dos riachos na seguinte ordem: ASF > CR > ARIF. Já a presença de cobertura florestal em ambientes ripários influencia positivamente a qualidade hídrica dos riachos, seguindo a ordem: ARIF > CR > ASF.

Dessa forma, enfatiza-se a necessidade de se proteger a integridade das florestas ripárias, embasado na premissa de proteção e manutenção dos serviços hídricos para a vida terrestre e aquática, bem como pelo seu potencial como reservatórios de biomassa e por manter diversas espécies da flora.

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, por meio do Programa de Doutorado em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE. Agradecemos à administração da Usina São José; MA Chagas e o Sr. Lenilson, pela assistência de campo; e ao Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVE) e ao Laboratório de Ecologia do Plâncton (LEPLANC) da Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE, por toda assistência nas coletas e análises.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEL, M. N. et al. Structure, composition and regeneration of riparian forest along an altitudinal gradient in northern Iran, **Folia Geobot**, v. 53, p. 63–75, 2018.

ALLMENDINGER, N. E. et al. The influence of riparian vegetation on stream width eastern Pennsylvania, USA. **Geological Society of America Bulletin**. 117, 229–243, 2005.

ÁLVAREZ-CABRIA, M. et al. Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors, **Science of the Total Environment**, p. 152–162, 2016. DOI:10.1016/j.scitotenv.2015.12.109.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). Wiley Stats Ref: **Statistics Reference Online**, p. 1–15, 2017. DOI:10.1002/9781118445112.stat07841.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. São Carlos, RiMa, 2006.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 2246-2260, 2002.

BORTOLETTO, E.C. et al. Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 75, n. 4, p. 725–735, 2015.

BRASIL, Federal Law n. 12.651, May 25th, 2012. **Código Florestal Brasileiro**. Gazette [of] Federative Republic of Brazil, Executive Power, Brasília, May 5th, 2012. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Brasília: Gráfica e Editora Itamarati, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>.

BU, H. et al. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 41, p. 187-197, 2014.

BURTON, M. L. et al. Riparian woody diversity and forest structure along an urban-rural gradient. **Urban Ecosystems**, v. 8, p. 93-106, 2005.

BYNG, J. W. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1–20, 2016. DOI:10.1111/boj.12385.

CALIJURI, M.L. et al. Impact of land use/land cover changes on water quality and hydrological behavior of an agricultural subwatershed, **Environmental Earth Sciences**, p. 1-10, 2015. DOI 10.1007/s12665-015-4550-0.

CAPON, S. J. et al. Riparian ecosystems in the 21st century: Hotspots for climate change adaptation? **Ecosystems**, v. 16, p. 359–381, 2013.

CORBACHO, C. et al. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. Agriculture, **Ecosystems and Environment**, v. 95, p. 495-507, 2003.

CORNELLI, R. et al. Análise da Influência do Uso e Ocupação do Solo na Qualidade da Água de Duas Sub-Bacias Hidrográficas do Município de Caxias do Sul, **Scientia Cum Industria**, v. 4, p. 1-14, 2016. DOI: 10.18226/23185279.v4iss1p1.

CPRH (Companhia Pernambucana do Meio Ambiente) **Diagnóstico socioambiental do litoral Norte de Pernambuco**. CPRH, Recife, 214p, 2003.

CRUZ, M.A.S. et al. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil, **Environmental Earth Sciences**, v. 78, p. 1-11, 2019. DOI: 10.1007/s12665-019-8087-5.

DALA-CORTE, R. B. et al. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**. v. 57, p. 1391–1402, 2020.

DE PAULA, F. R. et al. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1181-1191, 2017.

DENG, Z. et al. Simulation of land use/land cover change and its effects on the hydrological characteristics of the upper reaches of the Hanjiang Basin. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, p. 1119–1132, 2015.

DI BLASI, P. J. I. et al. Analysis and detection of outliers in water quality parameters from ‘different automated monitoring stations in the Miño river basin (NW Spain). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 60–66, 2013. DOI:10.1016/j.ecoleng.2013.07.054.

DINIZ, L.P. et al. Distribution of planktonic microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) in lentic and lotic environments from the semiarid region in northeastern Brazil, **Iheringia**, v. 110, p. 1-12, 2020. DOI: 10.1590/1678-4766e2020002.

DYBALA, K. E. et al. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis, **Global Change Biology**. v. 25, p. 57–67, 2018.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil**. Brasília, Universo. 155p, 1997.

ESKINAZI-SANTANNA, E.M. et al. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Biology**. v. 73, p. 37–52, 2013. DOI:10.1590/S1519-69842013000100006.

ESTEVES, F. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: **Interciência**, 826 p. 2011.

FERNANDES, J. F. et al. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia**. v. 724, p. 175–185, 2014.

FONSÊCA, N. C. et al. Can fallen trees enhance aboveground biomass estimation? A proposal for the Brazilian Atlantic Forest. **Revista de Biologia Tropical**, v. 68, p. 1284-1297, 2020. DOI:10.15517/RBT.V68I4.41299.

FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; REVIERS, B.; PRADO, J.F. RÉZIG, S.H. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Artmed Editora, 332 p, 2010.

GADELHA NETO, P. C. et al. **Manual de Procedimentos para Herbário**. In: Ariane Luna Peixoto & Leonor Costa Maia. (Org.). **Manual de Procedimentos para Herbário**. 1ªed.Recife: Editora Universitária da UFPE, 2013, v. 1, p. 1-95.

GAZONATO NETO, A.J. et al. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. **Biota Neotropica**. v. 14, p. 1-12, 2014. DOI:10.1590/1676-06032014001814.

GONZALEZ, P. et al. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 312, p. 78–91, 2014. DOI:10.1016/j.foreco.2013.10.019.

GRAEFF, V. et al. Assessment of a subtropical riparian forest focusing on botanical, meteorological, ecological characterization and chemical analysis of rainwater, **Revista Ambiente & Água**, v. 13, p. 1-16, 2018.

GREET, J. et al. More exotic and fewer native plant species: riverine vegetation patterns associated with altered seasonal flow patterns. **River Research and Applications**, v. 29, p. 686–706, 2013.

GROWNS, I. et al. comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury–Nepean river system. **Fisheries Management & Ecology**, v. 10, p. 209-220, 2003.

GUENTHER, M. et al. Eutrophication effects on phytoplankton size-fractionated biomass and production at a tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**. v. 91, p. 537-547, 2015.

GUTIERREZ, I.; BECERRA, P. Composition, diversity and vegetation structure of riparian forests in south-central Chile, **Bosque**, v. 39, p. 239-253, 2018.

HEISLER, J. et al. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. **Harmful Algae**, v. 8, p. 3–13, 2008.

HUANG, Z. et al. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China Environ. **Environmental Science and Pollution Research**,. v. 23, p. 3943-3955, 2016. DOI: 10.1007/s11356-015-5874-8

IASIMONE, F. et al. Effect of light intensity and nutrient supply on microalgae cultivated in urban wastewater: Biomass production, lipids accumulation and settleability characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 1078-1085, 2018. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.07.024.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências 1**, 2ª edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro. 2012.

IPCC. **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Ed.)]. Geneva, Switzerland, 2015.

KOSTE, W. Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeirdnung Monogononta. Berlin: **Gebriider Bernträger**, 673p, 1978.

KUGLEROVÁ, L. et al. Towards optimizing riparian buffer zones: ecological and biogeochemical implications for forest management. **Forest Ecology and Management**. v. 334, p. 74-84, 2014.

LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 1725–1745, 2016. DOI:10.1007/510980-016-0358-x.

LECERF, A. et al. Riparian overstory–understory interactions and their potential implications for forest-stream linkages. **Forest Ecology and Managemet**, v. 367, p. 112–119, 2016.

LEWIS, S. L. et al. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, p. 827–832, 2015.

LI, S. et al. Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, p. 317-324, 2009.

LIÉBAULT, F. et al. Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. **River Research and Applications**. v. 21, p. 739–756, 2005.

LIN, Z. J. et al. Hydrologic and water-quality impact of agricultural land use changes incurred from bioenergy policies, **Journal of Hydrology**., v. 525 , p. 429-440, 2015.

LOWICKI, D. Prediction of flowing water pollution on the basis of landscape metrics as a tool supporting delimitation of nitrate vulnerable zones. **Ecological Indicators**. v. 23, p. 27–33. 2012. DOI:10.1016/j.ecolind.2012.03.004.

MALACRINÒ, A. et al. Biological invasions alter environmental microbiomes: A meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 15, p. 1-12 2020: DOI: 10.1371/journal.pone.0240996.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 542, p. 367–378, 2005. DOI:10.1007/s10750-004-9461-0.

MCTAMMANY, M. E. et al. Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture. **Journal of the North American Benthological Society**. Soc. v. 26, p. 532–545, 2007.

MELLO, K. et al. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds, **Ecological Engineering**, v. 108, p. 514-524, 2017.

MÉNDEZ-TORIBIO, M. et al. Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. **Plant Ecology**, v. 215, p. 285-296, 2014.

MENEZES, J.P.C. et al. Relationship between patterns of use and occupation of soil and water quality in an urban watershed, **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 21, p. 519-534, 2016. DOI: 10.1590/S1413-41522016145405.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n.1, p. 1-5, 2010.

MITRA, S. et al. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock, **Current Science**, v, 88, n, 1, 2005.

MORESCO, C.; BUENO, N.C. Scenedesmaceae (Chlorophyceae – Chlorococcales) de um lago artificial urbano: *Desmodesmus* e *Scenedesmus*. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**. v. 29, p. 289-296, 2007.

MORI, G. B. et al. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**. v. 51, p. 11–21, 2015.

PARMAR, T.K. et al. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, v. 9, p. 110–118, 2016.

PERBICHE-NEVES, G. et al. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). **ZooKeys**, v. 497, p. 1-111, 2015.

PIATEK, K. B. et al. Spatial and temporal dynamics of stream in a forested watershed. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 13, p. 423-439, 2009.

PIRATOBA, A. R. A. et al. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12. p. 1-22, 2017. DOI:10.4136/1980-993X.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2020. Retrieved from [https:// www.r-project.org](https://www.r-project.org).

RAI, M. P.; GUPTA, S. Effect of media composition and light supply on biomass, lipid content and fame profile for quality biofuel production from *Scenedesmus abundans*. **Energy Conversion and Management**, v. 141, p. 85-92, 2017. DOI: 10.1016/j.enconman.2016.05.018

RICHARDSON, D. M. et al. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 126-139, 2007.

RIEGER, I. et al. A novel dendrochronological approach reveals drivers of carbon sequestration in tree species of riparian forests across spatiotemporal scales, **Science of the Total Environment**, p. 1-15, 2016.

ROSOT, M. A. D. et al. Riparian forest corridors: A prioritization analysis to the Landscape Sample Units of the Brazilian National Forest Inventory, **Ecological Indicators**, v. 93, p. 501–511, 2018.

SANT'ANNA, C. et al. **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras. São Paulo.** Instituto de Botânica, 2012. Disponível em: <http://www.santoandre.sp.gov.br/pesquisa/ebooks/342359.pdf>.

SCHINEGGER, R. et al. Multiple human pressures and their spatial patterns in European running waters. **Water and Environment Journal**, v. 26, p. 261–273, 2012.

SILVA, S. et al. Demanda hídrica da cana-de-açúcar irrigada por gotejamento nos tabuleiros costeiros de Alagoas, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, p. 849–856, 2015. DOI:10.1590/1807-1929/agriambi.v19n9p849-856.

SILVA, W.M. Potential use of Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) as trophic state indicators in tropical reservoirs. **Oecologia**, v. 15, p. 511–521, 2011. DOI:10.4257/oeco.2011.1503.06.

SINHA, T. et al. Decomposition of sources of errors in monthly to seasonal streamflow forecasts in a rainfall-runoff regime. **Journal of Hydrometeorology**. v. 15, p. 2470–2483, 2014. DOI:10.1175/JHM-D-13-0155.1.

SMEDBOL, E. et al. Effects of low concentrations of glyphosate-based herbicide factor 540® on an agricultural stream freshwater phytoplankton community. **Chemosphere**, v. 192, p. 133-141, 2018.

SUTFIN, N. A. et al. Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems, **Earth Surface Processes and Landforms**, v, 41, p. 38–60, 2016.

TANIWAKI, R. H. et al. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the Total Environment**. p. 339-347, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.150

TRAN, C. P. et al. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). **Ecological Indicators**, v. 10, p. 727-733, 2010.

TRINDADE, M. B. et al. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent Changes and Implications for Conservation, **Bioremediation, Biodiversity & Bioavailability**, v. 2, p. 5-13, 2008.

ZHU, L. Microalgal culture strategies for biofuel production: A review. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 9, p. 801-814, 2015. DOI: 10.1002/bbb.1576

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pesquisadores em ecologia de florestas têm buscado, globalmente, entender como a nova configuração das florestas, decorrente dos processos de redução e fragmentação, impacta a biodiversidade e a capacidade dos ecossistemas florestais de fornecer continuamente os serviços essenciais para a manutenção das funções ecológicas e do bem-estar humano. A presente pesquisa traz informações que permite o avanço na compreensão da biodiversidade e o funcionamento para a Floresta Atlântica. Verificou-se que, apesar da frequente pressão antrópica que o bioma vem sofrendo, fragmentos florestais remanescentes apresentam grande potencial em armazenar carbono nos diferentes compartimentos.

Em nível do bioma, a revisão e análise realizadas mostraram que biomassa acima do solo é o compartimento responsável pela maior fração do carbono armazenado nas florestas (95%) e é o mais comumente estudado. Revela-se que, apesar da aceitação por pesquisadores de que as características estruturais estudadas, como altitude e tamanho dos fragmentos, possuem relação direta com o estoque de carbono, não foram observadas evidências desse padrão para a escala da Floresta Atlântica, com exceção da variável climática precipitação média anual, que influencia de forma positiva o armazenamento de carbono pelas florestas.

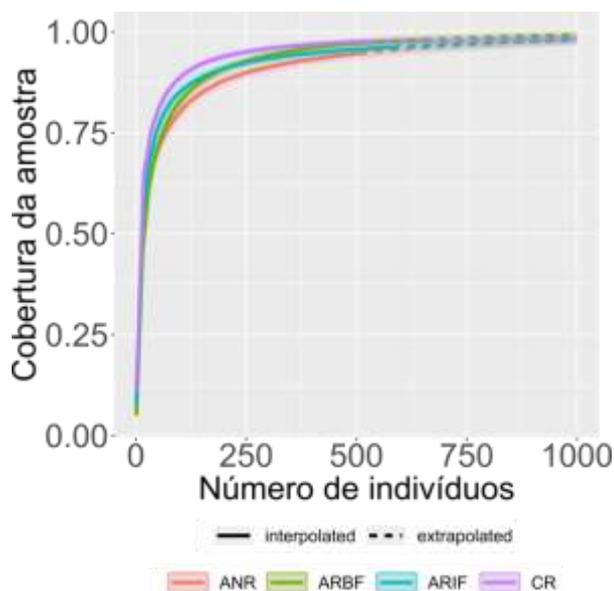
Em nível da paisagem, os estudos mostraram que as florestas ripárias apresentam uma menor riqueza de espécies, quando comparadas aos habitats não ripários. É sugerido, neste caso, priorizar os habitats ripários e, na necessidade de restaurar, é aconselhável a reintrodução de espécies com alto potencial de armazenamento de carbono (espécies de triplo ganho), por estarem diretamente relacionadas ao estoque de carbono e à manutenção da qualidade hídrica. O estudo revelou que as características estudadas de tamanho, idade, habitat, tipo e forma dos fragmentos não apresentaram relação com o carbono armazenado nos fragmentos florestais inseridos na paisagem, mas apenas a condição ripária foi positivamente relacionada ao estoque de carbono, sendo consideradas áreas prioritárias para as políticas de conservação focadas em proteger florestas com alto estoque de carbono. Além disso, as florestas ripárias são essenciais para a proteção e manutenção da qualidade hídrica, o que reforça ainda mais a necessidade de conservar a integridade destas florestas, embasado na premissa de proteção e manutenção dos serviços ambientais hídricos para a vida terrestre e aquática, bem como para a manutenção das funções dos ecossistemas, especialmente as condições climáticas.

## APÊNDICES

### APÊNDICE 1. Teste de normalidade e homogeneidade de variância

<b>Carbono na biomassa</b>
<b>Shapiro-Wilk normality test</b>
data: resid(anova)
W = 0.92016, p-value = 0.07661
<b>Fligner-Killeen test of homogeneity of variances</b>
data: Carbon by Idade
Fligner-Killeen:med chi-squared = 0.08403, df = 1, p-value = 0.7719
<b>Carbon na necromassa</b>
<b>Shapiro-Wilk normality test</b>
data: resid(anova)
W = 0.91016, p-value = 0.060
<b>Fligner-Killeen test of homogeneity of variances</b>
data: Carbon by Compartment
Fligner-Killeen:med chi-squared = 0.040521, df = 1, p-value = 0.8405

**APÊNDICE 2.** Análise da intensidade de cobertura amostral com base no número de indivíduos mensurados nos três habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF) localizados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.



**APÊNDICE 3.** Espécies e famílias registradas e seus respectivos valores de abundância e estoque de biomassa e carbono nos quatro habitats (ANR, CR, ARBF e ARIF), Usina São José, Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Família/Espécies	Habitats				Estoque	
	ANR	CR	ARBF	ARIF	Biomassa (Mg)	Carbono (Mg)
<b>Anacardiaceae</b>	<b>124</b>	<b>26</b>	<b>38</b>	<b>32</b>	<b>76,37</b>	<b>35,89</b>
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	48	25	38	23	69,80	32,81
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	76	1	0	9	6,57	3,09
<b>Annonaceae</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>65</b>	<b>109</b>	<b>41,40</b>	<b>19,46</b>
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	0	3	0	34	1,57	0,74
<i>Annona salzmannii</i> A.DC.	1	0	36	26	17,71	8,32
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	0	0	26	0	2,61	1,23
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	0	0	0	48	18,80	8,84
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	0	0	3	1	0,72	0,34
<b>Apocynaceae</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>4</b>	<b>20</b>	<b>14,88</b>	<b>6,99</b>
<i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.	1	0	0	0	3,97	1,87
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	3	0	0	1	0,77	0,36
Couma Aub.	0	0	1	0	0,07	0,03
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	5	9	3	5	2,01	0,94
<i>Tabernaemontana coriacea</i> Link ex Roem. & Schult.	0	0	0	14	6,97	3,28
<i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult.	1	0	0	0	1,09	0,51
<b>Aquifoliaceae</b>	<b>0</b>	<b>19</b>	<b>4</b>	<b>28</b>	<b>5,98</b>	<b>2,81</b>
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek	0	19	4	28	5,98	2,81
<b>Araliaceae</b>	<b>21</b>	<b>4</b>	<b>15</b>	<b>3</b>	<b>11,40</b>	<b>5,36</b>
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	21	4	15	3	11,40	5,36
<b>Arecaceae</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1,53</b>	<b>0,72</b>
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	0	0	1	0	1,53	0,72
<b>Bignoniaceae</b>	<b>0</b>	<b>51</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4,91</b>	<b>2,31</b>

<i>Indeterminada 9</i>	0	51	0	0	4,91	2,31
<b>Burseraceae</b>	<b>25</b>	<b>1</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>8,11</b>	<b>3,81</b>
<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand	1	0	0	10	0,92	0,43
<i>Protium catuaba</i> (Soares da Cunha) Daly & P.						
Fine	1	0	0	0	0,29	0,14
<i>Protium giganteum</i> Engl.	15	0	0	1	2,10	0,99
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	8	1	12	3	4,80	2,26
<b>Boraginaceae</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,47</b>	<b>0,22</b>
<i>Cordia superba</i> Cham.	7	1	0	0	0,47	0,22
<b>Calophyllaceae</b>	<b>0</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>7,15</b>	<b>3,36</b>
<i>Caraipa densifolia</i> Mart.	0	67	0	0	7,15	3,36
<b>Celastraceae</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0,71</b>	<b>0,33</b>
<i>Maytenus Molina</i>	0	1	0	0	0,10	0,04
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	2	0	1	0	0,28	0,13
<i>Monteverdia distichophylla</i> (Mart. ex Reissek)						
Biral	2	0	1	0	0,33	0,16
<b>Chrysobalanaceae</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0,88</b>	<b>0,41</b>
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	1	0	0	0	0,44	0,21
<i>Indeterminada 5</i>	1	0	0	0	0,04	0,02
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	1	0	0	0	0,31	0,14
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	0	0	0	1	0,10	0,05
<b>Clusiaceae</b>	<b>1</b>	<b>204</b>	<b>77</b>	<b>165</b>	<b>104,67</b>	<b>49,19</b>
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey	1	3	5	6	2,65	1,25
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana)						
Zappi	0	0	0	4	0,51	0,24
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	0	171	68	126	97,76	45,95
<i>Tovomita fructipendula</i> (Ruiz & Pav.)						
Cambess.	0	0	4	0	0,25	0,12
<i>Tovomita mangle</i> G. Mariz	0	30	0	29	3,49	1,64
<b>Combretaceae</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>2,33</b>	<b>1,09</b>
<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard	3	0	0	0	2,30	1,08
<i>Indeterminada 10</i>	0	0	1	0	0,03	0,01
<b>Elaeocarpaceae</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>1,54</b>	<b>0,72</b>

<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	0	0	2	7	1,54	0,72
<b>Erythroxylaceae</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0,31</b>	<b>0,14</b>
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A. St.-Hil.	0	0	1	0	0,03	0,01
<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.	0	0	0	1	0,03	0,01
<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	2	0	0	2	0,25	0,12
<b>Euphorbiaceae</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>0,99</b>	<b>0,47</b>
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	0	0	0	7	0,99	0,47
<b>Lacistemataceae</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0,14</b>	<b>0,06</b>
<i>Lacistema robustum</i> Schnizl.	0	0	0	1	0,14	0,06
<b>Fabaceae</b>	<b>39</b>	<b>65</b>	<b>65</b>	<b>11</b>	<b>51,59</b>	<b>24,25</b>
<i>Abarema cochliacarpos</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	2	1	0	0	0,30	0,14
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	4	12	10	1	9,71	4,57
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	0	0	2	0	0,17	0,08
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	0	15	0	0	3,72	1,75
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	4	4	5	0	5,33	2,50
<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	0	18	0	0	2,71	1,28
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	3	0	10	3	4,54	2,13
<i>Hymenaea courbaril</i> L	1	0	0	0	0,48	0,23
<i>Indeterminada</i> 6	2	0	0	0	0,37	0,17
<i>Inga blanchetiana</i> Benth.	0	3	0	0	0,18	0,08
<i>Inga cayannensis</i> Sagot ex Benth.	0	0	0	1	0,12	0,05
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	3	0	0	0	0,77	0,36
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	0	0	4	0	0,90	0,42
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	0	0	3	0	0,87	0,41
<i>Inga subnuda</i> Salzm. ex Benth.	5	0	2	1	1,22	0,57
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	4	6	4	2	1,99	0,94
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp.	7	0	6	1	3,23	1,52
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	0	2	0	1	0,20	0,09
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	0	4	0	0	2,47	1,16
<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.	0	0	9	0	5,12	2,41
<i>Senna</i> Mill.	0	0	3	0	0,25	0,12

*Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.)

Hochr. 2 0 1 0 1,64 0,77

*Swartzia pickelii* Killip ex Ducke 1 0 2 0 0,72 0,34*Tachigali densiflora* (Benth.) L.G.Silva & H.C.

Lima 1 0 4 1 4,59 2,16

**Humiriaceae 1 0 0 2 1,90 0,89***Sacoglottis mattogrossensis* Malme 1 0 0 2 1,90 0,89**Indeterminada 1 0 3 0 0 0,54 0,25***Indeterminada 1* 0 3 0 0 0,54 0,25**Indeterminada 2 0 1 0 0 0,05 0,02***Indeterminada 2* 0 1 0 0 0,05 0,02**Indeterminada 3 0 12 0 0 1,01 0,47***Indeterminada 3* 0 12 0 0 1,01 0,47**Indeterminada 8 0 1 0 0 0,04 0,02***Indeterminada 8* 0 1 0 0 0,04 0,02**Lauraceae 10 0 2 8 2,17 1,02***Ocotea gardneri* (Meipn.) Mez 5 0 0 8 1,55 0,73*Ocotea glomerata* (Nees) Mez 0 0 2 0 0,36 0,17*Ocotea indecora* (Schott) Mez 3 0 0 0 0,12 0,06*Ocotea limae* Vattimo-Gil 2 0 0 0 0,14 0,06**Lecythidaceae 60 13 19 5 14,40 6,77***Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers 59 12 19 5 13,61 6,40*Lecythis pisonis* Cambess. 1 1 0 0 0,79 0,37**Malpighiaceae 7 5 14 1 5,49 2,58***Byrsonima sericea* DC. 7 5 14 1 5,49 2,58**Malvaceae 4 3 8 4 6,62 3,11***Apeiba tibourbou* Aubl. 0 0 0 1 0,71 0,33*Eriotheca macrophylla* (K.Schum.) A. Robyns 2 3 4 3 5,16 2,42*Luehea paniculata* Mart. & Zucc. 2 0 4 0 0,76 0,35**Melastomataceae 6 22 59 52 10,17 4,78***Henriettea succosa* (Aubl.) DC. 1 13 51 50 8,96 4,21*Indeterminada 4* 0 0 0 2 0,12 0,06*Miconia discolor* DC. 2 0 0 0 0,12 0,06

<i>Miconia hypoleuca</i> (Benth.) Triana	1	0	0	0	0,06	0,03
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	1	0	4	0	0,27	0,13
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	1	9	4	0	0,63	0,30
<b>Moraceae</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>5,44</b>	<b>2,56</b>
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	0	0	1	0	0,07	0,03
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	11	0	1	0	2,15	1,01
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	0	0	0	2	0,07	0,03
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	1	0	0	0	0,09	0,04
<i>Ficus subapiculata</i> (Miq.) Miq.	0	0	0	1	0,19	0,09
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	2	0	0	5	1,54	0,72
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	1	0	1	1	1,33	0,63
<b>Myrtaceae</b>	<b>10</b>	<b>23</b>	<b>36</b>	<b>9</b>	<b>5,74</b>	<b>2,70</b>
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	0	1	0	0	0,05	0,02
<i>Calypttranthes brasiliensis</i> Spreng.	0	0	4	0	0,30	0,14
<i>Eugenia candolleana</i> DC.	0	0	6	0	0,98	0,46
<i>Eugenia florida</i> DC.	0	1	2	1	0,23	0,11
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	1	0	0	0	0,11	0,05
<i>Myrcia neobrasiliensis</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	2	21	15	7	2,98	1,40
<i>Myrcia neolucida</i> A.R.Lourenço & E. Lucas	0	0	0	1	0,06	0,03
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	0	0	8	0	0,33	0,15
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	7	0	1	0	0,74	0,35
<b>Meliaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,04</b>	<b>0,02</b>
<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.	1	0	0	0	0,04	0,02
<b>Myristicaceae</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,18</b>	<b>0,09</b>
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	2	0	0	0	0,18	0,09
<b>Nyctaginaceae</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>3,06</b>	<b>1,44</b>
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	0	2	0	0	0,08	0,04
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	4	0	2	1	0,45	0,21
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	5	5	0	2,53	1,19
<b>Ochnaceae</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0,09</b>	<b>0,04</b>
<i>Ouratea castanaeifolia</i> (DC.) Engl.	0	1	1	0	0,06	0,03
<i>Ouratea polygyna</i> Engl.	1	0	0	0	0,03	0,01

<b>Primulaceae</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0,30</b>	<b>0,14</b>
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	0	0	3	0	0,30	0,14
<b>Peraceae</b>	<b>60</b>	<b>8</b>	<b>20</b>	<b>10</b>	<b>12,57</b>	<b>5,91</b>
<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	1	1	0	0	0,06	0,03
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	4	0	12	2	5,98	2,81
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	55	7	8	8	6,53	3,07
<b>Phyllanthaceae</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,04</b>	<b>0,02</b>
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	0	1	0	0	0,04	0,02
<b>Polygonaceae</b>	<b>12</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>14</b>	<b>8,15</b>	<b>3,83</b>
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	12	2	3	14	8,15	3,83
<b>Rubiaceae</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>31</b>	<b>3,20</b>	<b>1,50</b>
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	2	0	0	2	0,87	0,41
<i>Indeterminada 7</i>	0	0	0	1	0,03	0,02
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	0	0	0	3	0,15	0,07
<b>Rutaceae</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>47</b>	<b>0</b>	<b>5,33</b>	<b>2,50</b>
<i>Conchocarpus macrophyllus</i> J.C.Mikan	0	5	0	0	0,15	0,07
<i>Pilocarpus giganteus</i> Engl.	0	0	47	25	7,31	3,44
<b>Salicaceae</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1,53</b>	<b>0,72</b>
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	7	0	0	0	0,55	0,26
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	8	0	2	2	0,98	0,46
<b>Sapindaceae</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>1,38</b>	<b>0,65</b>
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Radlk.	0	0	2	0	0,24	0,11
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	0	0	3	0	0,44	0,21
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	7	3	0	1	0,53	0,25
<i>Talisia elephantipes</i> Sandwith ex Tutin	0	0	0	3	0,14	0,07
<i>Talisia esculenta</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	0	0	1	0	0,03	0,01
<b>Sapotaceae</b>	<b>23</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>4,69</b>	<b>2,20</b>
<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist	1	0	0	0	0,03	0,02
<i>Manilkara salzmannii</i> (A. DC.) H.J. Lam	0	0	0	1	0,06	0,03
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	11	0	0	2	1,60	0,75
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	7	0	0	2	0,58	0,27
<i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni	1	0	0	0	0,09	0,04

<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	3	0	0	0	2,32	1,09
<b>Schoepfiaceae</b>	<b>2</b>	<b>8</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0,66</b>	<b>0,31</b>
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	2	8	1	0	0,66	0,31
<b>Simaroubaceae</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>15</b>	<b>4</b>	<b>13,89</b>	<b>6,53</b>
<i>Eugenia candolleana</i> DC.	0	0	1	0	0,98	0,46
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0	4	14	4	13,86	6,52
<b>Urticaceae</b>	<b>23</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>19</b>	<b>9,04</b>	<b>4,25</b>
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	23	1	2	14	5,40	2,54
<i>Pourouma mollis</i> Trécul	0	0	0	5	3,64	1,71
<b>Violaceae</b>	<b>0</b>	<b>83</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>22,17</b>	<b>10,42</b>
<i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.	0	0	10	0	0,50	0,24
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	0	83	0	0	21,67	10,18

**Em que:** ANR: Áreas não ripárias; CR: Corredores ripários; ARBF: Áreas ripárias na borda de fragmentos; ARIF: Áreas ripárias no interior de fragmentos.

#### APÊNDICE 4. Teste de normalidade e homogeneidade de variância

##### Biomassa nos sítios florestais

##### Shapiro-Wilk normality test

data: resid(anova)

W = 0.97701, p-value = 0.6278

##### Fligner-Killeen test of homogeneity of variances

data: Biomassa by ID\_Sítios

Fligner-Killeen: med chi-squared = 1.6454, df = 5, p-value = 0.8957

**APÊNDICE 5.** Espécies florestais e famílias registradas e seus respectivos valores de abundância e estoque de biomassa nos dois habitats (CR e ARIF), Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil.

Família/Espécies	Habitats		Estoque
	CR	ARIF	Biomassa (Mg)
<b>Anacardiaceae</b>	<b>26</b>	<b>32</b>	<b>22.62</b>

<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	25	23	21.96
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	1	9	0.67
<b>Annonaceae</b>	<b>3</b>	<b>109</b>	<b>28.93</b>
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	3	34	1.57
<i>Annona salzmannii</i> A.DC.	0	26	8.51
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	0	48	18.80
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	0	1	0.06
<b>Apocynaceae</b>	<b>9</b>	<b>20</b>	<b>8.45</b>
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	0	1	0.09
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	9	5	1.38
<i>Tabernaemontana coriacea</i> Link ex Roem. & Schult.	0	14	6.97
<b>Aquifoliaceae</b>	<b>19</b>	<b>28</b>	<b>5.75</b>
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek	19	28	5.75
<b>Araliaceae</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3.00</b>
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	4	3	3.00
<b>Burseraceae</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>0.87</b>
<i>Protium giganteum</i> Engl.	0	1	0.05
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0	3	0.83
<b>Bignoniaceae</b>	<b>51</b>	<b>0</b>	<b>4.91</b>
<i>Indeterminada 7</i>	51	0	4.91
<b>Boraginaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0.11</b>
<i>Cordia superba</i> Cham.	1	0	0.11
<b>Burseraceae</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>1.05</b>
<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand	0	10	0.88
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	1	0	0.17
<b>Calophyllaceae</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>7.15</b>
<i>Caraipa densifolia</i> Mart.	67	0	7.15
<b>Celastraceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0.10</b>
<i>Maytenus</i> Molina	1	0	0.10
<b>Chrysobalanaceae</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0.10</b>
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	0	1	0.10
<b>Clusiaceae</b>	<b>204</b>	<b>165</b>	<b>83.87</b>
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey	3	6	1.48

<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	0	4	0.51
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	171	126	78.40
<i>Tovomita mangle</i> G. Mariz	30	29	3.49
<b>Euphorbiaceae</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>0.99</b>
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	0	7	0.99
<b>Elaeocarpaceae</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>1.36</b>
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	0	7	1.36
<b>Erythroxylaceae</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0.18</b>
<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth	0	1	0.03
<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	0	2	0.15
<b>Fabaceae</b>	<b>65</b>	<b>11</b>	<b>16.51</b>
<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	1	0	0.03
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	12	1	2.71
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	15	0	3.72
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	4	0	0.71
<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	18	0	2.71
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	0	3	0.76
<i>Inga blanchetiana</i> Benth.	3	0	0.18
<i>Inga cayannensis</i> Sagot ex Benth.	0	1	0.12
<i>Inga subnuda</i> Salzm. ex Benth.	0	1	0.24
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	6	2	1.06
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp.	0	1	0.12
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	2	1	0.20
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	4	0	2.47
<i>Tachigali densiflora</i> (Benth.) L.G.Silva & H.C.Lima	0	1	1.49
<b>Humiriaceae</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0.25</b>
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	0	2	0.25
<b>Indeterminada 1</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0.54</b>
<i>Indeterminada 1</i>	3	0	0.54
<b>Indeterminada 2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0.05</b>
<i>Indeterminada 2</i>	1	0	0.05
<b>Indeterminada 3</b>	<b>12</b>	<b>0</b>	<b>1.01</b>

<i>Indeterminada 3</i>	12	0	1.01
<b>Indeterminada 6</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0.04</b>
<i>Indeterminada 6</i>	1	0	0.04
<b>Lacistemataceae</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0.14</b>
<i>Lacistema robustum</i> Schnizl.	0	1	0.14
<b>Lauraceae</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>0.87</b>
<i>Ocotea gardneri</i> (Meipn.) Mez	0	8	0.87
<b>Lecythidaceae</b>	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>1.65</b>
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers.	12	5	1.57
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	1	0	0.08
<b>Malpighiaceae</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>1.36</b>
<i>Byrsonima sericea</i> A.DC.	5	1	1.36
<b>Malvaceae</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>3.79</b>
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	0	1	0.71
<i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A. Robyns	3	3	3.08
<b>Melastomataceae</b>	<b>22</b>	<b>52</b>	<b>4.85</b>
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	13	50	4.32
<i>Indeterminada 4</i>	0	2	0.12
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	9	0	0.41
<b>Moraceae</b>	<b>0</b>	<b>9</b>	<b>2.68</b>
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	0	2	0.07
<i>Ficus subapiculata</i> (Miq.) Miq.	0	1	0.19
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	0	5	1.27
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	0	1	1.15
<b>Myrtaceae</b>	<b>23</b>	<b>9</b>	<b>2.05</b>
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	1	0	0.05
<i>Eugenia florida</i> DC.	1	1	0.13
<i>Myrcia neobrasiliensis</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	21	7	1.82
<i>Myrcia neolucida</i> A.R.Lourenço & E. Lucas	0	1	0.06
<b>Nyctaginaceae</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>2.34</b>
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	2	0	0.08
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	0	1	0.08
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	5	0	2.17

<b>Ochnaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0.03</b>
<i>Ouratea castanaeifolia</i> (DC.) Engl.	1	0	0.03
<b>Peraceae</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>0.91</b>
<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	1	0	1.11
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	0	2	0.04
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	7	8	0.04
<b>Phyllanthaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1.96</b>
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	1	0	1.96
<b>Polygonaceae</b>	<b>2</b>	<b>14</b>	<b>1,96</b>
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	2	14	1,96
<b>Rubiaceae</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	<b>0.24</b>
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	0	2	0.06
<i>Indeterminada 5</i>	0	1	0.03
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	0	3	0.15
<b>Rutaceae</b>	<b>5</b>	<b>25</b>	<b>2.29</b>
<i>Conchocarpus macrophyllus</i> J.C.Mikan	5	0	0.15
<i>Pilocarpus giganteus</i> Engl.	0	25	2.14
<b>Salicaceae</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0.06</b>
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	0	2	0.06
<b>Sapindaceae</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>0.32</b>
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	3	1	0.18
<i>Talisia elephantipes</i> Sandwith ex Tutin	0	3	0.14
<b>Sapotaceae</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>0.49</b>
<i>Manilkara salzmannii</i> (A. DC.) H.J. Lam	0	1	0.06
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	0	2	0.31
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	0	2	0.11
<b>Schoepfiaceae</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	<b>0.51</b>
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	8	0	0.51
<b>Simaroubaceae</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>6.59</b>
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	4	4	6.59
<b>Urticaceae</b>	<b>1</b>	<b>19</b>	<b>4.94</b>
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	14	1.29
<i>Pourouma mollis</i> Trécul	0	5	3.64

<b>Violaceae</b>	<b>83</b>	<b>0</b>	<b>21.67</b>
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	83	0	21.67
<b>Total Geral</b>	<b>657</b>	<b>581</b>	<b>248.75</b>

**Em que:** CR: Corredores ripários e ARIF: Áreas ripárias no interior de fragmentos.

**APÊNDICE 6.** Composição taxonômica dos organismos aquáticos (comunidade de fitoplâncton) no período chuvoso e seco nos ambientes estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ASF: Área Sem Floresta; CR, Corredores Ripária; e ARIF: Área Ripária no Interior dos Fragmentos.

Táxons/Família	Seco			Chuvoso		
	ASF	CR	ARIF	ASF	CR	ARIF
<b>Cyanobacteria</b>						
<b><u>Merismopediaceae</u></b>						
<i>Aphanocapsa</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Aphanocapsa annulata</i> G.B.McGregor	X		X			
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	X	X	X	X	X	X
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek				X		
<b><u>Pseudanabaenaceae</u></b>						
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek					X	X
<b><u>Aphanothecaceae</u></b>						
<i>Aphanothece</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<b><u>Aphanizomenonaceae</u></b>						
<i>Raphidiopsis</i> sp.			X	X		X
<i>Dolichospermum</i> sp.	X		X	X		
<i>Dolichospermum circinalis</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek			X			
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska)	X	X	X	X	X	X

Seenayya & Subba Raju						
<i>Aphanizomenon</i> sp.				X		
<b><u>Microcystaceae</u></b>						
<i>Microcystis</i> sp.				X		
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing				X	X	X
<b><u>Oscillatoriaceae</u></b>						
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont				X	X	X
<b><u>Spirulinaceae</u></b>						
<i>Spirulina</i> sp.				X		
<b>Chlorophyta</b>						
<b>Chlorellaceae</b>						
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck]				X	X	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood				X	X	X
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli					X	
<i>Dictyosphaerium</i> sp.					X	
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachmann				X	X	
<b><u>Trebouxiophyceae incertae sedis</u></b>						
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze					X	X
<b>Scenedesmaceae</b>						
<i>Tetrastrum elegans</i> Playfair				X	X	X
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat				X	X	X
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli				X	X	X
<i>Acutodesmus obliquus</i> (Turpin) Hegewald & Hanagata				X	X	
<b><u>Oocystaceae</u></b>						
<i>Oocystis</i> sp.				X		
<b><u>Chroococcaceae</u></b>						
<i>Chroococcus</i> sp.				X	X	
<b><u>Desmidiaceae</u></b>						
<i>Cosmarium</i> sp.					X	
<i>Cosmarium</i> sp.1					X	
<i>Euastrum denticulatum</i> F.Gay				X		
<i>Cosmarium margaritatum</i> (P.Lundell) J.Roy &						X

Bisset						
<i>Cosmarium subprotumidum</i> Nordstedt	X					
<b>Selenastraceae</b>						
<i>Ankistrodesmus densus</i> Korshikov	X	X	X			X
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	X					
<i>Monoraphidium</i> sp.						X
<b>Scenedesmaceae</b>						
<i>Scenedesmus</i> sp.						X
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachmann	X			X		
<i>Verrucodesmus verrucosus</i> (Y.V.Roll) E.Hegewald				X		X
<i>Desmodesmus elegans</i> (Hortobágyi)E.H.Hegewald & Vanormelingen						X
<b>Characiaceae</b>						
<i>Ankyra</i> sp.						X
<b>Neochloridaceae</b>						
<i>Golenkinia</i> sp.					X	X
<b>Euglenozoa</b>						
<b>Euglenidae</b>						
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	X			X	X	X
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	X	X	X		X	X
<i>Trachelomonas</i> sp.	X			X		
<i>Trachelomonas</i> sp.1					X	X
<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech	X			X		
<i>Euglena acus</i> (O.F.Müller) Ehrenberg						X
<i>Euglena proxima</i> P.A.Dangeard					X	X
<b>Euglenaceae</b>						
<i>Euglena</i> sp.	X					
<b>Phacaceae</b>						
<i>Lepocinclis</i> sp.	X				X	X
<b>Phacidae</b>						
<i>Phacus</i> sp.	X					

<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	X						X
<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko							X
<b>Bacillariophyta</b>							
<b>Naviculaceae</b>							
<i>Navicula</i> sp.	X	X	X		X	X	X
<i>Navicula</i> sp.1					X		
<i>Gyrosigma</i> sp.							
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst						X	
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing					X		
<i>Navicula radiosa</i> Kützing						X	
<b>Aulacoseiraceae</b>							
<i>Aulacoseira</i> sp.	X						
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen 1979							X
<b>Cymbellaceae</b>							
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	X		X			X	
<b>Stephanodiscaceae</b>							
<i>Cyclotella</i> sp.			X	X	X		
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	X				X		X
<i>Cyclotella comta</i> Kützing					X		
<b>Cocconeidaceae</b>							
<i>Cocconeis</i> sp.	X	X					
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	X						
<b>Gomphonemataceae</b>							
<i>Encyonema</i> sp.			X	X	X		
<b>Fragilariaceae</b>							
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières						X	
<i>Synedra</i> sp.			X		X	X	
<i>Synedra goulardii</i> Brébisson ex Cleve & Grunow					X		
<b>Bacillariaceae</b>							
<i>Nitzschia</i> sp.	X						
<i>Nitzschia</i> sp.1	X						

<i>Nitzschia reversa</i> W.Smith	X					
<i>Nitzschia</i> sp.2	X					
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.Smith	X					
<i>Cylindrotheca gracilis</i> (Brébisson ex Kützing) Grunow	X					
<i>Nitzschia fruticosa</i> Hustedt					X	X
<i>Nitzschia elongata</i> Hassal				X	X	X
<i>Denticula subtilis</i> Grunow				X	X	X
<b><u>Aulacoseiraceae</u></b>						
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen				X		X
<b><u>Gomphonemataceae</u></b>						
<i>Gomphonema</i> sp.				X		
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	X				X	X
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	X				X	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing						
<b><u>Pinnulariaceae</u></b>						
<i>Pinnularia</i> sp.	X	X	X		X	X
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	X				X	
<i>Pinnularia subcapitata</i> W.Gregory						X
<i>Pinnularia gibba</i> (Ehrenberg) Ehrenberg					X	X
<b><u>Achnanthidiaceae</u></b>						
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson				X		X
<i>Achnanthidium microcephalum</i> Kützing					X	
<b><u>Brachysiraceae</u></b>						
<i>Brachysira</i> sp.	X					
<i>Nupela</i> sp.						X
<b><u>Stauroneidaceae</u></b>						
<i>Stauroneis borrichii</i> (J.B.Petersen) J.W.G.Lund				X		
<b><u>Cymbellaceae</u></b>						
<i>Cymbella</i> sp.						X
<b><u>Amphipleuraceae</u></b>						
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst					X	

<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni			X	X
<b><u>Ulnariaceae</u></b>				
<i>Ulnaria</i> sp.				X
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère			X	X
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal				X
<b><u>Eunotiaceae</u></b>				
<i>Eunotia</i> sp.			X	X
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt			X	
<b><u>Rhopalodiaceae</u></b>				
<i>Epithemia</i> sp.				X
<b><u>Sellaphoraceae</u></b>				
<i>Fallacia tenera</i> (Hustedt) D.G.Mann			X	
<b>Miozoa</b>				
<b><u>Peridiniaceae</u></b>				
<i>Peridinium</i> sp.	X		X	
<i>Peridinium</i> sp1			X	
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg			X	
<b><u>Gymnodiniaceae</u></b>				
<i>Gymnodinium</i> sp.			X	
<b><u>Peridiniopsidaceae</u></b>				
<i>Peridiniopsis</i> sp.		X		
<b>Cryptophyta</b>				
<b><u>Cryptomonadaceae</u></b>				
<i>Cryptomonas</i> sp.			X	X
<b>Charophyta</b>				
<b><u>Gonatozygaceae</u></b>				
<i>Gonatozygon monotaenium</i> De Bary			X	
<b><u>Closteriaceae</u></b>				
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	X	X		

**Em que:** ASF: Áreas sem floresta; CR: Corredores ripários e ARIF: Áreas ripárias no interior de fragmentos.

**APÊNDICE 7.** Composição taxonômica dos organismos aquáticos (comunidade zooplanctônica) dos ambientes estudados na Usina São José, Estado de Pernambuco, Nordeste-Brasil. ASF: Área Sem Floresta; CR, Corredores Ripária; e ARIF: Área Ripária no Interior dos Fragmentos.

<b>PERÍODO – VERÃO</b>			
<b>Composição taxonômica</b>	<b>HABITATS</b>		
	<b>ASF</b>	<b>CR</b>	<b>ARIF</b>
<b>GRUPO – ROTIFERA</b>			
<b>Bdelloidea</b>	X	X	
<b>Brachionidade</b>			
<i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet, 1911			X
<i>Keratella tropica</i> Apstein, 190			X
<b>Lecanidae</b>			
<i>Lecani lunaris</i> Ehrenberg, 1832	X	X	X
<b>Lepadellidae</b>			
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	X	X	
<i>Lepadela imbricata</i> Harring, 1914	X	X	X
<i>Lepadella patela</i> Müller, 1773	X	X	
<b>GRUPO - INSECTA</b>			
<b>Diptera, Chironomidae</b>	X	X	X
<b>Odonata</b>			X
<b>GRUPO - CRUSTACEA</b>			
<b>Copepoda, Cyclopidae</b>			
<i>Microcyclops anceps</i> (Ricard, 1897)	X	X	X
Náuplio de Cyclopoida	X	X	X
<b>Copepoda, Harpactcoida</b>		X	
<b>Ostracoda</b>	X		
<b>Cladocera, Chydoridae</b>			
<i>Disparalona dadaiy</i> Birge, 1910	X		
<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)		X	
<b>Tardigrada</b>			X
<b>RIQUEZA DE GRUPOS</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>9</b>

<b>PERÍODO – INVERNO</b>			
Composição taxonômica	HABITATS		
	ASF	CR	ASF
<b>GRUPO - ROTIFERA</b>			
<b>Bdelloidea</b>	X	X	X
<b>Lecanidae</b>			
<i>Lecani lunaris</i> Ehrenberg, 1832			X
<i>Lecane leontina</i>	X		
<b>Lepadellidae</b>			
<i>Lepadela imbricata</i> Harring, 1914	X		
<i>Lepadella patela</i> Müller, 1773	X	X	
<b>GRUPO - INSECTA</b>			
<b>Diptera, Chironomidae, Culicidae</b>	X	X	X
<b>Odonata</b>	X	X	
<b>GRUPO - CRUSTACEA</b>			
<b>Copepoda, Cyclopidae</b>			
<i>Microcyclops anceps</i> (Ricard, 1897)	X	X	X
Náuplio de Cyclopoida	X	X	X
<b>Copepoda, Harpactcoida</b>	X		X
<b>Ostracoda</b>			X
<b>Cladocera, Chydoridae</b>			
<i>Disparalona dadaiy</i> Birge, 1910	X		
<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)	X	X	
<b>RIQUEZA DE GRUPOS</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>7</b>

**Em que:** ASF: Áreas sem floresta; CR: Corredores ripários e ARIF: Áreas ripárias no interior de fragmentos.