

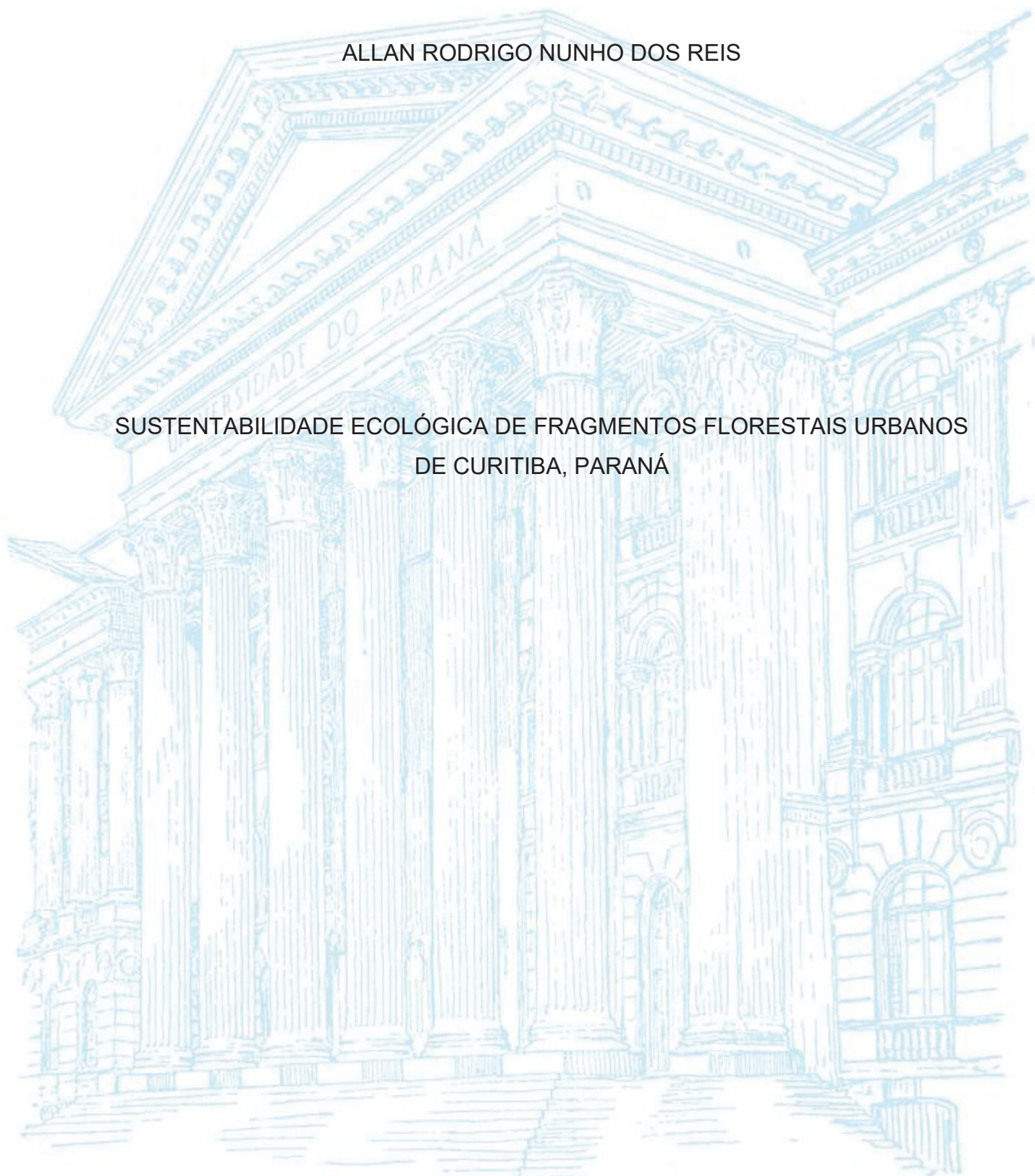
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ALLAN RODRIGO NUNHO DOS REIS

SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS  
DE CURITIBA, PARANÁ

CURITIBA

2023



ALLAN RODRIGO NUNHO DOS REIS

SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS  
DE CURITIBA, PARANÁ

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal.

Orientadora: Profa. Dra Daniela Biondi  
Coorientadores: Profa. Dra Ana Paula Dalla Corte  
Prof. Dr. Antonio Carlos Batista

CURITIBA

2023

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Reis, Allan Rodrigo Nunho dos  
Sustentabilidade ecológica de fragmentos florestais urbanos de Curitiba,  
Paraná / Allan Rodrigo Nunho dos Reis. - Curitiba, 2023.  
1 recurso on-line : PDF

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Daniela Biondi  
Coorientadores: Profa. Dr<sup>a</sup>. Ana Paula Dalla Corte  
Prof. Dr. Antonio Carlos Batista

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba,  
28/04/2023.

1. Florestas urbanas. 2 Florestas urbanas - Curitiba (PR). 3. Sustentabilidade e  
meio ambiente. 4. Mudanças climáticas. 5. Redução de gases do efeito estufa.  
5. Biomassa florestal. 6. Serapilheira. 7. Sequestro de carbono. 8. Serviços  
ambientais. I. Batista, Daniela Biondi. II. Dalla Corte, Ana Paulla. III. Batista, Antonio  
Carlos. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD - 634.9098162  
333.78098162  
CDU - 634.0.27(816.2)  
634.0.907(816.2)

Bibliotecária: Marilene do Rocio Veiga - CRB9/424



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA  
FLORESTAL - 40001016015P0

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ALLAN RODRIGO NUNHO DOS REIS** intitulada: **SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS DE CURITIBA, PARANÁ**, sob orientação da Profa. Dra. DANIELA BIONDI BATISTA, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 28 de Abril de 2023.

Assinatura Eletrônica

04/05/2023 10:00:09.0

DANIELA BIONDI BATISTA

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

03/05/2023 10:26:04.0

RENATO MARQUES

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

03/05/2023 08:29:13.0

JAÇANAN ELOISA DE FREITAS MILANI

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO)

Assinatura Eletrônica

06/05/2023 12:30:30.0

MAURÍCIO LAMANO FERREIRA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DE GUARULHOS)

Assinatura Eletrônica

03/05/2023 08:33:51.0

MAYSSA MASCARENHAS GRISE MONTEIRO

Avaliador Externo (SECRETARIA DE ESTADO DA EDUCAÇÃO DO PARANÁ)

---

Avenida Lothário Meissner, 632 - CURITIBA - Paraná - Brasil

CEP 80210-170 - Tel: (41) 3360-4212 - E-mail: pgfloresta@gmail.com

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 280891

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 280891

A todos os que veem na conservação da  
natureza uma razão para viver.

Dedico.

## **AGRADECIMENTOS**

Início agradecendo a Deus, por ter me permitido chegar até onde cheguei, como pessoa e como profissional.

Agradeço aos meus pais, Andreia e Amauri, por todo o apoio a minha formação e pela compreensão durante todos estes anos de estudo.

A minha orientadora, professora Daniela, por todos os ensinamentos e por ser um exemplo de dedicação àquilo que ama.

Aos meus coorientadores, professores Ana Paula e Batista, por suas importantes contribuições para a elaboração desta pesquisa.

Aos amigos da Conservação da Natureza, pela parceria e auxílio nas coletas e análises laboratoriais: Andrea, Bárbara, Eduardo, Fernanda, Iran, Jefferson, João, Josamar, Juliane, Mariana, Severo, Tamara, Tatiane, Thiago e Verena. Amizades que levarei para a vida toda.

Agradeço especialmente a Jennifer, pelas contribuições na escrita da tese e por me motivar a estudar e trabalhar em prol da conservação da natureza.

Aos amigos do Centro de Excelência em Pesquisas em Biomassa e Carbono (BIOFIX): Carla, Emmanoella, Gabriel, Iací, Lucas, Mauro, Ramon e Thiago, que me ajudaram nas análises laboratoriais e no processamento dos dados.

Ao Daniel, pelo auxílio no levantamento florístico e análises fitossociológicas.

Ao Fabiano, pelo seu apoio e companhia durante o doutorado.

Ao professor Nilton e à Veruza, por terem disponibilizado o Laboratório de Proteção Florestal para o acondicionamento do material coletado.

À Walquíria, da Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Curitiba (SMMA), pelo fornecimento da autorização de coleta nos bosques Papa João Paulo II e Gutierrez.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da UFPR, representado pelo professor Alexandre, e pelos técnicos Reinaldo e David.

À Universidade Federal do Paraná (UFPR) por todas as oportunidades que ofereceu para a minha formação desde a graduação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de doutorado.

*“Aqueles que contemplam a beleza da terra, encontram reservas de força que irão perdurar enquanto a vida durar.  
Há algo infinitamente curativo nos refrões repetidos da natureza: a garantia de que o amanhecer vem depois da noite e a primavera depois do inverno.”*

Rachel Carson (1907 – 1964)

## RESUMO

Os Fragmentos Florestais Urbanos (FFU) têm seus processos ecológicos afetados pela mudança do clima e impactos antrópicos, o que pode ser amenizado com a aplicação de Soluções baseadas na Natureza (SbN). A pesquisa propõe analisar variáveis associadas à manutenção da capacidade funcional de dois fragmentos florestais urbanos localizados em Curitiba, Paraná, para o desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade ecológica. A pesquisa foi conduzida nos bosques Papa João Paulo II e Gutierrez, distantes 1,8 km entre si. Foram instaladas 10 parcelas amostrais de 20x30 m (600 m<sup>2</sup>), onde foram feitas coletas mensais de serapilheira. Foi realizada uma caracterização florística em cada parcela com separação de espécies nativas e exóticas. Índices fitossociológicos e ecológicos foram calculados. Em cada parcela, foram alocados cinco pontos amostrais, de 0,5x0,5 m (0,25 m<sup>2</sup>). Foram alocadas 30 parcelas no Bosque João Paulo II, e 20 no Bosque Gutierrez. Foram tomadas fotografias hemisféricas com uma lente olho-de-peixe (modelo *Fish Lens Eyes* 180°) para o cálculo do Fator de Visão do Céu (FVC), por meio do *software* RayMan 1.2. Foi utilizado um Analisador de Carbono por Combustão Total a seco LECO C-144 para a determinação do teor de carbono. A interpolação Ponderação pelo Inverso da Distância (IDW) foi aplicada à espacialização dos estoques de fitomassa em cada bosque, com o *software* ArcGIS® 10.3. Os valores de dinâmica da acumulação de serapilheira foram analisados a partir de sua relação com as variáveis meteorológicas. Foram selecionadas 30 variáveis relacionadas à sustentabilidade ecológica dos FFU. As médias das variáveis foram comparadas entre os FFU por meio do Teste SNK (Student-Newman-Keuls). Um modelo de Regressão Linear Múltipla foi elaborado para estimar o estoque de carbono. As análises estatísticas foram feitas em ambiente R. Foram mensurados 546 indivíduos arbóreos, pertencentes a 61 espécies de 31 famílias. Os valores médios dos índices de Shannon-Wiener e Pielou foram superiores no Bosque Gutierrez. Houve baixa similaridade na composição florística entre as parcelas amostrais. O estoque total de fitomassa estimado para o Bosque Papa João Paulo II foi de 12,95 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, e para o Bosque Gutierrez foi de 5,59 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. O estoque de fitomassa na serapilheira teve maior produção nos meses de outono e inverno. A espacialização da fitomassa na serapilheira no Bosque Papa João Paulo II indicou pouca variação, e no Bosque Gutierrez, a porção oeste apresentou os maiores valores. Os teores médios de carbono foram de 45,86% no Bosque Papa João Paulo II, e 45,83% no Bosque Gutierrez. O estoque total de carbono contido na fitomassa da serapilheira foi de 5,97 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> no Bosque Papa João Paulo II, e de 2,56 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> no Bosque Gutierrez. Ocorreram diferenças estatisticamente significativas entre as categorias de variáveis, em relação às espécies nativas e exóticas, e entre os FFU. Os estoques de carbono dos dois FFU se correlacionaram positivamente com o período e o estoque de fitomassa. O Bosque Gutierrez possui maior capacidade de se autossustentar ecologicamente, por ser menos antropizado. Devem ser realizadas ações de manejo na vegetação dos FFU avaliados a fim de favorecer a sua sustentabilidade ecológica.

**Palavras-chave:** Carbono florestal. Floresta urbana. Mitigação baseada no Solo. Serapilheira. Serviços ecossistêmicos. Soluções baseadas na Natureza.

## ABSTRACT

Urban Forest Fragments (UFFs) have their ecological processes affected by climate change and anthropogenic impacts, which can be mitigated through the application of Nature-based Solutions (NbS). The research aims to analyze variables associated with the maintenance of functional capacity in two urban forest fragments located in Curitiba, Paraná, for the development of ecological sustainability indicators. The study was conducted in the Papa João Paulo II and Gutierrez woodlands, which are 1.8 km apart. Ten sample plots measuring 20x30 m (600 m<sup>2</sup>) were installed, and monthly litter collections were performed. Floristic characterization was conducted in each plot, distinguishing native and exotic species. Phytosociological and ecological indices were calculated. Within each plot, five sampling points measuring 0.5x0.5 m (0.25 m<sup>2</sup>) were allocated. Thirty plots were established in Bosque João Paulo II, and twenty plots in Bosque Gutierrez. Hemispherical photographs were taken using a fisheye lens (Fish Lens Eyes 180° model) to calculate the Sky View Factor (SVF) using RayMan 1.2 software. A LECO C-144 Total Carbon Combustion Analyzer was used to determine carbon content. Inverse Distance Weighting (IDW) interpolation was applied for the spatial distribution of phytomass stocks in each woodland using ArcGIS® 10.3 software. The dynamics of litter accumulation values were analyzed concerning meteorological variables. Thirty variables related to the ecological sustainability of UFFs were selected. The means of these variables were compared between the UFFs using the Student-Newman-Keuls (SNK) test. A Multiple Linear Regression model was developed to estimate carbon stocks. The statistical analyses were performed using the R software. A total of 546 tree individuals belonging to 61 species from 31 families were measured. The mean values of the Shannon-Wiener and Pielou indices were higher in Bosque Gutierrez. There was low similarity in floristic composition among the sample plots. The estimated total phytomass stock in Bosque Papa João Paulo II was 12.95 Mg.ha<sup>-1</sup>.year<sup>-1</sup>, and in Bosque Gutierrez, it was 5.59 Mg.ha<sup>-1</sup>.year<sup>-1</sup>. Phytomass in the litter had higher production during the autumn and winter months. The spatial distribution of litter phytomass in Bosque Papa João Paulo II indicated little variation, while in Bosque Gutierrez, the western portion showed the highest values. The average carbon content was 45.86% in Bosque Papa João Paulo II and 45.83% in Bosque Gutierrez. The total carbon stock in litter phytomass was 5.97 Mg.ha<sup>-1</sup>.year<sup>-1</sup> in Bosque Papa João Paulo II and 2.56 Mg.ha<sup>-1</sup>.year<sup>-1</sup> in Bosque Gutierrez. There were statistically significant differences between the variable categories concerning native and exotic species and between the UFFs. The carbon stocks of both UFFs correlated positively with the period and phytomass stock. Bosque Gutierrez has a higher capacity for ecological self-sustainability due to lower anthropogenic impact. Management actions should be implemented in the vegetation of the evaluated UFFs to promote their ecological sustainability.

**Keywords:** Ecosystem services. Forest carbon. Land-based Mitigation. Litter. Nature-based Solutions. Urban forest.

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                              |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.....                                                 | 47  |
| FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ,<br>NO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.....  | 51  |
| FIGURA 3 – ZONEAMENTO DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.....                                                      | 52  |
| FIGURA 4 – VISTA DA ENTRADA PRINCIPAL DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II,<br>CURITIBA, PARANÁ.....                 | 53  |
| FIGURA 5 – ZONEAMENTO DO BOSQUE GUTIERREZ.....                                                               | 55  |
| FIGURA 6 – VISTA DA ENTRADA PRINCIPAL DO BOSQUE GUTIERREZ,<br>CURITIBA, PARANÁ.....                          | 56  |
| FIGURA 7 – ETAPAS DA PESQUISA.....                                                                           | 57  |
| FIGURA 8 – LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS AMOSTRAIS NO BOSQUE PAPA<br>JOÃO PAULO II EM CURITIBA, PARANÁ.....       | 58  |
| FIGURA 9 – LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS AMOSTRAIS NO BOSQUE<br>GUTIERREZ EM CURITIBA,<br>PARANÁ.....             | 59  |
| FIGURA 10 – VISTAS DAS 10 PARCELAS AMOSTRAIS INSTALADAS.....                                                 | 60  |
| FIGURA 11 – LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS DENTRO DAS<br>PARCELAS.....                                     | 68  |
| FIGURA 12 – ETAPAS DE COLETA E ANÁLISE DA SERAPILHEIRA COLETADA.....                                         | 70  |
| FIGURA 13 – MOINHO DE FACAS PARA MOAGEM DO MATERIAL COLETADO.....                                            | 71  |
| FIGURA 14 – SECAGEM DAS AMOSTRAS MOÍDAS PARA QUANTIFICAÇÃO DO<br>TEOR DE CARBONO.....                        | 72  |
| FIGURA 15 – ANALISADOR DE CARBONO POR COMBUSTÃO TOTAL LECO C-<br>144.....                                    | 73  |
| FIGURA 16 – CURVA DE INTENSIDADE AMOSTRAL PARA AS PARCELAS<br>AMOSTRAIS.....                                 | 81  |
| FIGURA 17 – ANÁLISE nMDS PARA AS ESPÉCIES AMOSTRADAS.....                                                    | 94  |
| FIGURA 18 – ESTOQUE MÉDIO DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA EM CADA<br>PARCELA AMOSTRAL.....                      | 100 |
| FIGURA 19 – MÉDIAS DE PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURAS DURANTE O<br>PERÍODO DE COLETA, PARA AMBOS OS BOSQUES..... | 101 |

|                                                                                                                                           |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| FIGURA 20 – DINÂMICA DO ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ.....            | 102 |
| FIGURA 21 – HISTOGRAMA DE DISTRIBUIÇÃO DO ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.....                          | 105 |
| FIGURA 22 – DISTRIBUIÇÃO DOS RESÍDUOS DE ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.....                           | 105 |
| FIGURA 23 – ESPACIALIZAÇÃO DO ESTOQUE DE FITOMASSA DA SERAPILHEIRA DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.....                                      | 107 |
| FIGURA 24 – HISTOGRAMA DE DISTRIBUIÇÃO DO ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA DO BOSQUE GUTIERREZ.....                                   | 109 |
| FIGURA 25 – DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE ESTOQUE DE FITOMASSA NO BOSQUE GUTIERREZ TRANSFORMADOS POR LOG.....                               | 109 |
| FIGURA 26 – ESPACIALIZAÇÃO DO ESTOQUE DE FITOMASSA DA SERAPILHEIRA DO BOSQUE GUTIERREZ.....                                               | 110 |
| FIGURA 27 – ESTOQUES DE CARBONO NA FITOMASSA DA SERAPILHEIRA DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ.....            | 115 |
| FIGURA 28 – DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE NA FITOMASSA DA SERAPILHEIRA DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ..... | 116 |
| FIGURA 29 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE ÁREA BASAL PARA AMBOS OS FFU.....                                                           | 118 |
| FIGURA 30 – COMPARAÇÃO DAS ÁREAS BASAIS ENTRE OS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.....                                              | 119 |
| FIGURA 31 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE NÚMERO DE INDIVÍDUOS ARBÓREOS PARA AMBOS OS FFU.....                                        | 120 |
| FIGURA 32 – COMPARAÇÃO DOS NÚMEROS DE INDIVÍDUOS ARBÓREOS ENTRE OS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.....                            | 121 |
| FIGURA 33 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE NÚMERO DE ESPÉCIES PARA AMBOS OS FFU.....                                                   | 122 |
| FIGURA 34 – COMPARAÇÃO DO NÚMERO DE ESPÉCIES ENTRE OS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.....                                         | 123 |

|                                                                                                                                            |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| FIGURA 35 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE DENSIDADE PARA AMBOS OS FFU.....                                                             | 124 |
| FIGURA 36 – DENSIDADES TOTAL, DE ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS NOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.....                               | 125 |
| FIGURA 37 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE DAP PARA AMBOS OS FFU.....                                                                   | 126 |
| FIGURA 38 – DAP TOTAL, DE ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS NOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.....                                      | 127 |
| FIGURA 39 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE ALTURA PARA AMBOS OS FFU.....                                                                | 128 |
| FIGURA 40 – ALTURAS TOTAL E DE ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.....                                 | 129 |
| FIGURA 41 – FATOR VISÃO DO CÉU, ESTOQUE DE FITOMASSA, TEOR DE CARBONO E ESTOQUE DE CARBONO DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ..... | 130 |
| FIGURA 42 – ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO PARA OS FFU PELO MODELO ELABORADO.....                                                        | 146 |

## LISTA DE QUADROS

|                                                                                                                                     |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| QUADRO 1 – VARIÁVEIS BIOFÍSICAS SELECIONADAS PARA COMPOR O OS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA.....                        | 76  |
| QUADRO 2 – CARACTERIZAÇÃO DO SUB-BOSQUE 2 DAS PARCELAS INSTALADAS NOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ..... | 80  |
| QUADRO 3 – INDICADORES SUGERIDOS COMO REPRESENTANTES DA SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DE FFU.....                                      | 149 |
| QUADRO 4 – INDICADORES SUGERIDOS PARA A AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS.....               | 155 |

## LISTA DE TABELAS

|                                                                                                                            |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| TABELA 1 – LISTA DE ESPÉCIES AMOSTRADAS NAS 10 PARCELAS.....                                                               | 82  |
| TABELA 2 – ESPÉCIES EXÓTICAS E EXÓTICAS INVASORAS EM CADA PARCELA AMOSTRAL.....                                            | 86  |
| TABELA 3 – ÍNDICES FITOSSOCIOLÓGICOS CALCULADOS PARA AS ESPÉCIES AMOSTRADAS.....                                           | 88  |
| TABELA 4 – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA TOTAL DAS PARCELAS AMOSTRAIS.....                                                         | 91  |
| TABELA 5 – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DAS ESPÉCIES EXÓTICAS NAS PARCELAS AMOSTRAIS.....                                         | 93  |
| TABELA 6 – ÍNDICES ECOLÓGICOS CALCULADOS PARA AS PARCELAS AMOSTRAIS.....                                                   | 95  |
| TABELA 7 – ÍNDICE DE JACCARD PARA AS PARCELAS AMOSTRAIS.....                                                               | 97  |
| TABELA 8 – ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA O ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA.....                                       | 999 |
| TABELA 9 – ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA OS VALORES DE TEOR DE CARBONO NA FITOMASSA DA SERAPILHEIRA.....                   | 111 |
| TABELA 10 – ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA O ESTOQUE DE CARBONO NA FITOMASSA DA SERAPILHEIRA.....                           | 113 |
| TABELA 11 – CORRELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS INDICADORAS DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA PARA O BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II..... | 131 |
| TABELA 12 – CORRELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS INDICADORAS DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA PARA O BOSQUE GUTIERREZ.....          | 133 |
| TABELA 13 – CORRELAÇÃO ENTRE ESTOQUE DE CARBONO E DEMAIS VARIÁVEIS, PARA OS BOSQUES JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.....         | 143 |

## LISTA DE SIGLAS

|        |   |                                                                              |
|--------|---|------------------------------------------------------------------------------|
| AFOLU  | - | Setor de Agricultura, Silvicultura e Outros Usos do Solo                     |
| AR6    | - | 6º Relatório de Avaliação do IPCC                                            |
| EEI    | - | Espécie Exótica Invasora                                                     |
| FFU    | - | Fragmento Florestal Urbano                                                   |
| FOM    | - | Floresta Ombrófila Mista                                                     |
| GEE    | - | Gases de Efeito Estufa                                                       |
| IBGE   | - | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística                              |
| IPBES  | - | Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos |
| IPCC   | - | Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas                          |
| IPPUC  | - | Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba                      |
| IUCN   | - | União Internacional para a Conservação da Natureza                           |
| LULUCF | - | Setor de Uso da Terra, Mudança do Uso do Solo e Florestas                    |
| MbS    | - | Mitigação baseada no Solo                                                    |
| MMA    | - | Ministério do Meio Ambiente                                                  |
| NAMA   | - | Ações de Mitigação Nacionalmente Apropriadas                                 |
| ODS    | - | Objetivos de Desenvolvimento Sustentável                                     |
| ONU    | - | Organização das Nações Unidas                                                |
| SbN    | - | Soluções baseadas na Natureza                                                |
| SMMA   | - | Secretaria Municipal de Meio Ambiente                                        |
| UNFCCC | - | Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática                   |
| UFPR   | - | Universidade Federal do Paraná                                               |

## SUMÁRIO

|                                                                                                        |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>1 INTRODUÇÃO</b>                                                                                    | 16 |
| 1.1 OBJETIVOS                                                                                          | 18 |
| 1.1.1 Objetivo geral                                                                                   | 18 |
| 1.1.2 Objetivos específicos                                                                            | 18 |
| 1.2 JUSTIFICATIVA                                                                                      | 19 |
| <b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b>                                                                         | 21 |
| 2.1.1 Mitigação da mudança do clima pelas cidades                                                      | 24 |
| 2.2 CICLO DO CARBONO                                                                                   | 27 |
| 2.2.1 Armazenamento de carbono na serapilheira                                                         | 30 |
| 2.2.2 Relação entre clima e carbono florestal                                                          | 32 |
| 2.3 FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS (FFU)                                                                | 33 |
| 2.3.1 Sustentabilidade ecológica dos fragmentos florestais urbanos                                     | 35 |
| 2.4 SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA (SbN)                                                                | 38 |
| 2.4.1 Fragmentos florestais urbanos como uma Solução baseada na Natureza                               | 41 |
| 2.4.2 Indicadores de sustentabilidade ecológica para os fragmentos florestais urbanos para fins de SbN | 42 |
| 2.5 INICIATIVAS AMBIENTAIS E CLIMÁTICAS DE CURITIBA                                                    | 43 |
| <b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b>                                                                            | 46 |
| 3.1 ÁREA DE ESTUDO                                                                                     | 46 |
| 3.1.1 Município de Curitiba                                                                            | 46 |
| 3.1.1.1 Caracterização do meio físico de Curitiba                                                      | 47 |
| 3.1.1.2 Caracterização climática de Curitiba                                                           | 48 |
| 3.1.1.3 Caracterização fitogeográfica de Curitiba                                                      | 49 |
| 3.1.2 Seleção das áreas de estudo                                                                      | 50 |
| 3.1.2.1 Bosque Papa João Paulo II                                                                      | 52 |
| 3.1.2.2 Bosque Gutierrez                                                                               | 55 |
| 3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS                                                                        | 57 |
| 3.2.1 Etapas da pesquisa                                                                               | 57 |
| 3.2.2 Instalação das parcelas amostrais                                                                | 58 |
| 3.2.3 Caracterização da composição florística                                                          | 62 |
| 3.2.3.1 Índices fitossociológicos                                                                      | 63 |
| 3.2.4 Coletas de serapilheira                                                                          | 67 |
| 3.2.5 Coletas de fotografias hemisféricas                                                              | 69 |
| 3.2.6 Análises da serapilheira                                                                         | 69 |

|                                                                                        |            |
|----------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 3.2.7 Quantificação do carbono estocado na serapilheira .....                          | 71         |
| 3.2.8 Análise do estoque de carbono na serapilheira .....                              | 73         |
| 3.2.9 Análise da dinâmica do estoque de serapilheira acumulada .....                   | 74         |
| 3.2.10 Espacialização da fitomassa depositada na serapilheira .....                    | 74         |
| 3.2.11 Análise da sustentabilidade dos fragmentos florestais .....                     | 75         |
| 3.2.11.1 Análises estatísticas.....                                                    | 77         |
| <b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>                                                  | <b>80</b>  |
| 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA.....                                       | 80         |
| 4.1.1 Índices fitossociológicos.....                                                   | 88         |
| 4.1.2 Índices ecológicos.....                                                          | 95         |
| 4.2 ANÁLISE DA FITOMASSA NA SERAPILHEIRA ACUMULADA .....                               | 98         |
| 4.2.1 Estoque e dinâmica da fitomassa na serapilheira acumulada .....                  | 98         |
| 4.2.2 Dinâmica da fitomassa na serapilheira acumulada .....                            | 100        |
| 4.2.3 Espacialização da fitomassa acumulada na serapilheira em cada bosque ....        | 104        |
| 4.2.3.1 Bosque Papa João Paulo II .....                                                | 104        |
| 4.2.3.2 Bosque Gutierrez.....                                                          | 108        |
| 4.3 Análise do carbono armazenado na serapilheira .....                                | 111        |
| 4.3.1 Teores de carbono.....                                                           | 111        |
| 4.3.2 Estoque de carbono na fitomassa da serapilheira.....                             | 112        |
| 4.4 SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS.....                  | 117        |
| 4.4.1 Comparação entre as categorias de variáveis e os FFU.....                        | 117        |
| 4.4.2 Seleção de indicadores de sustentabilidade ecológica .....                       | 131        |
| 4.4.3 Análise do estoque de carbono para fragmentos florestais urbanos .....           | 143        |
| 4.5 OS FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS AVALIADOS E AS SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA..... | 150        |
| <b>5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>                                              | <b>158</b> |
| <b>REFERÊNCIAS.....</b>                                                                | <b>160</b> |
| <b>APÊNDICE I.....</b>                                                                 | <b>189</b> |
| <b>APÊNDICE II.....</b>                                                                | <b>192</b> |

## 1 INTRODUÇÃO

No século XXI, as cidades têm enfrentado inúmeros desafios com relação à mudança do clima e impactos antrópicos sobre os ecossistemas naturais e sua biodiversidade. Em decorrência disso, ocorrem aumentos nas emissões de gases poluentes para a atmosfera, os chamados Gases de Efeito Estufa (GEE), como o Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>), que ocasionam alterações nos processos ecológicos em diferentes escalas.

Estimativas do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2022b) indicam que até 2050, as áreas urbanas irão aumentar até 211% em relação a 2015, com crescimento médio entre 43 e 106%. Além disso, de 2015 a 2020, as populações urbanas aumentaram globalmente em 397 milhões de pessoas, chegando a 4,2 bilhões de habitantes, correspondendo à maior parte da população mundial (IPCC, 2022a).

A urbanização altera a paisagem e provoca a fragmentação dos habitats, afetando os processos ecológicos. Com isso, os ecossistemas naturais presentes no meio urbano têm sua capacidade de se autossustentar prejudicada, tornando-se menos resilientes às alterações nos processos ecológicos e, consequentemente, aos efeitos nocivos da mudança do clima.

As ações mais eficientes para mitigar esses impactos são relacionadas à conservação de processos ecológicos, como a fixação e o armazenamento de CO<sub>2</sub> atmosférico pelas plantas, na forma de carbono em sua fitomassa. Com base nessa premissa, nos últimos anos tem se destacado a abordagem de Soluções baseadas na Natureza (SbN), a qual visa criar ambientes e estratégias de gestão sustentáveis, principalmente nas cidades.

As SbN constituem-se em medidas inspiradas, apoiadas ou copiadas da natureza, com base em serviços ecossistêmicos, que visam conciliar níveis aceitáveis de intervenção humana (COHEN-SHACHAM et al., 2016; NESSHÖVER et al., 2017; ZWIERZCHOWSKA et al., 2019). Assim, elas buscam manter ou restaurar estruturas e funções ecológicas, proporcionando simultaneamente benefícios ao bem-estar humano, à biodiversidade e aos ecossistemas (COHEN-SHACHAM et al., 2016; KABISCH et al., 2016; NESSHÖVER et al., 2017; DHYANI; KARKI; GUPTA, 2020; MAČIULYTĖ; DURIEUX, 2020; MARTÍN; COSTA; MÁÑEZ, 2020).

O diferencial das SbN é a implementação de ações sustentáveis para restaurar locais degradados, gerando mudanças ambientais e sociais a longo prazo,

diferentemente dos métodos tradicionais, que geralmente são temporários (MAES; JACOBS, 2017; KEESSTRA et al., 2018; LAFORTEZZA et al., 2018; AITKENHEAD, 2020). As SbN estão relacionadas aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), da Organização das Nações Unidas (ONU). Dentre os ODS, destaca-se o 11, que visa tornar as cidades mais resilientes aos impactos da mudança do clima, por meio da redução das emissões de poluentes na atmosfera (UNITED NATIONS (UN), 2022).

As florestas urbanas são um componente importante das SbN, pela sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos, e contribuir localmente para a mitigação da mudança do clima pela fixação e armazenamento de carbono. Dentro das florestas urbanas, os ambientes menos afetados pela antropização e, portanto, mais capazes de prover serviços ecossistêmicos, são os Fragmentos Florestais Urbanos (FFU).

Os FFU são áreas verdes compostas por remanescentes de florestas modificadas pela urbanização, situados no perímetro urbano ou em regiões periurbanas (BIONDI, 2015a). São exemplos os parques e bosques urbanos, e Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM), dentre outras tipologias de áreas verdes urbanas (BIONDI, 2015a; MARTINI; BIONDI, 2022).

Contudo, para que os FFU possam prover serviços ecossistêmicos de maneira eficiente, além de conservar a biodiversidade, é necessário que suas características naturais, como a composição e estrutura florística, e o meio abiótico, sejam resilientes aos impactos causados pela urbanização. Essa capacidade de manter os processos ecológicos em equilíbrio e equidade após eventos de perturbação, com diversidade de grupos funcionais, produtividade, fertilidade do solo e ciclo biogeoquímico, constitui a sustentabilidade ecológica de um ecossistema (CHAPIN; TORN; TATENO, 1996; LU et al., 2015).

Há pouco conhecimento sobre quais parâmetros podem ser indicativos da sustentabilidade ecológica de FFU e como isso se relaciona com a capacidade destes ambientes em fixar e armazenar carbono na fitomassa. Nesse sentido, a compreensão sobre como ocorrem os processos ecológicos nos FFU ajuda a fornecer subsídios para a elaboração de estratégias visando a sua gestão sustentável (BARDGETT, 2011; CAVENDER; DONNELLY, 2019).

A partir do exposto, considerando as características ambientais dos FFU e impactos causados por ações humanas no ambiente urbano, esta pesquisa foi conduzida a partir das seguintes hipóteses:

H1: A maior diversidade de espécies arbóreas favorece a fitomassa incorporada na serapilheira acumulada sobre o solo, elevando a sua capacidade de estocar carbono;

H2: A dinâmica do carbono presente na fitomassa incorporada na serapilheira acumulada em FFU é um fator relacionado a outras variáveis que indicam a sustentabilidade ecológica destes ambientes.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Analisar variáveis associados à manutenção da capacidade funcional de dois fragmentos florestais urbanos localizados em Curitiba, Paraná, para o desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade ecológica.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar a composição florística e a estrutura florestal dos fragmentos florestais urbanos;
- b) Quantificar, analisar e espacializar a fitomassa acumulada na serapilheira;
- c) Analisar a dinâmica do acúmulo de fitomassa na serapilheira para a área total dos fragmentos;
- d) Analisar o estoque de carbono armazenado na fitomassa da serapilheira dos fragmentos;
- e) Desenvolver indicadores de sustentabilidade ecológica para fragmentos florestais urbanos;
- f) Analisar variáveis bióticas e abióticas relacionadas à sustentabilidade ecológica dos fragmentos florestais.

## 1.2 JUSTIFICATIVA

Diversos aspectos da mudança global no clima, como as emissões de GEE, são atribuídos às áreas urbanas, com tendência de crescimento (STROHBACH; ARNOLD; HAASE, 2012; IPCC, 2022b). Felizmente, as florestas urbanas contribuem para mitigar as causas destas emissões, por meio da fixação e armazenamento de carbono na fitomassa florestal (SILVEIRA et al., 2008; STROHBACH; ARNOLD; HAASE, 2012).

Nesse contexto, os Fragmentos Florestais Urbanos (FFU) facilitam a regulação climática em nível local (BARÓ et al., 2014; TIMILSINA et al., 2014; LAFORTEZZA et al., 2018). Porém, a sua contribuição para os estoques de carbono, além dos riscos climáticos a que estão sujeitos, e como isso influencia e é influenciado pela sustentabilidade ecológica dos fragmentos florestais urbanos, ainda não são bem compreendidos (KHAMARI; MANSINGH; PRADHAN, 2021; IPCC, 2022a; b).

Assim, analisar a capacidade funcional e a composição das espécies em FFU torna-se importante por seus efeitos na provisão de serviços ecossistêmicos (TIMILSINA et al., 2014). Por isso, existe um interesse crescente em integrar o serviço ecossistêmico de armazenamento de carbono com a mitigação da mudança do clima, sobretudo em ambientes antropizados (SILVEIRA et al., 2008; TIMILSINA et al., 2014; ARAUJO; AUSTIN, 2015).

As florestas podem ser avaliadas por meio do armazenamento de carbono no material vegetal depositado, ou acumulado, sobre o solo em fase de decomposição, o qual constitui a fitomassa da serapilheira florestal (FRESCHE et al., 2013). Isso permite aos gestores criar estratégias para maximizar a fixação de carbono por unidade de área (TIMILSINA et al., 2014; REN et al., 2019). Porém, é incipiente o conhecimento sobre o efeito das características ecológicas dos fragmentos florestais urbanos na dinâmica da serapilheira e do carbono e como isso se relaciona com a sua capacidade de autossustentação ecológica (TIMILSINA et al., 2014; CHEN, 2015).

É incipiente o conhecimento sobre as relações entre as características da estrutura florestal com o carbono estocado na serapilheira de florestas urbanas tropicais (TIMILSINA et al., 2014; REYNOLDS et al., 2017). Sabe-se que as composições das espécies, bem como as estruturas vertical e horizontal da floresta, além de outros atributos do ambiente, influenciam diretamente a fixação de carbono e os processos

ecológicos do ecossistema (ESCOBEDO et al., 2010; TIMILSINA et al., 2014; MEXIA et al., 2018; QIN et al., 2019).

No entanto, poucas pesquisas compararam a capacidade de diferentes grupos de espécies, como espécies nativas, exóticas e exóticas invasoras, presentes em um ambiente em fixar e armazenar carbono em sua fitomassa (GRAÇA; POQUET, 2014; HORN et al., 2015; BARBOSA et al., 2017; BAÑUELAS; QUESTAD; BOBICH, 2019; JONES et al., 2019; PATIL et al., 2020a). Normalmente nas pesquisas avaliam-se locais muito e pouco invadidos, o que dificulta as análises quantitativas sobre quais níveis de homogeneização biótica provocam mudanças na sustentabilidade do ecossistema (EHRENFELD, 2010; BERGERON et al., 2019).

Além disso, há uma escassez de conhecimento sobre a dinâmica dos processos ecológicos nos FFU e quais parâmetros refletem esta dinâmica, bem como quais as características ambientais que possam indicar a sua sustentabilidade ecológica. Isso porque os FFU possuem uma heterogeneidade ecológica, causada pelas influências antrópicas, o que faz com que a definição de padrões seja difícil de ser realizada com precisão.

Apesar dessa dificuldade, devido à relevância que os FFU possuem para o provimento de serviços ecossistêmicos, buscou-se selecionar variáveis que pudessem servir como indicadores da sustentabilidade ecológica destes ambientes, com base na literatura científica (KENNEY; WASSENAER; SATEL, 2011; BARRON; SHEPPARD; CONDON, 2016; KABISCH et al., 2016; KABISCH; VAN DEN BOSCH; LAFORTEZZA, 2017; NESSHÖVER et al., 2017; KEESSTRA et al., 2018; WENDLING et al., 2019; BATISTA et al., 2020).

Os indicadores sugeridos nas referidas pesquisas consideram o contexto geral da floresta urbana, com parâmetros que vão desde aspectos ecológicos até políticos e sociais. Por isso, o diferencial desta pesquisa foi o de avaliar especificamente os FFU, com o objetivo de recomendar variáveis representativas destes ambientes que possam compor índices para a gestão de florestas urbanas.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 MUDANÇAS DE USO DO SOLO NO BRASIL E AS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (GEE)

Entre os anos de 1985 e 2020, aproximadamente 388 mil ha de vegetação nativa foram convertidos para áreas urbanizadas ano-a-ano no Brasil, com destaque para as formações florestais (MAPBIOMAS, 2021). De acordo com MapBiomas (2021), a área urbanizada no Brasil alcançou 4,13 milhões de ha em 2020, correspondendo a 0,48% do território brasileiro, com taxa geométrica de crescimento urbano de 1,95% a.a. entre 1985 e 2020. Em relação aos biomas, a Mata Atlântica representou 54,7% das áreas urbanizadas no país, com crescimento de 1,65% a.a. no período citado (MAPBIOMAS, 2021).

Um dos reflexos dessa mudança no uso do solo são os aumentos expressivos das concentrações de GEE na atmosfera, constituídas sobretudo pelo Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>), que representa 64% das emissões de GEE atuais (BRAVO et al., 2017a; WENDLING et al., 2019; IPCC, 2022a; b). Os aumentos nas emissões de GEE ocorrem pela queima de combustíveis fósseis, desmatamentos e crescimento urbano, dentre outros, e têm uma relação direta com o aquecimento global e a mudança do clima (LORENZ; LAL, 2010; ZHAO et al., 2010; O'DONOGHUE; SHACKLETON, 2013; WENDLING et al., 2019).

Em 2021, o total de emissões de GEE para a atmosfera superou 55 GtCO<sub>2</sub>-eq ano<sup>-1</sup> (FRIEDLINGSTEIN et al., 2022). Em 2019, cerca de 34% [20 GtCO<sub>2</sub>-eq] do total de emissões antrópicas líquidas de GEE foram provenientes do setor de energia, 24% [14 GtCO<sub>2</sub>-eq] da indústria, 22% [13 GtCO<sub>2</sub>-eq] da agricultura, silvicultura e outros usos do solo (AFOLU), 15% [8,7 GtCO<sub>2</sub>-eq] de transporte e 6% [3,3 GtCO<sub>2</sub>-eq] da construção civil (IPCC, 2022b). Em dezembro de 2022, a média global de emissões de CO<sub>2</sub> chegou a 418,95 ppm (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA), 2022).

Os GEE são transportados na atmosfera como gases, aerossóis e material particulado, gerando impactos na qualidade do ar, com variações espaciais e temporais (FERREIRA et al., 2017; XING; JONES; DONNISON, 2017). No entanto, a quantidade e a taxa de CO<sub>2</sub> emitida variam em função das características da perturbação antrópica (CLIMATE ACTION RESERVE (CAR), 2019). Por isso, o uso e

a cobertura do solo urbano estão entre as principais fontes de GEE que afetam o clima global (RUSSO et al., 2015; XIA et al., 2019).

As cidades permeiam os três principais setores de emissões de GEE: energia, representada pela infraestrutura construída; mudança no uso do solo, que ocasiona perda de habitats; e transporte (TNC, 2018; UN-HABITAT, 2021). Juntos, estes setores correspondem de 71 a 76% das emissões totais de CO<sub>2</sub>, embora as cidades representem apenas 2% da superfície da Terra (UNITED NATIONS (UN), 2021).

Os efeitos nocivos das concentrações de GEE na atmosfera são aumentos na frequência e intensidade de extremos climáticos, como ondas de calor e precipitações intensas, estiagens, ciclones tropicais, inundações, e alterações nas marés (IPCC, 2020; RITCHIE; ROSER, 2020). Estes eventos prejudicam a segurança alimentar, sistemas hídricos e ecossistemas; favorecem a desertificação e a degradação dos solos, e a transmissão de doenças; e acentuam problemas sociais e culturais, promovendo migrações (IPCC, 2020; 2022b; MARTÍN; COSTA; MÁÑEZ, 2020).

Os efeitos imediatos serão danos fisiológicos à biota (ÅGREN; ANDERSSON, 2012). Isso porque o clima influencia a sobrevivência, crescimento e reprodução das plantas, além da disponibilidade hídrica e fração difusa da irradiância, afetando a produtividade vegetal (BRAVO et al., 2017b; VALLADARES, 2017). Assim, mudanças na cobertura florestal, sobretudo para fins agrícolas e urbanização, afetam diretamente a temperatura da superfície do solo pelas trocas de água e energia (IPCC, 2020). A longo prazo, são esperadas mudanças químicas e alterações na atividade biológica e disponibilidade de nutrientes, como alterações nos regimes de umidade e temperatura dos solos, e interrupções nos ciclos da água, carbono (C), nitrogênio (N), e outros elementos (LAL, 2004; ÅGREN; ANDERSSON, 2012).

Essas mudanças estressam os ecossistemas, levando ao seu colapso, o que favorece as espécies mais tolerantes a distúrbios (BURGIEL; MUIR, 2010; IPCC, 2022a). Isso traz impactos sobre a composição das espécies, cadeias tróficas e produtividade da fitomassa florestal, aumentando a suscetibilidade a pragas e doenças (ÅGREN; ANDERSSON, 2012; REYER et al., 2013; RITCHIE; ROSER, 2020).

A biodiversidade e o clima são conectados pelo carbono e, por isso, a mudança do clima e a biodiversidade são interdependentes (INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES (IPBES); IPCC, 2021). A respeito disso, estima-se que 85% dos sistemas naturais e

regiões ricas em biodiversidade na América do Sul serão impactados negativamente pela mudança do clima (IPCC, 2022).

Um aumento na temperatura irá modificar o equilíbrio competitivo entre as espécies, promovendo expansões e/ou retrações na sua distribuição espacial, dependendo da sensibilidade à fragmentação, especialização do habitat, modo de dispersão, dentre outros fatores (BURGIEL; MUIR, 2010; VAN DER PUTTEN, 2012; BARDGETT et al., 2013; BRAVO et al., 2017b; EMILSSON; SANG, 2017). Desse modo, muitas populações podem não se adequar às novas condições ambientais, sendo extintas local ou globalmente, implicando no provimento de serviços ecossistêmicos (BELLARD et al, 2012; CORBIN; D'ANTONIO, 2012; GILBERT; LEVINE, 2013).

Apesar disso, algumas espécies podem se adequar aos novos ambientes por meio de modificações fisiológicas (BELLARD et al., 2012; VAN DER PUTTEN, 2012). Nesse caso, são favorecidas as espécies com características de sucessão inicial, pela melhor capacidade de dispersão, e com potencial de ocupar rapidamente locais diferentes de sua origem, podendo tornar-se invasoras (VAN DER PUTTEN, 2012).

Todos esses impactos serão mais intensos em ambientes alterados, como as cidades, onde as espécies nativas se tornarão menos capazes de se adaptar às alterações, passando a competir por recursos naturais com Espécies Exóticas Invasoras (EEI) (ADLER; TANNER, 2015).

A estrutura das cidades aumenta a temperatura local devido ao adensamento das construções, ocasionando o efeito de ilhas de calor, onde também se agravam os eventos de poluição do ar (LÜTTGE; BUCKERIDGE, 2020; MARTINI; BIONDI, 2022; IPCC, 2022a). Com consequência, são esperadas alterações na dinâmica da precipitação, que limitam a disponibilidade de água e nutrientes às plantas, afetando a qualidade dos habitats e os padrões ecológicos e fenológicos (EMILSSON; SANG, 2017; LAHR; DUNN; FRANK, 2018; IPCC, 2020).

Estima-se que essas alterações ocasionem uma diminuição nas taxas de crescimento das árvores em ambientes urbanos (ÅGREN; ANDERSSON, 2012; DAVID et al., 2018). Um dos efeitos disso é que as árvores se tornarão mais suscetíveis a pragas e doenças, além de fatores abióticos, aumentando o seu risco de ruptura e queda, com alterações nos processos ecológicos, sobretudo nos FFU (LÜTTGE; BUCKERIDGE, 2020).

### 2.1.1 Mitigação da mudança do clima pelas cidades

Como as atividades antrópicas alteram as concentrações de GEE, os humanos podem reduzir as taxas de mudança do clima e aliviar os impactos negativos alterando as práticas de uso do solo (BRAVO et al., 2017a). Isso se refere à mitigação da mudança do clima, que consiste em ações ou atividades que limitam ou reduzem os níveis de GEE na atmosfera (IPCC, 2022b). A mitigação pode ser feita por meio da redução de GEE, e com a gestão de ecossistemas visando aumentar a sua remoção da atmosfera, por meio da fixação biológica de CO<sub>2</sub> em sumidouros (DAWSON; SPANNAGLE, 2009; EPPLE et al., 2016; WENDLING et al., 2019; IPCC, 2022b).

Segundo Dawson e Spannagle (2009), existem dois tipos principais de fixação biológica de CO<sub>2</sub>: os que impedem a liberação de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, que podem ser pelo desmatamento evitado e conservação de áreas úmidas; e os que removem CO<sub>2</sub> da atmosfera, que são atividades de florestamento/reflorestamento e atividades de manejo sustentável do solo.

Esforços para reduzir as emissões estão sendo feitos, como a criação da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) em 1992, e diversos acordos e tratados, como o Acordo de Paris (UN, 2015; LEMAY; KURZ, 2017). O Acordo de Paris é um compromisso internacional sobre as alterações climáticas adotado por 196 Partes (países) na Conferência das Partes da UNFCCC (COP) 21 em Paris, em 12 de dezembro de 2015 (UN, 2015). Tem como objetivo limitar o aquecimento global a menos de 2 °C, tentando não ultrapassar 1,5 °C acima dos níveis pré-industriais até 2050, considerando que isso reduziria sobremaneira os riscos climáticos (UN, 2015).

O Acordo de Paris exigiu que até 2020 os países signatários apresentassem ações e metas de mitigação e adaptação na forma de uma Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) à UNFCCC, e fossem revisadas a cada cinco anos (UN, 2015; SEDDON et al., 2019). Nas NDC, os países comunicam as ações que tomarão para reduzir suas emissões de GEE e para se adaptar aos impactos do aumento das temperaturas (UN, 2015). Por isso, jurisdições governamentais se comprometeram a reduzir as emissões e incentivar a fixação de carbono em áreas naturais e agrícolas (CAMERON et al., 2017).

A terceira parte do AR6 lançado pelo IPCC em 2022 (IPCC, 2022b) trata exclusivamente do contexto atual da mudança do clima sob o ponto de vista da

mitigação. O referido relatório traz uma avaliação da literatura sobre os aspectos científicos, tecnológicos, ambientais, econômicos e sociais da mitigação da mudança do clima para a próxima década (IPCC, 2022b).

Nesse sentido, a Mitigação baseada no Solo (MbS), contribui para as metas do Acordo de Paris pela utilização da biodiversidade e ecossistemas para fixar e armazenar carbono, neutralizando as causas da mudança do clima (EPPLÉ et al., 2016; NUNEZ; VERBOOM; ALKEMADE; 2020; IPCC, 2022b). As ações de MbS são direcionadas à redução das emissões pelo desmatamento e degradação florestal; restauração, conservação e gestão sustentável de ecossistemas e solos; aumento dos estoques de carbono em florestas, áreas úmidas e oceanos; e fontes de energia renováveis (COHEN-SHACHAM et al., 2016; BRAVO et al., 2017b; WENDLING et al., 2019; IPCC, 2020; 2022b). A MbS está relacionada ao ODS 11, sobre ações climáticas, sobretudo em âmbito local (ALLAM; JONES; THONDOO, 2020).

As maneiras mais eficientes de mitigar a mudança do clima são a regeneração natural, plantio de árvores em ecossistemas florestais, e conservação de ecossistemas terrestres e aquáticos (BASTIN et al., 2019; BANOHO et al., 2020; BABBAR et al., 2021; IPCC, 2022b). Segundo Bravo et al. (2017b), a conservação de florestas é a estratégia mais eficaz para preservar os estoques de carbono. Grassi et al. (2017) afirmam que aproximadamente um terço das atuais emissões antrópicas de CO<sub>2</sub> são removidos por ecossistemas terrestres, principalmente florestas.

A terra e os oceanos absorveram uma proporção quase constante (globalmente cerca de 56% ao ano) das emissões de CO<sub>2</sub> das atividades humanas nas últimas seis décadas, com diferenças regionais (IPCC, 2021). Contudo, ações como a conservação de ambientes naturais têm impactos a curto prazo, enquanto outras levam décadas para entregar resultados, como a restauração de ecossistemas e a recuperação de solos degradados (IPCC, 2020).

Por isso, as estratégias de Mitigação baseada no Solo (MbS) em escala de paisagem devem ser integradas ao uso do solo, como agricultura, silvicultura e conservação da biodiversidade, para promover a estabilização da matéria orgânica do solo (CASTELLANO et al., 2015; EPPLÉ et al., 2016; IPCC, 2022b). Assim, essas ações podem contribuir simultaneamente para objetivos sociais e econômicos, como a proteção dos recursos naturais; segurança energética, hídrica e alimentar; e proteção de povos originários (CAMERON et al., 2017; IPCC, 2022b).

Por suas características antrópicas, as áreas urbanas constituem uma fonte líquida de carbono, pois emitem mais carbono do que absorvem (IPCC, 2022b). Apesar disso, as cidades são fundamentais no combate às causas locais da mudança do clima, e colaboram para os compromissos climáticos globais, favorecendo a resiliência e sustentabilidade dos sistemas urbanos (ELMQVIST et al., 2015; FINK, 2016). Isso está relacionado à capacidade desses locais em implementar medidas de gestão que aumentem a eficiência dos recursos e reduzam as emissões de GEE para meios de desenvolvimento de baixa emissão (IPCC, 2022b).

Esforços de mitigação nas cidades incluem a redução do consumo de energia e materiais de origem fóssil, uso de energia limpa, e aumento da fixação e armazenamento de carbono pelas florestas urbanas (IPCC, 2022b). Essas medidas reforçam a participação das florestas urbanas para o desenvolvimento sustentável das cidades (IPBES; IPCC, 2021). Desse modo, dependendo de como são manejados ou impactados, os FFU podem se constituir em sumidouros líquidos de emissões de CO<sub>2</sub>, contribuindo para a mitigação da mudança do clima em escala local (LAFORTEZZA et al., 2018; CAR, 2019).

No Plano de Ação de Bali, concluído na COP 18 em Doha, no Catar, em 2012, foram propostas Ações de Mitigação Nacionalmente Apropriadas (NAMA) para reduzir as emissões de GEE a partir de tecnologias, financiamento e capacitação (UNFCCC, 2022). Entre 2019 e 2020, os investimentos mundiais em mitigação do clima alcançaram 571 bilhões de dólares, representando 90,1% da finança climática no período, sendo 35 bilhões de dólares na América Latina e Caribe (CLIMATE POLICY INITIATIVE (CPI), 2021). Os projetos de mitigação com foco nas mudanças do uso do solo receberam o sexto maior aporte, de 14 bilhões de dólares no período (CPI, 2021).

As ações relacionadas à mitigação podem reduzir expressivamente as emissões de GEE (IPBES; IPCC, 2021). Alguns exemplos são a restauração florestal (1,5-10,1 GtCO<sub>2</sub>eq.ano<sup>-1</sup>), aumento do carbono orgânico do solo (0,4-8,6 GtCO<sub>2</sub>eq.ano<sup>-1</sup>), redução do desmatamento e degradação florestal (0,4-5,8 GtCO<sub>2</sub>eq.ano<sup>-1</sup>), e conservação da biodiversidade (0,9 GtCO<sub>2</sub>eq.ano<sup>-1</sup>) (IPBES; IPCC, 2021). Segundo dados de IPCC (2022b), em nível global, as árvores urbanas fixam 217,8 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> anualmente, armazenando aproximadamente 7,4 bilhões de toneladas de carbono.

## 2.2 CICLO DO CARBONO

Fatores bióticos, e conjuntos abióticos que compõem os ecossistemas florestais são responsáveis por transferências de energia e materiais de um conjunto para outro e regem os ciclos de carbono e nutrientes nestes ambientes (CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2012; FLOWER; KNIGHT; GONZALEZ-MELER, 2012). Neste contexto, o ciclo global do carbono explica a deposição, armazenamento e liberação de carbono entre solo, vegetação, atmosfera, oceanos, rochas e combustíveis fósseis (HOUGHTON, 2007; WENDLING et al., 2019).

Os maiores sumidouros de carbono são a atmosfera, oceanos, reservas de combustíveis fósseis e ecossistemas terrestres (HOUGHTON, 2007; MUTTER, 2020). Neste último, o carbono é subdividido em quatro compartimentos: fitomassa viva aérea (caule, galhos, folhas, dentre outros), a qual constitui a biomassa acima do solo (AGB); raízes, chamada de biomassa subterrânea (BGB); detritos de plantas (galhos caídos, serapilheira, tocos, troncos, cascas, dentre outros), que constitui o carbono de matéria orgânica morta (DOC); e solo (húmus e solo mineral), que compreende o carbono orgânico do solo (SOC) (BRAVO et al., 2017b; BABBAR et al., 2021).

O SOC é o principal constituinte de carbono, seguido por AGB, BGB e DOC (BABBAR et al., 2021). O solo representa o terceiro maior estoque de carbono em nível global, contendo juntamente com as plantas, 2,7 vezes mais carbono que a atmosfera (BARDGETT, 2011; CASTELLANO et al., 2015; ZOMER et al., 2017).

As florestas desempenham um papel essencial no balanço global do carbono, ao armazenarem quantidades consideráveis deste elemento em função dos estágios de sucessão, manejo e composição de espécies (SILVEIRA et al., 2008; LORENZ; LAL, 2010; MOGNON et al., 2013).

As plantas interagem com a atmosfera por meio da fixação de CO<sub>2</sub> e liberação de vapor d'água pelos estômatos; e com o solo pela captação de nutrientes e água, modificando suas propriedades físico-químicas (EHRENFELD, 2010; BRAVO et al., 2017b). O carbono é absorvido da atmosfera pela fotossíntese e liberado com a respiração de plantas, animais e micróbios, principalmente os do solo, e pelo fogo (HOUGHTON, 2007). Parte do CO<sub>2</sub> capturado cria fitomassa, e o restante é liberado para a atmosfera pela respiração autotrófica (LORENZ; LAL, 2010). Durante a decomposição, o carbono vai para o solo, e uma pequena quantidade é liberada na atmosfera pela respiração heterotrófica (BRAVO et al., 2017b).

O CO<sub>2</sub> deixa a atmosfera principalmente por meio da fotossíntese, o processo em que as plantas absorvem CO<sub>2</sub> e água (H<sub>2</sub>O) para produzir açúcar (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>) e oxigênio (O<sub>2</sub>) (DASONIE, 2008). A reação química simplificada para fotossíntese está apresentada na Equação 1.



Os elementos fisiológicos ou metabólicos das plantas influenciam as taxas de crescimento e acúmulo de carbono na fitomassa (HOUGHTON, 2007). Assim, um desequilíbrio entre a fotossíntese e a respiração pelo manejo, níveis de matéria orgânica, e condições microclimáticas prejudicam o balanço atmosférico de carbono, tornando os ecossistemas fontes de emissão de CO<sub>2</sub> (HOUGHTON, 2007; ZOMER et al., 2017; WENDLING et al., 2019).

O carbono florestal armazenado varia em função da morfologia das plantas (densidade dos troncos ou caules), estrutura da floresta (áreas foliar e basal, composição das espécies e suas relações funcionais), idade, e clima (tempo e duração de queda das folhas), em escala local ou de paisagem (CONWAY; BOURNE, 2013; TIMILSINA et al., 2014; BUSTAMANTE et al., 2016; BERG; MCCLAUGHERTY, 2020).

A fixação de carbono orgânico no solo diminui a perda dos produtos da fotossíntese para a atmosfera pelo processo de respiração (IPBES; IPCC, 2021). Desse modo, os estoques de carbono refletem o saldo líquido entre esses processos de captação, perda e retenção (CONTI; DÍAZ, 2013).

A Produção Primária Bruta (PPB) corresponde à fotossíntese bruta total no ecossistema, a qual representa a conversão de CO<sub>2</sub> em carbono orgânico (ÅGREN; ANDERSSON, 2012). Já a Produção Primária Líquida (PPL), é o que sobra quando os organismos autótrofos usam sua parte da PPB para sua própria respiração (ÅGREN; ANDERSSON, 2012). Em outras palavras, é o carbono assimilado pela planta pela fotossíntese após parte ter sido liberada pela respiração (EHRENFELD, 2010). Por fim, o *Net Ecosystem Exchange* (NEE) corresponde ao fluxo líquido de CO<sub>2</sub> no ecossistema, que resulta da PPL após a respiração heterotrófica pelos microrganismos do solo durante a decomposição (ÅGREN; ANDERSSON, 2012).

Após a deposição do material no solo da floresta, seu acúmulo é regulado pela taxa de decomposição (MENDONÇA et al., 2019). Isso se deve à decomposição da matéria orgânica promover o retorno de parte do CO<sub>2</sub> à atmosfera e originar

substâncias que contribuem para a fertilidade do solo e o armazenamento de carbono (BERG; MCCLAUGHERTY, 2020; GRAÇA; POQUET, 2014).

Berg e McClaugherty (2020) explicam que na escala da biosfera, a decomposição é importante por duas razões. A primeira é que quantidades expressivas de GEE são liberadas como produtos de decomposição, com aumento na quantidade de gases à base de carbono na atmosfera. A segunda é o sumidouro constituído pelos solos, onde a dinâmica de decomposição da matéria orgânica é diretamente relacionada à ciclagem de nutrientes. O processo inicia com a produção de gases de carbono e húmus pelos detritos vegetais, com perda de massa e taxas de imobilização e liberação de nutrientes, modificando a composição química da serapilheira (BERG; MCCLAUGHERTY, 2020).

As condições climáticas na Terra são controladas pelo equilíbrio entre a produtividade primária e a taxa de decomposição da matéria orgânica (BERG; LASKOWSKI, 2005). A decomposição da matéria orgânica é essencial para equilibrar os processos biológicos da Terra, ao permitir a reciclagem de elementos químicos desde ecossistemas até a biosfera (BERG; LASKOWSKI, 2005).

Além desses fatores, os incêndios, desmatamentos e urbanização reduzem o estoque de carbono no ambiente, constituindo mecanismos de saída de matéria para a atmosfera (EHRENFELD, 2010; DAVIES et al., 2013; BERG; MCCLAUGHERTY, 2020). Quando uma árvore morre e cai, ela se decompõe e o carbono retido nela é emitido de volta para a atmosfera, sendo uma parte retida no solo (NOWAK et al., 2002). A decomposição da matéria orgânica no solo representa um dos maiores fluxos do ciclo terrestre do carbono, contribuindo com cerca de 60 Pg.C.ano<sup>-1</sup> para as emissões de CO<sub>2</sub> dos ecossistemas (HOUGHTON, 2007; DIDION et al., 2016).

Com relação à idade e nível de alteração florestal, tanto as florestas maduras quanto as jovens constituem sumidouros de carbono, sendo que as primeiras armazenam mais e fixam menos carbono do que as segundas, enquanto as florestas degradadas tendem a emitir mais carbono do que fixam e armazenam (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO); WORLD RESOURCES INSTITUTE (WRI); INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN), 2021).

Assim, a quantificação da fitomassa em florestas alteradas, como os FFU, permite avaliar como as interações entre clima e espécies vegetais controlam o ciclo do carbono (VIVANCO; AUSTIN, 2019). Isso porque o carbono contido na fitomassa

florestal, em especial na serapilheira, é um indicativo da saúde da floresta, pela mineralização do carbono, sendo um fator importante para a sua recuperação funcional (DICKOW et al., 2012; HAQ; CALIXTO; KUMAR, 2020; QUERINO et al., 2023). Por este motivo, mesmo pequenas mudanças nas emissões de CO<sub>2</sub> do solo podem ocasionar impactos expressivos na composição atmosférica, contribuindo assim para intensificar o aquecimento global (ZHANG et al., 2014).

### 2.2.1 Armazenamento de carbono na serapilheira

O crescimento, senescência e mortalidade das plantas resultam em um suprimento contínuo de matéria orgânica, constituída principalmente por folhas (DIDION et al., 2016). A serapilheira florestal é a camada de resíduos orgânicos acumulada sobre o solo pela queda periódica de folhas, ramos, cascas, flores, frutos, sementes e detritos animais, sob diferentes estágios de decomposição (HIGA et al., 2014; AQUINO et al., 2016; BERG; MCCLAUGHERTY, 2020). No caso da serapilheira vegetal, a qual é composta pela fitomassa lenhosa morta, considera-se aquela com diâmetro inferior a 2 cm (HIGA et al., 2014).

No compartimento constituído pela serapilheira, quantidades expressivas de nutrientes e carbono orgânico retornam ao solo por meio de processos contínuos de degradação da matéria orgânica (ÅGREN; ANDERSSON, 2012; GODINHO et al., 2014). A quantidade de serapilheira produzida reflete a produtividade do ecossistema (MENSAH et al., 2016). Por isso, a serapilheira é fundamental para a sustentabilidade dos ecossistemas (FERREIRA et al., 2007; MAKKONEN et al., 2012).

O clima afeta diretamente o acúmulo e decomposição da serapilheira, devido aos efeitos da temperatura e umidade (AERTS, 1997; ÅGREN; ANDERSSON, 2012). A decomposição da fitomassa é um componente importante do ciclo de energia da Terra e da mudança global no clima (GRAÇA; POQUET, 2014; GARCIA-PALACIOS et al., 2016a; HAQ; CALIXTO; KUMAR, 2020). Além disso, as comunidades de plantas determinam a qualidade e a dinâmica da serapilheira e os processos da rizosfera no ciclo do carbono, tanto dentro do ecossistema quanto entre ecossistemas adjacentes (RANI et al., 2016; KOOCH et al., 2020).

A decomposição da serapilheira ocorre pela interação entre o material vegetal e os organismos decompositores, de micro e macrofauna, controlados pelas condições climáticas e de solo (MAKKONEN et al., 2012; CARVALHO et al., 2019). Aerts (1997)

subdivide esse processo em duas etapas principais. Primeiro, a serapilheira é decomposta pela macrofauna em pequenos pedaços que podem ser quimicamente reduzidos (AERTS, 1997). Na sequência, por meio das atividades de microrganismos, estes pedaços são ainda mais reduzidos e mineralizados em moléculas inorgânicas básicas, como amônia, fosfato, dióxido de carbono e água (AERTS, 1997).

Como resultado da decomposição da serapilheira, ocorrem efeitos hidrológicos e ecológicos nos ecossistemas, dependendo da heterogeneidade na sua composição e dos fatores biofísicos que influenciam a decomposição (DU et al., 2019; BERG; MCCLAUGHERTY, 2020; GONG et al., 2020). Com isso, a serapilheira favorece a infiltração e retenção de água, minimizando os processos erosivos, pelo amortecimento e dispersão da energia cinética das gotas (VIEIRA; SCHUMACHER, 2010; ÅGREN; ANDERSSON, 2012).

A produção, armazenamento e taxa de decomposição da serapilheira variam em função do microclima; relevo (altitude e exposição); composição química do substrato; tipologia florestal; estágio sucessional; sub-bosque; proporção de copa; distúrbios naturais ou artificiais e aspectos fisiológicos das espécies (JENSEN, 1974; DUBOC et al., 2012; MAKKONEN et al., 2012; BERG; MCCLAUGHERTY, 2020; GODINHO et al., 2014; BRADFORD et al., 2016; MENDONÇA et al., 2019). Dependendo das características de cada ecossistema, um desses fatores pode prevalecer sobre os demais, diferenciando substancialmente os ambientes (CALVI; PEREIRA; ESPÍNDULA JÚNIOR, 2009; MAKKONEN et al., 2012; DIDION et al., 2016).

A taxa de decomposição da serapilheira indica a resiliência do ecossistema a perturbações, o que permite subsidiar o manejo e recuperação de locais antropizados e em processo de degradação (CALVI; PEREIRA; ESPÍNDULA JÚNIOR, 2009; GODINHO et al., 2013). Assim, os fatores ambientais e padrões espaciais da decomposição da serapilheira indicam como a mudança do clima afetará os processos ecológicos do ecossistema (BOYERO et al., 2011; ALMAGRO et al., 2015).

Independentemente da fase sucessional da floresta, as folhas contribuem com o maior aporte de fitomassa ao piso florestal (DICKOW et al., 2012). Freschet et al. (2013) constataram que, em média, a porcentagem anual de folhas na serapilheira produzida por uma árvore na floresta representa cerca de 41% do total, enquanto galhos e raízes finos correspondem a 11 e 48%, respectivamente. A partir disso, os autores afirmam que a dinâmica da matéria orgânica em ecossistemas florestais pode ser relativamente bem compreendida por estimativas de decomposição da serapilheira.

### 2.2.2 Relação entre clima e carbono florestal

O CO<sub>2</sub>, além de ser o principal GEE, é também a base da fotossíntese, de modo que a produtividade das plantas e a dinâmica da vegetação são direta e indiretamente influenciadas pelas concentrações atmosféricas de CO<sub>2</sub> (VALLADARES, 2017). Assim, a mudança do clima se torna uma mistura complexa de mudanças na frequência e intensidade de vários fatores associados a diferentes níveis hierárquicos ambientais, indo desde processos moleculares, até todo o ecossistema e à escala global (BARDGETT et al., 2013; VALLADARES, 2017).

As mudanças da matriz natural para uma paisagem antropizada modificam expressivamente a participação dos ecossistemas terrestres como sumidouros de carbono atmosférico (MUÑOZ-VALLÉS et al., 2013). Isso porque o fluxo de carbono proveniente das mudanças no uso do solo depende da extensão e das características do ecossistema, e das taxas de deterioração e recuperação após alterações ou manejo da vegetação (HOUGHTON, 2007; BRAVO et al., 2017a).

Mudanças nos padrões de fixação e armazenamento de carbono pela serapilheira florestal podem provocar um desequilíbrio entre os reservatórios de carbono terrestre e atmosférico (CROWTHER et al., 2015). Além disso, o aquecimento global pode ter consequências para a decomposição da serapilheira e as redes de interações ecológicas, reduzindo a absorção de CO<sub>2</sub> pelos ecossistemas florestais (LORENZ; LAL, 2010; BOYERO et al., 2011). Como consequência, ocorrem alterações na estrutura e funcionamento das comunidades microbianas do solo e na qualidade química da serapilheira (BARDGETT, 2011; GARCIA-PALACIOS et al., 2016b).

As mudanças ambientais influenciam o desenvolvimento de características foliares e afetam a dinâmica da serapilheira e a ciclagem de nutrientes e, portanto, os serviços e funcionamento do ecossistema (GRAÇA; POQUET, 2014; PATIL et al., 2020b). Os aumentos nas temperaturas devem resultar em alterações na qualidade e dinâmica de decomposição da serapilheira, devido à diferenciação dos efeitos climáticos em cada local (BERG; LASKOWSKI, 2005; PARSONS; CONGDON; LAWLER, 2014).

As propriedades fisiológicas nos tecidos vegetais serão alteradas pelo aumento nas concentrações de CO<sub>2</sub> (GAVAZOV, 2010; ÅGREN; ANDERSSON, 2012). Os balanços de carbono, hídrico e nutricional serão alterados, aumentando a sensibilidade

a geadas e secas, e à resistência a pragas e doenças (ÅGREN; ANDERSSON, 2012; LAHR; DUNN; FRANK, 2018).

A influência da fixação e armazenamento de carbono sobre o clima é incluída na categoria de serviços ecossistêmicos reguladores, pela sua capacidade de modificar as condições ambientais (SCHRÖTER et al., 2019; BABBAR et al., 2021). Ademais, a serapilheira está relacionada com serviços de suporte, por sua participação na ciclagem de nutrientes e formação do solo (BREARS, 2020).

### 2.3 FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS (FFU)

Perturbações prolongadas na paisagem ocasionam a descontinuidade na distribuição espacial dos recursos naturais, levando à fragmentação de habitats e gerando efeitos de borda dentro da matriz (TNC, 2018; BHUGELLOO et al., 2021). A partir disso, surge na paisagem um mosaico de fragmentos remanescentes de habitat com diferentes tamanhos, intercalados a outros tipos de cobertura do solo, como agricultura, plantios florestais comerciais e infraestruturas urbanas (TNC, 2018).

A fragmentação da paisagem urbana promove a formação de núcleos de vegetação remanescente pequenos e isolados cercados por componentes abióticos que constituem a matriz urbana (CHEN et al., 2017). Com isso, ocorrem alterações nos componentes bióticos e abióticos do ecossistema, refletindo nos processos ecológicos, como as taxas de decomposição da matéria orgânica e armazenamento de carbono (RIUTTA et al., 2012; JIANG et al., 2017). Esses núcleos de vegetação correspondem aos Fragmentos Florestais Urbanos (FFU), que são locais onde a floresta pode se regenerar espontaneamente, com a influência de componentes bióticos e abióticos modificados pelas ações humanas (JOHNSON et al., 2020).

Os FFU diferem das florestas não urbanas em relação à estrutura e composição florística, embora alguns aspectos ecológicos possam ser semelhantes, dependendo do nível de perturbação antrópica a que estejam sujeitos (VOGT, 2020). Soma-se a isso a proximidade com jardins ornamentais e práticas anteriores de uso do solo, que moldam a ecologia dos FFU (OGDEN et al., 2018).

Outro aspecto é que os FFU podem ter intervenções paisagísticas para assegurar sua integridade ecológica, e assim proteger e conservar esses espaços por meio do incentivo aos usos como lazer e recreação (MARTINI; BIONDI, 2022). Desse modo, por serem unidades paisagísticas menos afetadas pela ação antrópica no meio

urbano, os FFU atendem necessidades sociais, econômicas estéticas, e de conservação e/ou preservação local (BIONDI, 2015a; b; VOGT, 2020). Com isso, inúmeros serviços ecossistêmicos são fornecidos. Dentre eles está a fixação e armazenamento de carbono na fitomassa das árvores, o que contribui para a mitigação da mudança do clima em escala local (TIMILSINA et al., 2014; FERREIRA et al., 2019; BATISTA et al., 2020; VOGT, 2020).

Nesses locais, as condições para o crescimento das árvores, solos, hidrologia, fluxos de nutrientes, microclima e processos ecológicos imitam aquelas de áreas naturais fora das cidades (VOGT, 2020). Porém, os FFU são sistemas diferenciados, devido à dinâmica com a paisagem circundante, a qual causa modificações nos recursos naturais e processos ecológicos (OGDEN et al., 2018; JOHNSON et al., 2020).

Em muitos FFU são realizadas ações de manejo, com a remoção de árvores dominantes e também do sub-bosque (HOYOS et al., 2010; FAJARDO; GUNDALE, 2018). Este processo torna os FFU ainda mais vulneráveis à invasão biológica, principalmente por espécies vegetais, ao tornar o ambiente mais fragilizado (ADLER; TANNER, 2015).

Por isso, devido às modificações em suas características originais, os FFU podem conter variados estágios de sucessão ecológica no mesmo local, com diferentes trajetórias de dinâmica da vegetação (JOHNSON et al., 2020). A sucessão ecológica nos FFU é modificada por alterações humanas, como degradação do habitat, poluição, pressão das atividades dos visitantes e o paisagismo (SIKORSKA et al., 2021). Portanto, deve-se considerar que a sucessão nesses ambientes não segue os padrões clássicos, devido a estes e outros fatores que acabam por promover novas interações ecológicas (ADLER; TANNER, 2015; JOHNSON et al., 2020).

Devido às especificidades ambientais, os FFU podem ser caracterizados por sua quantidade, histórico de uso do solo, regime de manejo e gestão, distribuição na paisagem, área, formato, composição de espécies e pedologia, função, além da dinâmica temporal entre estes fatores (DOBBS; ESCOBEDO; ZIPPERER, 2011; OGDEN et al., 2018; SONTI et al., 2019; SIKORSKA et al., 2021). Essa dinâmica temporal dos FFU depende de processos sociais e ecológicos que ocorrem devido a diferentes tipos de distúrbios e eventos de mudança que são comuns em áreas urbanas (OGDEN et al., 2018).

### 2.3.1 Sustentabilidade ecológica dos fragmentos florestais urbanos

As mudanças globais no clima, a urbanização e a invasão biológica afetam, em diferentes escalas, a sustentabilidade dos ecossistemas naturais (LU et al., 2015; KABISCH et al., 2016). Devido a isso, a sustentabilidade do ecossistema depende de sua integridade ecológica, que está relacionada a sua própria diversidade biológica (CHAPIN; TORN; TATENO, 1996; NITOSLAWSKI; DUINKER; BUSH, 2016).

Isso é explicado pela diversidade biológica possuir uma relação direta com o funcionamento dos ecossistemas, sobretudo em áreas urbanas, devido ao seu papel no fornecimento de serviços ecossistêmicos (MILLWARD; SABIR, 2010; MAYNARD; CROWTHER; BRADFORD, 2017). Os ecossistemas diversos possuem maior potencial funcional, como a produção de biomassa, o que favorece respostas a impactos ambientais (MAYNARD; CROWTHER; BRADFORD, 2017).

Os componentes da diversidade funcional, como as características das espécies mais abundantes e a variedade de características presentes no ambiente, são os mais fortemente associados à sustentabilidade do ecossistema (CONTI; DÍAZ, 2013). Assim, níveis elevados de biodiversidade em FFU favorecem a sua resiliência e estabilidade ecológica, influenciando na sua sustentabilidade ecológica, e permitindo a adaptação a climas futuros e proteção contra perdas de espécies (KENDAL; DOBBS; LOHR, 2014; BATISTA et al., 2020; BREARS, 2020; JOHNSON et al., 2020).

Contudo, a diversidade de espécies em FFU pode ser afetada por pragas, doenças, eventos climáticos extremos e outras mudanças ambientais, como a presença de atividades humanas no próprio local e no seu entorno (NITOSLAWSKI; DUINKER; BUSH, 2016; SIKORSKA et al., 2021). Como consequência, ocorrem impactos sobre as condições ambientais e a configuração espacial dos habitats e, desse modo, sobre a biodiversidade regional e os seus processos ecológicos, como a dispersão de propágulos (BERGERON et al., 2019).

A sensibilidade do ecossistema a essas alterações varia em função do tipo; frequência; intensidade e extensão da perturbação; características do local, como clima, solo, relevo, diversidade, interações ecológicas; e manejo da vegetação (ORDÓÑEZ; DUINKER, 2014; BUSTAMANTE et al., 2016). Essas condições físicas e temporais conduzem o estabelecimento e desenvolvimento das espécies, e consequentemente a composição e estrutura das comunidades florestais (JOHNSON et al., 2020).

Devido às condições biogeofísicas dos FFU, como histórico e uso do solo, nem todas as espécies são capazes de se estabelecer e se adaptar, sobretudo aquelas sensíveis a alterações ambientais (KNAPP et al., 2010; JOHNSON et al., 2020). Como espécies bem adaptadas, incluem-se as Espécies Exóticas Invasoras (EEI), que podem provocar impactos profundos nos processos ecológicos e, conseqüentemente, no fornecimento de serviços ecossistêmicos (FEI; PHILLIPS; SHOUSE, 2014; GAGGINI; RUSTERHOLZ; BAUR, 2017). Mensah et al. (2016) explicam que quando uma nova espécie, com diferentes características funcionais, chega em um ecossistema ocorrem alterações na diversidade e dominância funcionais daquele ambiente.

As EEI afetam a viabilidade das populações de espécies nativas (BURGIEL; MUIR, 2010; GILBERT; LEVINE, 2013; GAGGINI; RUSTERHOLZ; BAUR, 2017). Isso porque estas espécies, por serem mais resistentes a perturbações, se beneficiam do aumento das concentrações de CO<sub>2</sub> e temperaturas, ocasionando homogeneização biótica nos ecossistemas naturais (BELLARD et al., 2012; PATHAK et al., 2019; MARTÍN; COSTA; MÁÑEZ, 2020). Com isso, a capacidade dos ecossistemas em se autossustentarem em níveis que vão desde indivíduos até as redes ecológicas, torna-se menor e mais frágil a perturbações (BELLARD et al., 2012).

As EEI alteram a incidência de luz, temperatura e habitats para a fauna do solo, afetando os fluxos de energia; e a ciclagem de nutrientes; além de competirem por recursos e, dependendo da espécie, eliminarem substâncias alelopáticas que afetam a germinação e a regeneração natural das espécies nativas (EHRENFELD, 2010; LOYDI et al., 2015; BAÑUELAS; QUESTAD; BOBICH, 2019; COSTALONGA; BATITUCCI, 2020; DYDERSKI; JAGODZIŃSKI, 2020). Ademais, as EEI têm o potencial de afetar diretamente a qualidade e decomposição da serapilheira, devido as suas características fisiológicas e fitoquímicas (ALLISON; VITOUSEK, 2004; COSTALONGA; BATITUCCI, 2020). Tais efeitos podem ocorrer simultaneamente ao nível de populações ou ecossistemas (PYŠEK; RICHARDSON, 2010; LOYDI et al., 2015).

Como consequência, pode ocorrer a homogeneização biótica e funcional nos habitats, que afeta a diversidade de espécies, a dinâmica do carbono e a sustentabilidade do ecossistema (ADLER; TANNER, 2015; HORN et al., 2015; NITOSLAWSKI; DUINKER; BUSH, 2016; BERGERON et al., 2019). Este processo tende a reduzir a similaridade na composição de espécies entre as comunidades de borda e de interior da floresta, além de afetar a ecofisiologia e a bioquímica das árvores, potencial de regeneração e capacidade de fixação de carbono (GONZÁLEZ-MORENO

et al., 2013; TRIPATHI, 2017). Isso porque a diversidade taxonômica favorece os sumidouros de carbono, pelas relações entre espécies com diferentes requisitos ecológicos (EPPLÉ et al., 2016; MENSAH et al., 2016).

As EEI são generalistas em relação aos habitats, disseminando-se principalmente via sementes altamente dispersivas e com preferência por locais com elevadas taxas de distúrbios e poluição (ADLER; TANNER, 2015). A maior densidade populacional, solos degradados, pressões antrópicas na paisagem, introdução de espécies ornamentais e frutíferas em jardins, e vias de tráfego humano e veicular tornam as cidades ambientes mais suscetíveis a invasões biológicas (FISCHER et al., 2013; GONZÁLEZ-MORENO et al., 2013; ADLER; TANNER, 2015; HEINRICHS; PAUCHARD, 2015; GAERTNER et al., 2017; PATIL et al., 2020a).

Como agravante, os FFU estão sujeitos a dois fatores antrópicos que exercem pressões sobre as suas características naturais: da matriz urbana circundante, e do interior do próprio fragmento, devido aos caminhos para lazer e manutenção (LAPAIX; HARPER; FREEDMAN, 2012; HEINRICHS; PAUCHARD, 2015). Nesses locais, os efeitos de borda são mais acentuados do que em florestas contínuas, devido à estrutura da paisagem (HAMBERG; LEHVÄVIRTA; KOTZE, 2009). Nas áreas de borda, as EEI são favorecidas pelas alterações ambientais, como maior incidência luminosa, poluição e alterações pedológicas (LAPAIX; HARPER; FREEDMAN, 2012).

Esses fatores tornam os FFU ainda mais vulneráveis à mudança do clima, com diminuição na produtividade, afetando o provimento de serviços ecossistêmicos e, conseqüentemente, a sua resiliência (BREARS, 2020). Por isso, a invasão biológica em ambientes urbanos é considerada como um Desserviço Ecossistêmico (DE), por resultar em impactos negativos aos ambientes naturais e ao bem-estar humano (POTGIETER et al., 2019).

A seleção e o manejo de espécies arbóreas em FFU podem diminuir a influência da composição, riqueza e diversidade nos estoques de carbono e favorecer a sustentabilidade do ecossistema (PELTZER et al., 2010; TIMILSINA et al., 2014). Valladares (2017) acrescenta que a competição entre as plantas tem implicações no funcionamento do ecossistema, sendo as interações entre espécies um indicador de como o ambiente irá se comportar no futuro.

## 2.4 SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA (SbN)

O conceito de Soluções Baseadas na Natureza (SbN), do inglês *Nature-based Solutions* (NbS), surgiu em 2009, quando a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) o promoveu na COP 15, da UNFCCC (COHEN-SHACHAM et al., 2016). Em 2012, a IUCN adotou formalmente o termo SbN como uma das três áreas de atuação dentro do seu Programa 2013-2016 (COHEN-SHACHAM et al., 2016).

Existem conceitos semelhantes ao de SbN, como “adaptação baseada em ecossistemas”, “infraestrutura verde”, “redução de riscos de desastres com base em ecossistemas”, “medidas naturais de retenção de água”, “soluções climáticas naturais”, “infraestruturas híbridas” e “mitigação baseada em ecossistemas” (COHEN-SHACHAM et al., 2016; EPPLE et al., 2016; KABISCH et al., 2016; GRISCOM et al., 2017; LAFORTEZZA et al., 2018; MARTÍN; COSTA; MÁÑEZ, 2020).

Contudo, embora possam ser complementares, eles possuem considerável sobreposição e não abordam todos os aspectos relacionados às SbN (KABISCH et al. 2016; EISENBERG; POLCHER, 2019). Além disso, segundo Kabisch et al. (2016), normalmente as abordagens citadas são usadas em contextos não urbanos, não considerando as especificidades destes ambientes, em oposição às SbN.

Outra característica das SbN é conciliar os benefícios para as pessoas e a natureza, permitindo o desenvolvimento sustentável que responde a mudanças e riscos ambientais a longo prazo, indo além dos princípios tradicionais de conservação da biodiversidade (EGGERMONT et al., 2015; FINK, 2016; COHEN-SHACHAM et al., 2019). Por isso, as SbN facilitam o uso dos recursos naturais com o mínimo impacto ao meio ambiente, e contribuem para reforçar a coesão social e diminuir as desigualdades (DHYANI; KARKI; GUPTA, 2020; HERZOG; ROZADO, 2020).

Desse modo, a aplicação de SbN aumenta a capacidade dos sistemas socioecológicos, sobretudo no meio urbano, em lidar com os riscos ao potencializar a sua resiliência (MARTÍN; COSTA; MÁÑEZ, 2020). Em contraste com soluções convencionais, as SbN favorecem a gestão de áreas para a restauração de ecossistemas; medidas de adaptação e mitigação climática tanto em pequena quanto em larga escala, como reflorestamento, telhados ou paredes verdes, controle de inundações e engenharia natural (LIQUETE et al., 2016; NESSHÖVER et al., 2017; XING; JONES; DONNISON, 2017; MAČIULYTĖ; DURIEUX, 2020), dentre outras.

Com isso, as SbN representam medidas mais eficientes e econômicas do que as abordagens tradicionais de desenvolvimento, ao favorecer a menor entrada de capital natural não renovável e maior investimento em processos naturais renováveis (MAES; JACOBS, 2017; LAFORTEZZA et al., 2018). Cohen-Shacham et al. (2016) acrescentam que as SbN podem ser implementadas isoladamente ou de maneira integrada com outras ações, dependendo do contexto do problema.

As SbN permeiam os 17 ODS, em especial o 13, que se relaciona com a mudança do clima (KEESSTRA et al., 2018; UN, 2020). No contexto do IPCC, as SbN são associadas a benefícios ligados à adaptação e/ou mitigação da mudança do clima, em escalas global, regional e/ou local (KABISCH et al., 2016; WENDLING et al., 2019; IPCC, 2022a).

Quando aplicadas à mitigação pelas florestas, as SbN buscam o aumento da biodiversidade, além de tornar o solo e a vegetação mais resilientes às condições adversas da mudança do clima (KEESSTRA et al., 2018). Neste sentido, as abordagens de SbN visam reduzir as emissões de GEE e ajudam a conservar e expandir os sumidouros de carbono por meio da conservação e restauração de ecossistemas florestais (PANNO et al., 2017).

Estimativas indicam que as SbN podem contribuir em cerca de 30% das medidas necessárias até 2030 para estabilizar o aquecimento global abaixo de 2 °C (SEDDON et al., 2019). Cohen-Shacham et al. (2016) salientam que para o sucesso dos esforços globais para minimizar os efeitos da mudança do clima é preciso o envolvimento de diferentes setores da sociedade, sempre considerando as SbN como princípio base.

O Acordo de Paris incentiva a implementação de SbN para mitigação da mudança do clima, ao exigir que os países apresentem suas NDC com base nos objetivos do acordo (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN), 2021). O Brasil incluiu SbN com foco na mitigação em sua NDC (NATURE-BASED SOLUTIONS POLICY PLATFORM (NBSPP), 2021).

Até 2019, cerca de 66% dos signatários do Acordo de Paris haviam cumprido com o que foi acordado, incluindo SbN em suas NDC (SEDDON et al., 2019). Mais de dois terços das NDC se referiam à mitigação pelas florestas, embora nem todas envolvessem SbN e, dessas, somente 20% continham metas quantificáveis para florestas e apenas 8% expressaram essas metas em tCO<sub>2</sub>eq (UNEP; IUCN, 2021). Até maio de

2021, 55 países enviaram NDC atualizados ou revisados (UNEP; IUCN, 2021). O Brasil foi um dos poucos países em desenvolvimento a enviar uma NDC ao Acordo de Paris visando a mitigação baseada em redução absoluta de emissões de GEE para o conjunto da economia (MCTI, 2020b).

Até 2030, as SbN podem reduzir e remover emissões entorno de 5 GtCO<sub>2</sub>eq por ano, podendo chegar a até 11,7 GtCO<sub>2</sub>eq.ano<sup>-1</sup>, e alcançar entre 10 e 18 GtCO<sub>2</sub>eq por ano em 2050, constituindo uma proporção expressiva da mitigação total necessária (UNEP; IUCN, 2021). Aproximadamente 62% dessa contribuição deve vir de SbN relacionadas a florestas (UNEP; IUCN, 2021). Porém, Keesstra et al. (2018) reiteram que cada zona climática, bioma, ecossistema e região exige uma abordagem de SbN específica.

Eggermont et al. (2015) classificaram as SbN em três categorias:

- 1) Onde ocorre mínima ou nenhuma intervenção nos ecossistemas, visando manter ou melhorar a distribuição dos serviços ecossistêmicos, tanto dentro quanto no seu entorno. Um exemplo são áreas protegidas, e áreas de amortecimento e transição, onde as pessoas vivem e trabalham de maneira sustentável;
- 2) Consiste em abordagens de gestão que desenvolvem ecossistemas e paisagens sustentáveis e adaptáveis, permitindo o fornecimento de serviços ecossistêmicos em comparação com o que seria obtido com uma intervenção mais convencional. Inclui o planejamento de paisagens agrícolas multifuncionais, melhoramento de espécies vegetais e aumento da diversidade genética visando a resiliência a eventos extremos;
- 3) Corresponde à gestão de ecossistemas com elevado controle ou com a criação de novos ecossistemas em escala local. São exemplos as áreas com tratamento paisagístico nas cidades, como os FFU, principalmente os parques e bosques; Áreas de Preservação Permanente (APP) urbanas; jardins de chuva, e telhados e paredes verdes.

A quantidade de serviços fornecidos e de grupos de pessoas envolvidas é menor da categoria 3 para a 1; enquanto os níveis de gestão aplicada à biodiversidade e aos ecossistemas e de maximização da oferta de serviços ecossistêmicos têm sentido oposto (EGGERMONT et al., 2015). Segundo os autores, as cidades inteligentes, que utilizam abordagens de SbN, são enquadradas entre as categorias 2 e 3.

#### 2.4.1 Fragmentos florestais urbanos como uma Solução baseada na Natureza

As áreas protegidas urbanas geralmente são implementadas a partir de interesses ecológicos, econômicos e sociais, sem considerar as interações complexas entre processos ecológicos e atividades humanas (ANDERSSON et al., 2014). Por isso, a tendência mundial é de que as florestas urbanas sejam integradas em programas e políticas de qualidade de vida urbana e melhoria ambiental (ESCOBEDO et al., 2011; KABISCH; FRANTZESKAKI; HANSEN, 2022).

Diferentes aspectos do ambiente urbano têm potencial de afetar o crescimento e fisiologia de árvores nos FFU, incluindo temperaturas e concentrações de CO<sub>2</sub> mais elevadas, e biogeoquímica do solo alterada (SONTI et al., 2019). Porém, para Biondi (2015b), mesmo com as características originais alteradas, como a presença de espécies exóticas, muitas delas invasoras; e poluição no solo e água; os FFU são contrastes positivos com os componentes urbanos artificiais.

Isso se deve à provisão de serviços ecossistêmicos, que varia em função das características da vegetação e manejo aplicado (MEXIA et al., 2018). Assim, considera-se que, dentre outros serviços ecossistêmicos, os FFU são capazes de armazenar quantidades expressivas de carbono, contribuindo como sumidouros importantes de carbono em escala local (FINK, 2016; IPCC, 2022b).

O armazenamento de carbono diminui com a impermeabilização do solo e a intensidade do desenvolvimento local (MCPHERSON; XIAO; AGUARON, 2013). Isso enfatiza a importância de se aumentar o número de áreas verdes nas cidades (GRATANI; VARONE; BONITO, 2016). Portanto, a quantificação do carbono nos FFU permite relacionar as árvores urbanas com a mitigação global da mudança do clima e assim, aprimorar a gestão urbana, com base em suas especificidades (MYEONG; NOWAK; DUGGIN, 2006; MEXIA et al., 2018; WENDLING et al., 2019).

A implantação e manutenção dos FFU contribui para os ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis, 13 – Ação Climática, e 15 – Vida na Terra (UN, 2020; KHAMARI; MANSINGH; PRADHAN, 2021). Assim, a gestão desses ambientes pode se apoiar em medidas como as SbN, para melhorar o funcionamento dos processos ecológicos e o provimento de serviços ecossistêmicos (MEXIA et al., 2018). Por isso, as SbN devem ser aplicadas na gestão das cidades, com foco em suas áreas naturais (KABISCH; FRANTZESKAKI; HANSEN, 2022).

#### 2.4.2 Indicadores de sustentabilidade ecológica para os fragmentos florestais urbanos para fins de SbN

As SbN geralmente são executadas em escala urbana ou de paisagem, tornando necessária a conexão entre intervenções locais, para a formação de redes de soluções que aprimorem a resiliência geral do sistema (CALLIARI; STACCIONE; MYSLIAK, 2019; KABISCH; FRANTZESKAKI; HANSEN, 2022). Nesse contexto, as cidades representam uma ferramenta importante para o desenvolvimento sustentável no enfrentamento dos desafios ambientais que surgem pelo seu acelerado crescimento (EMILSSON; SANG, 2017; FAN et al., 2017).

Além disso, as SbN promovem cobenefícios em outras escalas espaciais. Martín, Costa e Máñez, (2020) citam como exemplo um reflorestamento que, em escala local pode reduzir a erosão do solo e, ao mesmo tempo, capturar o CO<sub>2</sub> atmosférico em uma escala regional. Para Cohen-Shacham et al. (2019), ao se considerar as SbN no contexto da paisagem, pode-se aumentar o sucesso das intervenções de gestão que considerem as interações ecológicas entre os ecossistemas.

Além da escala geográfica, a escala temporal também deve ser considerada, uma vez que os ecossistemas evoluem ao longo do tempo a partir de processos naturais ou pressões externas, como a expansão urbana e as alterações climáticas (CALLIARI; STACCIONE; MYSLIAK, 2019). Nesse sentido, as SbN são um recurso para restaurar os fluxos ecológicos, como novas opções para aumentar a resiliência das cidades por meio do incentivo à implementação de espaços verdes (KABISCH et al., 2016; CALLIARI; STACCIONE; MYSLIAK, 2019; FRANTZESKAKI, 2019).

No âmbito das SbN, as florestas urbanas promovem serviços ecossistêmicos como a melhoria da qualidade do ar, a compensação às emissões de carbono e a redução do estresse térmico dentro e ao redor de áreas verdes (BARÓ; GÓMEZ-BAGGETHUN, 2017; IPCC, 2022b). Todavia, fatores como seleção de espécies, planejamento e práticas de manejo têm um impacto na provisão dos serviços ecossistêmicos em relação às alterações climáticas (BARÓ; GÓMEZ-BAGGETHUN, 2017). De qualquer forma, a criação, melhoria e manutenção de áreas verdes são ferramentas que podem fornecer suporte à SbN para lidar com os efeitos locais ocasionados pela mudança do clima (EMILSSON; SANG, 2017).

As cidades devem abordar a mitigação das emissões de GEE pelas florestas urbanas como base para orientar políticas de baixa emissão de carbono a longo prazo,

integrando setores como transporte e construção civil (CHEN, 2015; BARÓ; GÓMEZ-BAGGETHUN, 2017). Porém, as florestas urbanas são estruturas físicas, enquanto as SbN são ações voltadas aos serviços ecossistêmicos fornecidos por elas, de modo que as florestas urbanas se tornam SbN se sua gestão abordar ao mesmo tempo desafios ambientais, sociais e econômicos (ZWIERZCHOWSKA et al., 2019).

As florestas urbanas ao redor do mundo enfrentam desafios semelhantes, que vão desde a desvalorização da sociedade até a invasão biológica (KENNEY; WASSENAER; SATEL, 2011). Todavia, mesmo a cobertura florestal podendo ser fácil e intuitivamente avaliada, apenas a sua extensão não representa qualidade ambiental, sendo necessário uma análise mais aprofundada quanto a sua sustentabilidade ecológica (KENNEY; WASSENAER; SATEL, 2011).

A avaliação da sustentabilidade ecológica de FFU para fins de SbN pode ser realizada por meio de indicadores relacionados a aspectos biofísicos, como a composição florística, e serviços ecossistêmicos, como fixação e armazenamento de carbono (KENNEY; WASSENAER; SATEL, 2011; KABISCH et al., 2016; KABISCH; VAN DEN BOSCH; LAFORTEZZA, 2017; NESSHÖVER et al., 2017; WENDLING et al., 2019). Sikorska et al. (2021) citam a avaliação dos processos ecológicos como um indicador da eficácia e naturalidade da SbN no manejo do FFU, por influenciarem a sucessão ecológica da floresta.

Nesse contexto, os indicadores fornecem parâmetros de desempenho que se relacionam com FFU em quaisquer cidades e ajudam a orientar a sua gestão (KENNEY; WASSENAER; SATEL, 2011). Portanto, compreender o potencial de armazenamento de carbono em FFU, e suas relações ecológicas, pode promover sua viabilidade como uma SbN, e permitir a tomada de decisões sobre o uso do solo e recursos naturais no meio urbano (LAMARQUE et al., 2014; REYNOLDS et al., 2017; ZWIERZCHOWSKA et al., 2019).

## 2.5 INICIATIVAS AMBIENTAIS E CLIMÁTICAS DE CURITIBA

Devido a sua política ambiental, Curitiba é considerada uma das cidades mais ecológica do mundo (LU, 2020). A cidade é conhecida como “Capital Ecológica”, “Capital Verde”, “Capital Social”, “Cidade Modelo”, “Cidade para Todos”, “Cidade Humana” e “Cidade Sorriso”, devido às políticas de habitação social, sustentabilidade e transporte público (MARTÍNEZ et al., 2016; LU, 2020). Isso porque desde a década de

1970, Curitiba desenvolve ações que contribuem para os compromissos e objetivos ambientais e climáticos internacionais e nacionais, e cumpre com os acordos firmados com a Rede C40 (*C40 Climate Leadership Group*) e o Pacto Global de Prefeitos pelo Clima e Energia (*Compact of Mayors*) (CURITIBA, 2019a).

O município sediou a 8ª Sessão da Conferência das Partes (COP-8) pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) em 2006 (REIS et al., 2021b). A partir de 2009, Curitiba passou a desenvolver estratégias e ações para atuar de forma ainda mais incisiva sobre as questões climáticas (CURITIBA, 2019a).

Assim, por meio dos decretos municipais nº 1.186/2009 e nº 498/2016, foi instituído o Fórum Curitiba sobre Mudança do Clima, presidido pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA) e com a participação de órgãos municipais, universidades e entidades, com o objetivo de debater e propor medidas de mitigação e adaptação à mudança do clima para a cidade (CURITIBA, 2009; 2016).

Nos últimos anos foram elaborados documentos como os Inventários de Emissões de GEE para os anos-base 2008, 2012, 2013 e 2016, sendo este realizado com o apoio técnico da C40, por meio do Programa de Planejamento de Ação Climática, em 2018 (CURITIBA, 2019a). Sob a coordenação da SMMA, existe um Grupo de Trabalho com o objetivo de elaborar além do Inventário de Emissões, o Plano Municipal de Mitigação e Adaptação a Mudança do Clima (CURITIBA, 2019a).

Também foram criados o Programa de Avaliação e Quantificação do Potencial de Absorção de Carbono por Florestas Nativas em Curitiba nos anos de 2009, 2011 e 2019; e a Avaliação de Vulnerabilidade Ambiental e Socioeconômica para o Município de Curitiba, de 2013 (CURITIBA, 2019a). Em 2019, foi lançado o Projeto de 100 mil Árvores, com investimentos e incentivos ao plantio de mudas de espécies nativas pela cidade, tanto em áreas públicas quanto por meio de doações a residentes do município.

Em 2020, foi implementado o Plano Municipal de Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas (PlanClima), com o objetivo de orientar a ação municipal, setores produtivos e sociedade para o enfrentamento dos efeitos causados pelas alterações climáticas (CURITIBA, 2020). O PlanClima é alinhado aos ODS; ao Quadro de Planejamento da Ação Climática da Rede C40 de Cidades; e à meta climática estabelecida no Acordo de Paris, e visa alcançar a neutralidade das emissões de GEE até 2050, tornando a cidade mais resiliente (CURITIBA, 2020). Segundo Del Pino, Borelli e Pauleit (2020), as SbN estão se tornando proeminentes em cidades latinas a partir de iniciativas como as realizadas em Curitiba.

Devido a essas ações, Curitiba possui uma expressiva floresta urbana. Grise, Biondi e Araki (2019) chegaram a um índice espacial de 108,35 m<sup>2</sup>.hab de vegetação presente tanto em áreas particulares quanto públicas. Considerando a floresta urbana disponível para uso direto pela população, os autores encontraram um índice de 22,28 m<sup>2</sup>.hab da vegetação constituída pela arborização viária, áreas verdes e corpos d'água. Já o quanto de espaço público coberto por vegetação está de fato disponível para uso pela população corresponde a 8,01 m<sup>2</sup>.hab, representados pelas áreas verdes, com bosques, parques e praças (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2019).

A floresta urbana de Curitiba é composta por diferentes tipologias de áreas verdes, sendo as mais importantes, de acordo com IPPUC (2022):

- a) 489 praças;
- b) 55 Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM);
- c) 46 parques;
- d) 19 bosques;
- e) 10 Bosques de Conservação da Biodiversidade Urbana (BCBU);
- f) 2 Estações Ecológicas (EE);
- g) 1 Reserva da Vida Silvestre (RVS);
- h) 1 Jardim Botânico; e
- i) 1 Jardim Zoológico.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

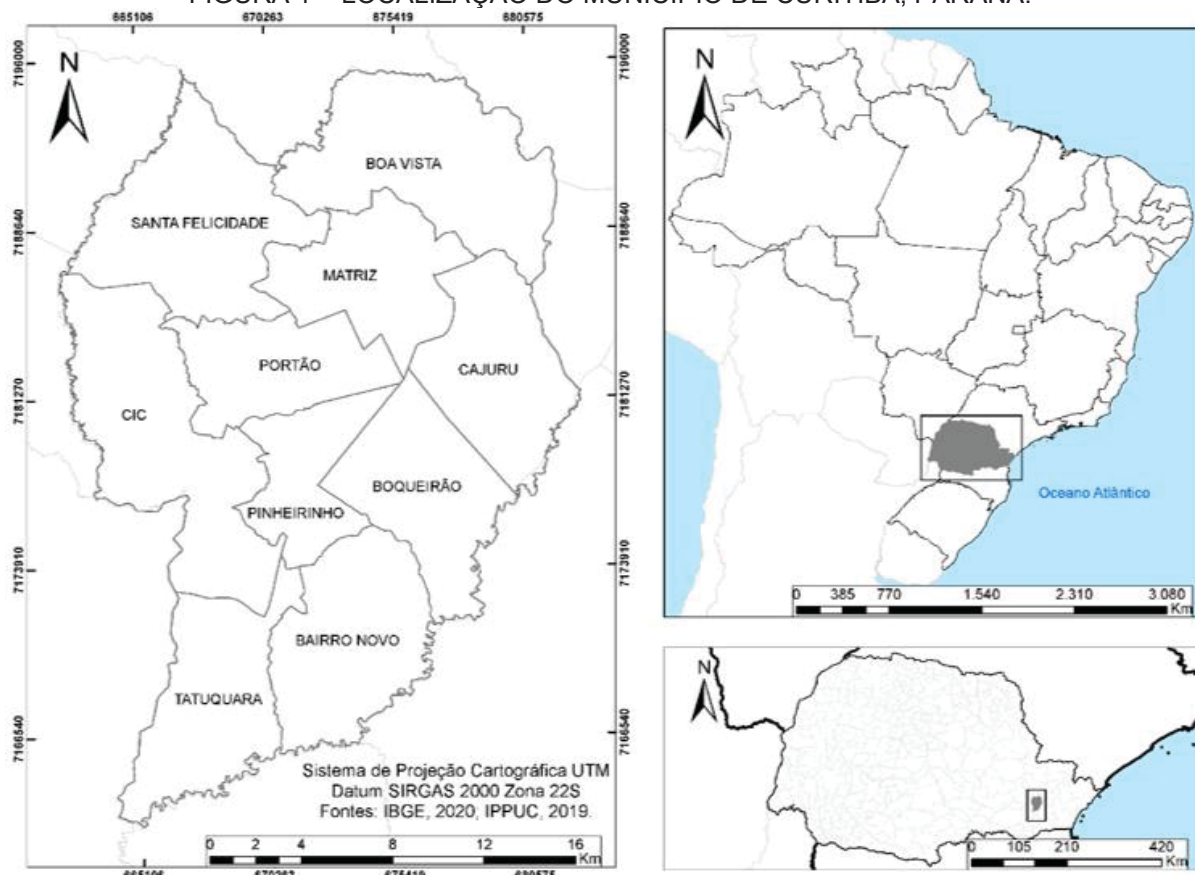
##### 3.1.1 Município de Curitiba

A pesquisa foi realizada no município de Curitiba, capital do estado do Paraná, localizado na região Sul do Brasil (FIGURA 1). O marco zero do município situa-se na Praça Tiradentes, na região central da cidade, nas coordenadas 25°25'40" Sul e 49°16'23" Oeste, a uma altitude de 934 m (LU, 2020; INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC), 2021).

O território de Curitiba compreende 435,27 km<sup>2</sup> (43.527 ha), com extensão no sentido norte-sul de 33 km, e leste-oeste de 21 km (IPPUC, 2015). O município é subdividido em 75 bairros e 10 regionais administrativas. Curitiba tem como limites geográficos os municípios de Almirante Tamandaré, Araucária, Campo Largo, Campo Magro, Colombo, Fazenda Rio Grande, Pinhais e São José dos Pinhais (CURITIBA, 2019a).

Segundo MapBiomas (2021), a Região Metropolitana de Curitiba corresponde à quarta maior área urbanizada do Brasil, ocupando a terceira posição na Mata Atlântica em termos de urbanização. Em mapeamento realizado por Farias et al. (2017), foi verificado que Curitiba possui uma área urbana de 412 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 94,65% de seu território. A população estimada em 2021 para o município de Curitiba é de 1.963.726 habitantes (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2022).

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.



FONTE: O Autor (2023).

### 3.1.1.1 Caracterização do meio físico de Curitiba

Curitiba situa-se na porção centro-sul do Primeiro Planalto do Paraná e é limitada a leste pela Serra do Mar, a oeste pela escarpa devoniana da Serra de São Luiz do Purunã, e a norte pelo relevo dissecado dos metamórficos do Grupo Açungui (SALAMUNI; EBERT; HASUI, 2004).

Em relação à geomorfologia, esta é dividida em duas unidades morfoesculturais, a do Primeiro Planalto do Paraná, a qual compreende o Planalto de Curitiba e o Planalto do Alto Iguaçu; e das Bacias Sedimentares Cenozóicas e Depressões Tectônicas, com Planícies Fluviais, ao longo do vale do Rio Iguaçu (CURITIBA, 2017a).

O relevo do município é caracterizado como uma depressão morfológica margeada por dois altos topográficos e estruturais, a leste e sudeste, e oeste e a noroeste (SALAMUNI et al., 2013). As cotas mais altas do terreno estão entre 910 e 940 m, com regiões que atingem 1020 m, ao norte e noroeste do município; e a porção

mais baixa está a 830 m de altitude, no extremo leste, na divisa com o município de Pinhais (SALAMUNI et al., 2013).

Nas regiões mais elevadas, situadas ao norte da cidade, a declividade média é entre 8 e 20%, com pontos de até 45%; na região central a declividade é variável entre abaixo de 3% e pouco mais de 8%, voltando a se acentuar na região sul com declividades entre 8 e 20% (SALAMUNI et al., 2013).

A pedologia de Curitiba é caracterizada por solos das classes dos Argissolos, Cambissolos e Latossolos, predominando os dois últimos, e de solos hidromórficos nos fundos de vale dos principais rios do município (IPPUC, 2017). Além dessas classes, pesquisas realizadas em Curitiba têm categorizado pontualmente os Antropossolos, onde os solos encontram-se em maiores níveis de alteração antrópica (BARROS et al., 2008; ZANELLO; MELO; WOWK, 2009; KUMMER; BARROS; ZANELLO, 2013; MYSCZAK; PAULA, 2017; DIAS; PAULA, 2018).

Quanto à hidrografia, em Curitiba estão compreendidas seis sub-bacias hidrográficas, sendo elas a do Ribeirão dos Padilhas, ao sul; e dos rios Atuba, no extremo leste e nordeste; Barigui ao centro-oeste; Belém, ao centro-leste; Iguaçu, nos extremos sudeste e sul; e Passaúna, no extremo oeste (CURITIBA, 2017b).

### 3.1.1.2 Caracterização climática de Curitiba

O clima da região de Curitiba é do tipo Cfb, segundo a classificação de Köppen-Geiger (INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR), 2019). Portanto, o clima é caracterizado como mesotérmico úmido com verões frescos (MAACK, 2017). Segundo Bolos, Cervi e Hatschbach (1991), o clima não apresenta extremos de temperatura, e possui chuvas bem distribuídas ao longo do ano, com elevada umidade atmosférica.

A precipitação anual na região de Curitiba varia de 1400,1 a 1600 mm, com média de 1587,52 mm (WREGGE; FRITZSONS, 2015; IAPAR, 2019). As estações mais e menos chuvosas são o verão, com média de precipitação de 517,92 mm, e o inverno, com 228,19 mm (WREGGE; FRITZSONS, 2015).

A temperatura média anual é de 22,31 °C, variando de 18,22 °C no inverno a 25,68 °C no verão; a temperatura mínima anual é de 17,50 °C, indo de 13,45 °C no inverno até 21,04 °C no verão; já a temperatura máxima anual varia de 25,03 °C no inverno a 31,83 °C no verão, com média de 28,83 °C (WREGGE; FRITZSONS, 2015).

A umidade relativa média anual é de 69,02%, tendo a primavera o valor mínimo médio de 64,89%, e o verão o valor máximo médio de 72,60%; a insolação varia em média de 162,68 horas no inverno até 174,96 horas no verão, com valor médio anual de 169,30 horas (WREGE; FRITZSON, 2015).

### 3.1.1.3 Caracterização fitogeográfica de Curitiba

Antes da urbanização, o território que compreende o município de Curitiba era coberto por tipologias florestais subtropicais, representadas pela Floresta Ombrófila Mista (FOM) Submontana, Montana e Aluvial, sobretudo a oeste e noroeste (RODERJAN et al., 2002; MAACK, 2017). Já nas regiões de planície, na porção centro-sul do município, ocorriam campos naturais (estepes) (RODERJAN et al., 2002).

Nas áreas de FOM, sobressaía a espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (araucária), formando um estrato dominante, denso e contínuo, acima de 30 m de altura (KLEIN; HATSCHBACH, 1962; RODERJAN et al., 2002). Os indivíduos de *A. angustifolia* ocorriam associados a espécies de Lauraceae, principalmente *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso (imbuia) e *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (canela-sassafrás) (KLEIN; HATSCHBACH, 1962).

Nas regiões de campo havia pequenos núcleos de FOM em formatos semicirculares distribuídos de forma disjunta, chamados de “capões” (KLEIN; HATSCHBACH, 1962; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015). Nos capões havia a predominância de indivíduos de *A. angustifolia* com porte elevado (KLEIN; HATSCHBACH, 1962).

Nos capões corria uma vegetação mesófila, formada pelas espécies arbóreas de Lauraceae já citadas, além de outras das famílias Myrtaceae, Salicaceae, Sapindaceae, Rutaceae, Symplocaceae e Aquifoliaceae, e espécies como *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. (pinheiro-bravo) e *Dicksonia sellowiana* Hook. (xaxim) (RODERJAN et al., 2002; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015).

A vegetação ao longo dos cursos d'água (FOM Aluvial) apresentava indivíduos arbóreos mais frequentes da espécie *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg. (branquilho), de porte médio (KLEIN; HATSCHBACH, 1962). E a vegetação epifítica era composta principalmente por espécies dos gêneros *Polypodium* spp., *Bromeliaceae* spp. e *Rhipsalis* spp. (BOLOS; CERVI; HATSCHBACH, 1991).

### 3.1.2 Seleção das áreas de estudo

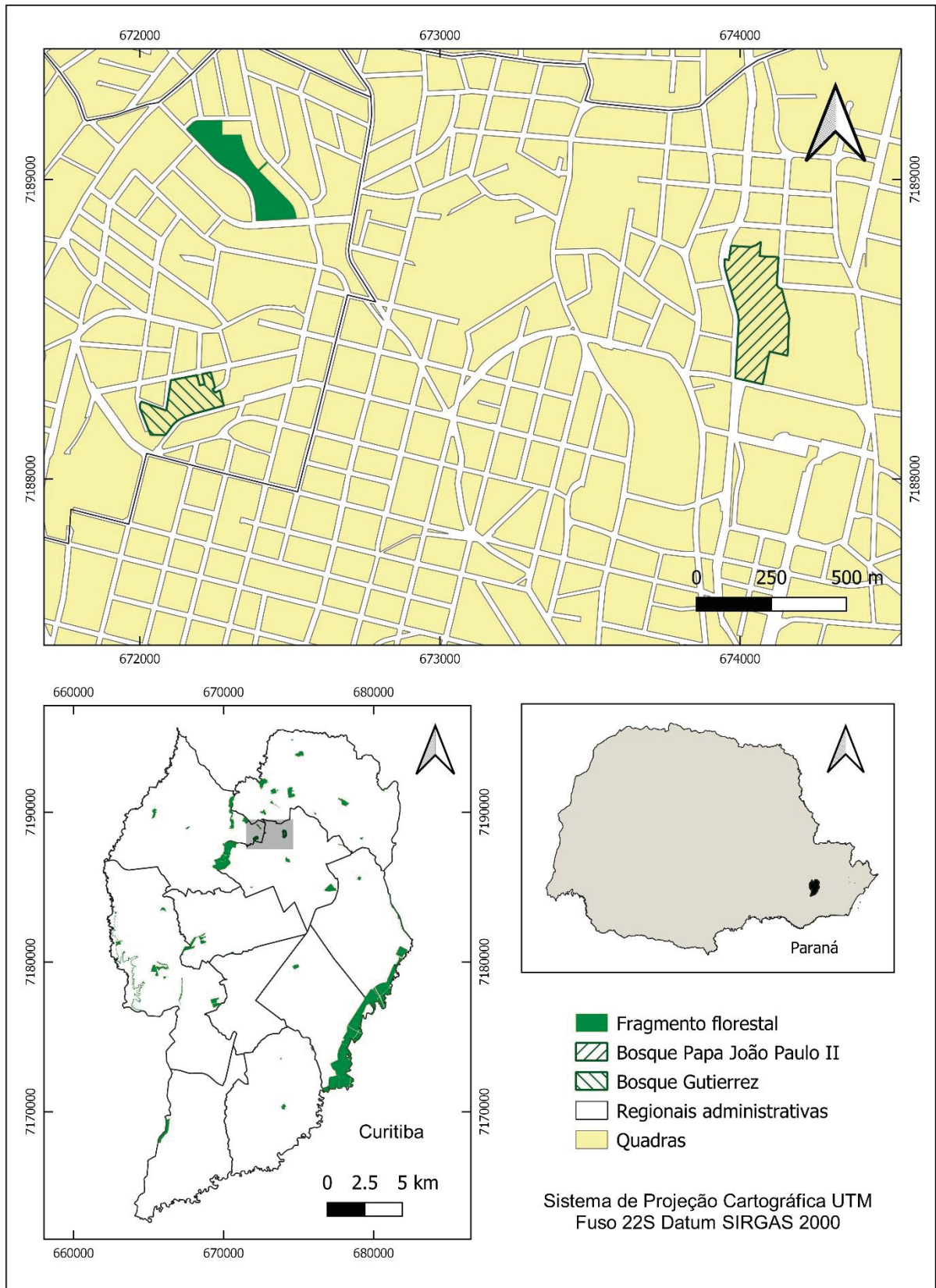
A pesquisa foi conduzida nos bosques Papa João Paulo II, mais conhecido como Bosque do Papa, e Dr. João Carlos Hartley Gutierrez, conhecido como Bosque Gutierrez. Ambos estão localizados ao norte da cidade de Curitiba, capital do estado do Paraná, e distantes 1,8 km entre si (FIGURA 2).

Os bosques Papa João Paulo II e Gutierrez foram escolhidos com base em Mielke (2012), que indicou nestes locais as maiores densidades de vegetação arbórea invasora em Curitiba, dentre os 22 fragmentos florestais inventariados. Isso indica que esses FFU possuem uma elevada alteração ambiental em relação as suas características fitoecológicas originais. Conforme explicado por Adler e Tanner (2015) e Pregitzer et al. (2018), os FFU comumente têm sua flora composta por elevadas quantidades de espécies exóticas, tornando-se distintas das florestas em áreas não-urbanas. Assim, os dois FFU selecionados para esta pesquisa representam uma característica comum a esta tipologia de área verde urbana.

Além desse aspecto, Reis et al. (2021b) classificaram estes bosques como prioritários à conservação da espécie arbórea ameaçada de extinção *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (canela-sassafrás) em Curitiba. Na referida pesquisa, o Bosque Papa João Paulo II obteve a quarta posição, e o Bosque Gutierrez a sexta, dentre as 31 áreas verdes avaliadas.

Desse modo, pretendeu-se reforçar a importância do manejo da vegetação nesses fragmentos florestais, tanto para a maximização do seu potencial de fixação e armazenamento de carbono, quanto para a conservação da biodiversidade e mitigação local da mudança do clima. Além desses aspectos, buscou-se caracterizar esses ambientes de modo a utilizá-los como representantes de outros FFU por meio da elaboração de indicadores que pudessem demonstrar a sustentabilidade ecológica nestes ambientes.

FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, NO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.



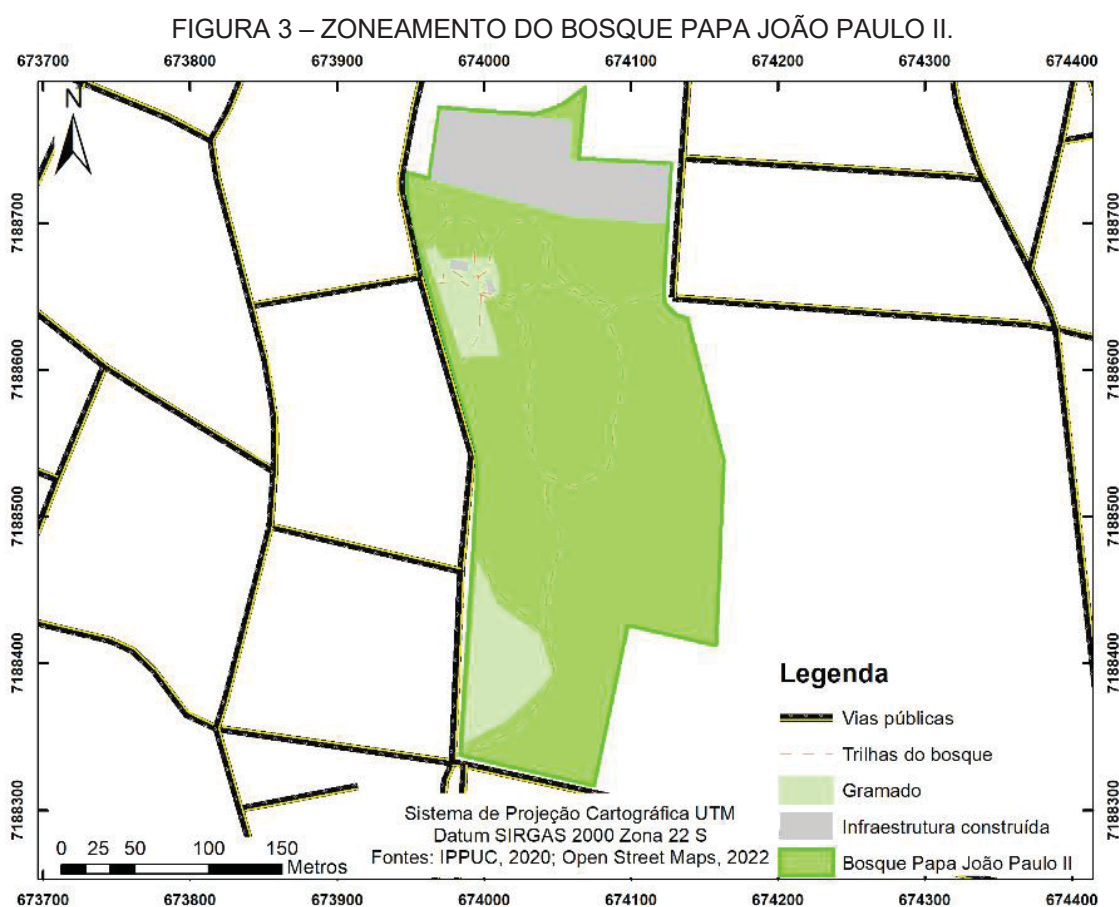
FONTE: O Autor (2023), adaptado de IPPUC (2022).

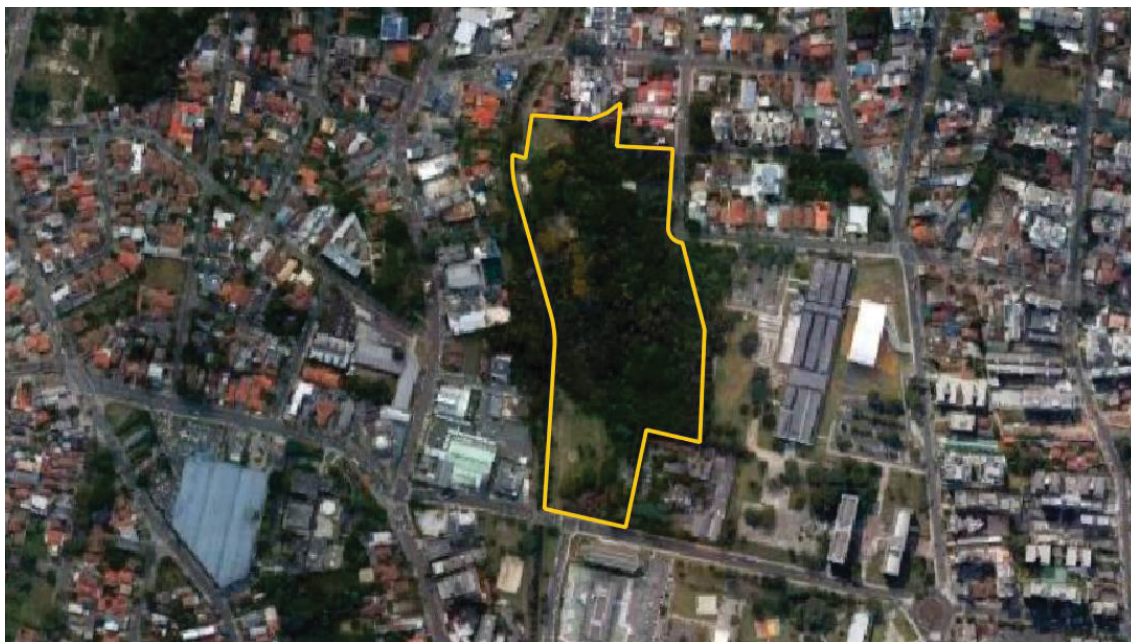
### 3.1.2.1 Bosque Papa João Paulo II

O Bosque Papa João Paulo II (FIGURA 3) está localizado no bairro Centro Cívico, foi criado em 1978 e inaugurado em 1980 (PARANÁ, 1986; CASTELNOU, 2006). O bosque situa-se na Bacia do Rio Belém, entre 900 e 920 m de altitude, a 2,0 km ao norte do marco zero de Curitiba (BORGIO; SILVA, 2003; CURITIBA, 2021a).

O Bosque Papa João Paulo II situa-se no retângulo envolvente cujas coordenadas geográficas são 25°24'28,05"S e 49°16'14,75"O, 25°24'27,89"S e 49°16'06,40"O, 25°24'43,02"S e 49°16'13,25"O, e 25°24'42,94"S e 49°16'06,30"O.

Por meio da Lei nº 8.299, de 08 de maio de 1986, passou a ser denominado como Parque Estadual Papa João Paulo II, constituído por imóvel de propriedade do estado do Paraná (PARANÁ, 1986). O nome do bosque é uma homenagem ao papa polonês João Paulo II, que visitou o local em 1980 e celebra a imigração polonesa em Curitiba (GUEDES; ISSBERNER, 2017).





FONTE: O Autor (2023).

A Figura 4 mostra a entrada principal do Bosque Papa João Paulo II, com acesso pela rua Wellington de Oliveira Viana.

FIGURA 4 – VISTA DA ENTRADA PRINCIPAL DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II, CURITIBA, PARANÁ.



FONTE: O Autor (2023).

Essa área verde possui 46.337 m<sup>2</sup> (4,63 ha) de área total e possui um relevo suave, por estar às margens do Rio Belém (PARANÁ, 1986; MACEDO; SAKATA, 2010). Segundo a Lei nº 15.511, de 10 de outubro de 2019, que dispõe sobre o

zoneamento, uso e ocupação do solo no Município de Curitiba, o bosque situa-se na Zona Centro Cívico (ZCC), onde estão atividades administrativo-institucionais do Poder Público (CURITIBA, 2019b). Na ZCC são admitidos usos habitacionais, atividades comerciais e de prestação de serviços (IPPUC, 2013; CURITIBA, 2019b).

Até 1975, a área do bosque pertencia à chácara da família Garmatter, sendo um dos poucos remanescentes florestais com *A. angustifolia* da região do Centro Cívico, sendo mantido por sua localização às margens do Rio Belém (GEISSLER, 2004). Durante a implantação do bosque, foram abertas clareiras na floresta para dar espaço ao tratamento paisagístico e a sete casas em estilo polonês do século XIX (GEISSLER, 2004). Estas casas estão alocadas no espaço destinado ao Memorial da Imigração Polonesa (MIP) (MACEDO; SAKATA, 2010; GUEDES; ISSBERNER, 2017; INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT), 2021).

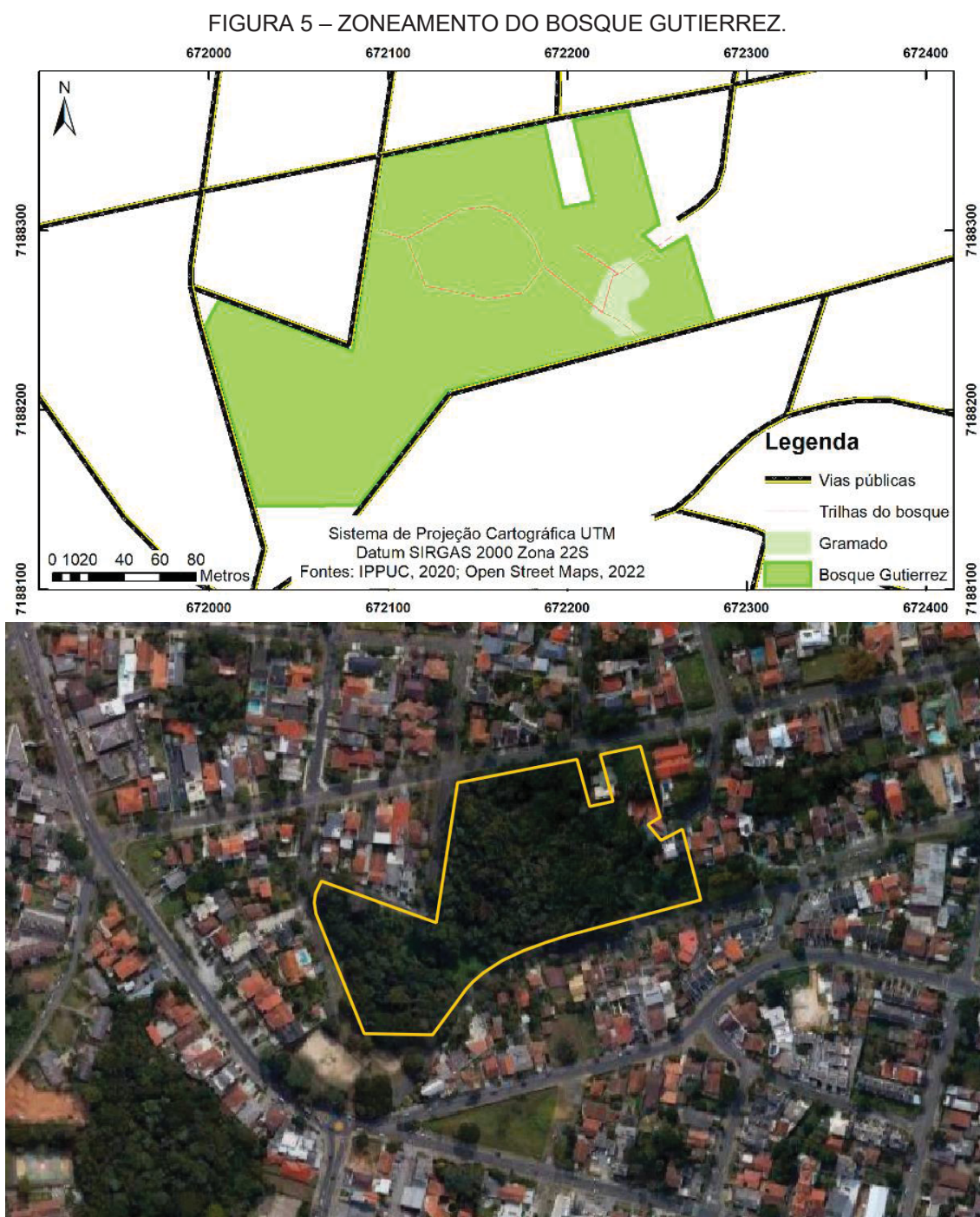
O intuito principal do bosque é a preservação da flora e fauna, sendo permitidas atividades de lazer, manifestações culturais e etnológicas (PARANÁ, 1986). No remanescente florestal, permeado por trilhas, encontra-se uma escultura do Papa João Paulo II e um monumento que homenageia o astrônomo e matemático Nicolau Copérnico (MACEDO; SAKATA, 2010; IAT, 2021).

O solo onde está situado o bosque é composto por Latossolo Vermelho-amarelo e Cambissolo amarelo (IPPUC, 2017). A fitofisionomia do remanescente florestal é classificada como Floresta Ombrófila Mista Montana (FOM Montana), em estágio intermediário a avançado de sucessão ecológica e com grau médio de alteração ambiental (BORGIO; SILVA, 2003). Há três estratos florestais: o dossel, onde destacam-se exemplares de *A. angustifolia*, o qual não é contínuo; o inferior, e o herbáceo-arbustivo (SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL (SPVS), 2009).

Em levantamento de espécies arbóreas invasoras em FFU de Curitiba, Mielke (2012) constatou no bosque uma densidade total de 267 árvores/ha de EEI. Na referida pesquisa, o maior número de indivíduos foi da espécie *Ligustrum lucidum* W.T.Aiton (alfeneiro), seguida por *Hovenia dulcis* Thunb. (uva-do-japão), *Morus nigra* L. (amora-preta), *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. (nespereira), *Eucalyptus* sp. (eucalipto) e *Pittosporum undulatum* Vent. (pau-incenso). Além destas espécies, no sub-bosque foram descritas EEI como *Impatiens walleriana* Hook.f. (beijinho) e *Hedychium coronarium* J.Koenig (lírio-do-brejo) (SPVS, 2009).

### 3.1.2.2 Bosque Gutierrez

O Bosque Gutierrez (FIGURA 5) está localizado no bairro Vista Alegre, e foi implantado por meio do Decreto 529, de 11 de setembro de 1986, visando à preservação das fontes de água e do remanescente florestal que recobre a maior parte de sua área (CURITIBA, 1986; MACEDO; SAKATA, 2010).



FONTE: O Autor (2023).

A área verde possui área total de 35.586 m<sup>2</sup> (3,55 ha) e relevo acidentado (MACEDO; SAKATA, 2010). A homologação da criação ocorreu por meio do Decreto 252, de 05 de maio de 1994 (CURITIBA, 1994). O bosque homenageia o advogado João Carlos Hartley Gutierrez, proprietário de uma chácara que ocupava a área do bosque (CURITIBA, 2015).

O Bosque Gutierrez situa-se no retângulo envolvente cujas coordenadas geográficas são 25°24'42,86"S e 49°16'24,51"O, 25°24'41,35"S e 49°16'13,73"O, 25°24'50,21"S e 49°16'23,03"O, e 25°24'49,00"S e 49°16'13,18"O.

A Figura 6 apresenta a entrada principal do Bosque Gutierrez, com acesso pela rua Albino Raschendorfer.

FIGURA 6 – VISTA DA ENTRADA PRINCIPAL DO BOSQUE GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ.



FONTE: O Autor (2023).

No local são permitidas atividades esportivas, educacionais e de recreação (MACEDO; SAKATA, 2010). No bosque encontra-se o Memorial Chico Mendes, inaugurado em 1989, em homenagem ao líder seringueiro acreano morto em 1988 (CURITIBA, 2015). Existe uma fonte que fornece até 1350 litros de água por hora, (SPVS, 2009; SILVA; YAMANAKA; MONTEIRO, 2017).

Na área do bosque estão presentes solos das classes Latossolo vermelho-amarelo e Cambissolo amarelo (IPPUC, 2017). Este FFU está inserido em uma região de FOM Aluvial, em estágio intermediário a avançado de sucessão ecológica, e com grau médio de alteração das características ambientais originais (BORGO; SILVA,

2003). O dossel florestal é descontínuo, podendo ser dividido em dois estratos arbóreos principais (SPVS, 2009).

SPVS (2009) descreveu o estrato herbáceo-arbustivo com densidade variável, baixa riqueza de espécies; e ocorrência frequente de espécies ornamentais como *Neomarica candida* (Hassl.) Sprague (íris-da-praia) e dos gêneros *Tradescantia* spp. e *Commelina* spp., cujas espécies são conhecidas popularmente como trapoeraba. Há regeneração natural e baixo grau de epifitismo, nas árvores mais velhas (SPVS, 2009).

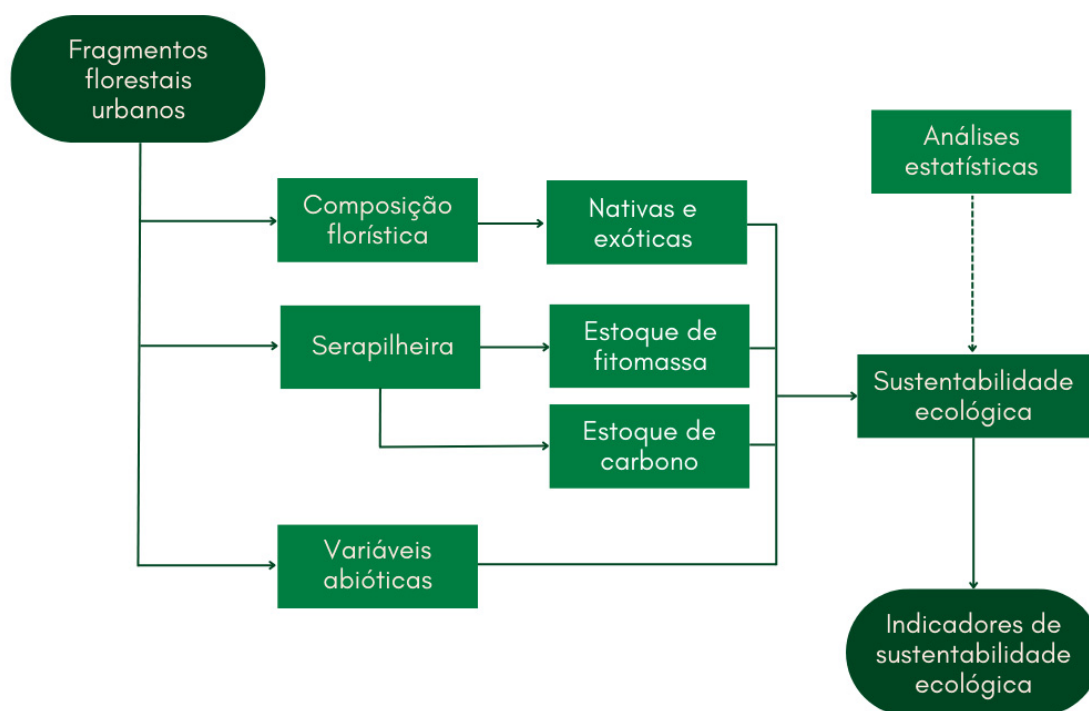
Mielke (2012) verificou no Bosque Gutierrez uma densidade total de 205 árvores/ha de EEI. A pesquisa indicou a maior quantidade de árvores de *L. lucidum* (alfeneiro), *H. dulcis* (uva-do-japão), *M. nigra* (amora-preta), *E. japonica* (nespereira) e *P. undulatum* (pau-incenso).

## 3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

### 3.2.1 Etapas da pesquisa

Para a condução desta pesquisa, foram realizadas as etapas apresentadas simplificadaamente na Figura 7.

FIGURA 7 – ETAPAS DA PESQUISA.



FONTE: O Autor (2023).

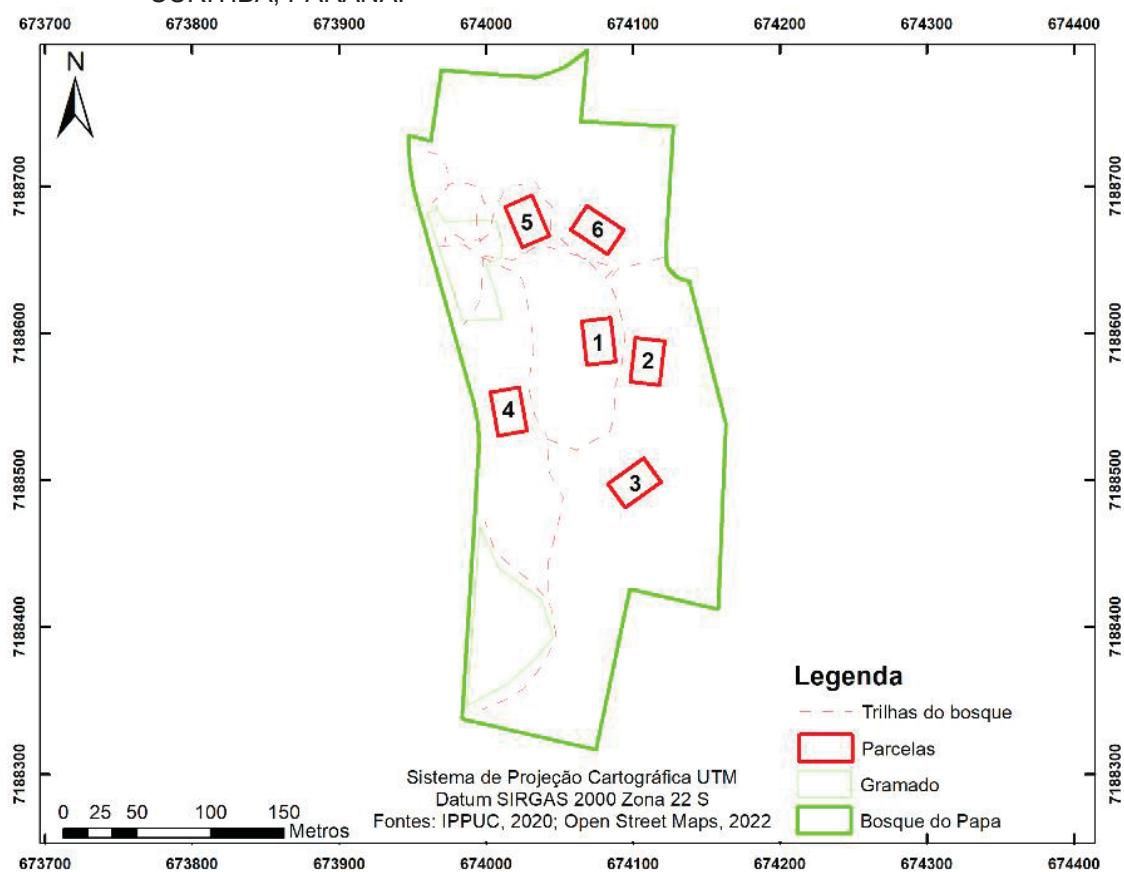
### 3.2.2 Instalação das parcelas amostrais

Foram delimitadas as áreas compostas por remanescentes de vegetação arbórea em cada bosque, sendo 3,60 ha de vegetação de porte arbóreo no Bosque Papa João Paulo II e 2,28 ha no Bosque Gutierrez. Devido à presença de trilhas nos referidos fragmentos, as suas áreas permeáveis ficaram menores.

O método de amostragem selecionado para a coleta de dados foi do tipo aleatório, com parcelas permanentes com dimensões de 20x30 m (600 m<sup>2</sup>). Inicialmente, foram delimitadas 41 parcelas no Bosque Papa João Paulo II e 18 no Bosque Gutierrez, sendo sorteadas seis e quatro parcelas, respectivamente, para as coletas de dados. As quantidades sorteadas visaram representar pelo menos 10% da área de cobertura arbórea em cada FFU, conforme Kauai et al. (2019).

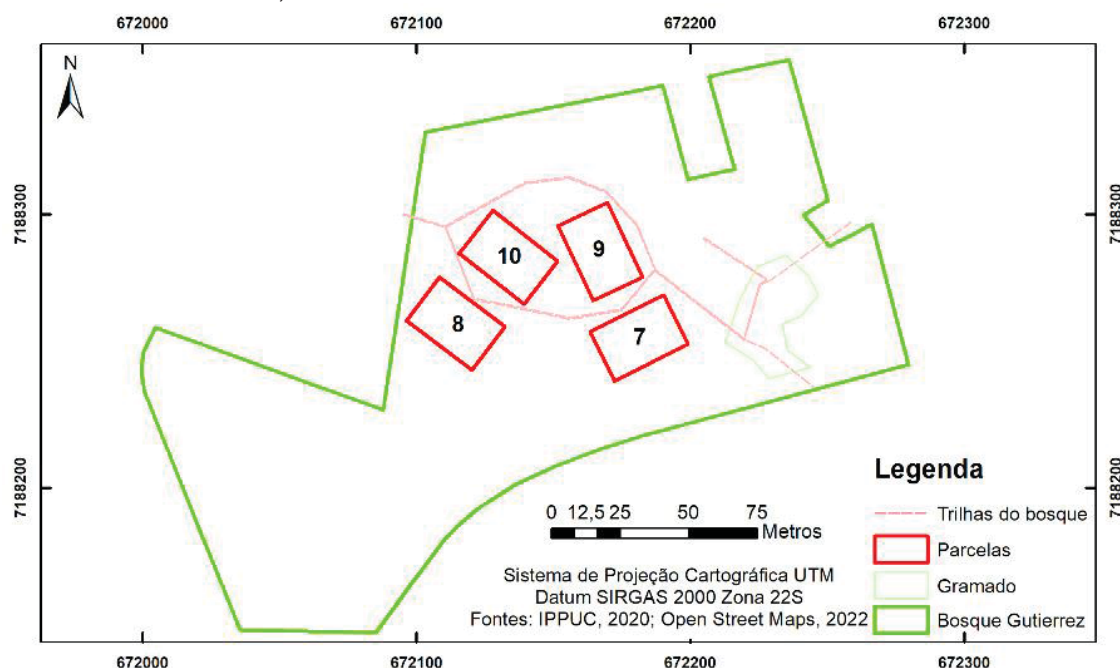
Ao todo, foram instaladas 10 parcelas, abrangendo-se 0,36 ha, equivalentes à 10,71% da área de vegetação presente no Bosque Papa João Paulo II, e 0,24 ha no Bosque Gutierrez, representando 10,56% da sua área total (FIGURAS 8 e 9).

FIGURA 8 – LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS AMOSTRAIS NO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II EM CURITIBA, PARANÁ.



FONTE: O Autor (2023).

FIGURA 9 – LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS AMOSTRAIS NO BOSQUE GUTIERREZ EM CURITIBA, PARANÁ.



FONTE: O Autor (2023).

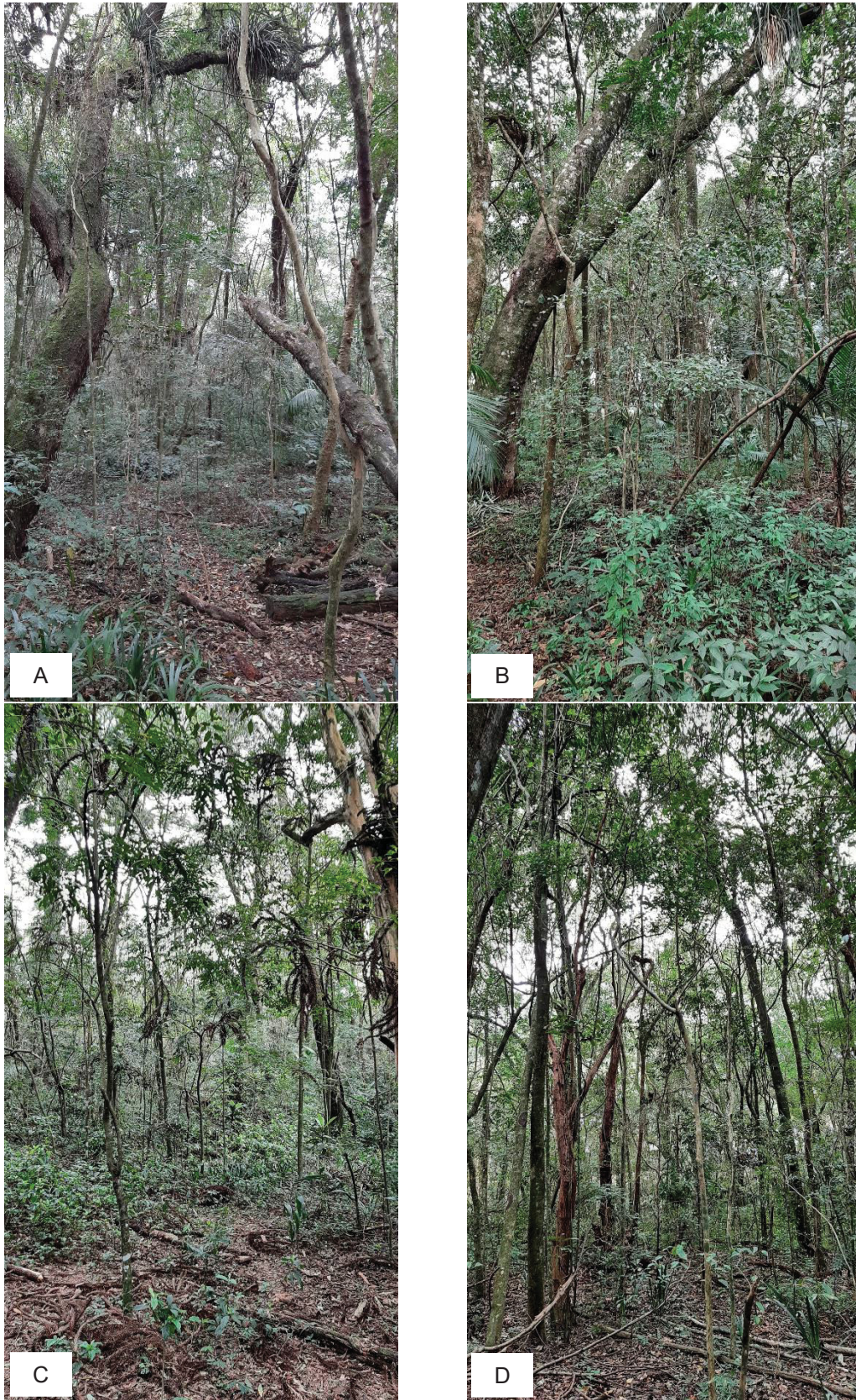
A seleção dos locais para a instalação das parcelas amostrais foi realizada por meio dos softwares Google Earth®, a partir de imagens de satélite datadas de setembro de 2019, e QGIS 3.16®. O sorteio das parcelas foi realizado no *software* Excel 2016.

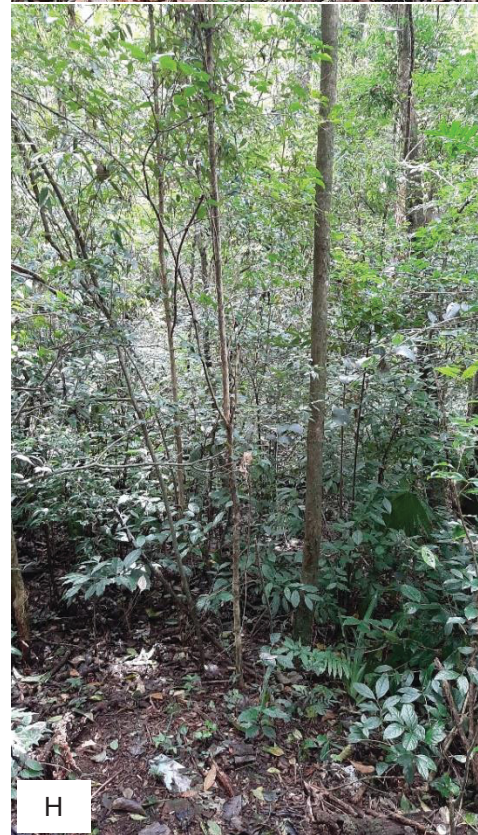
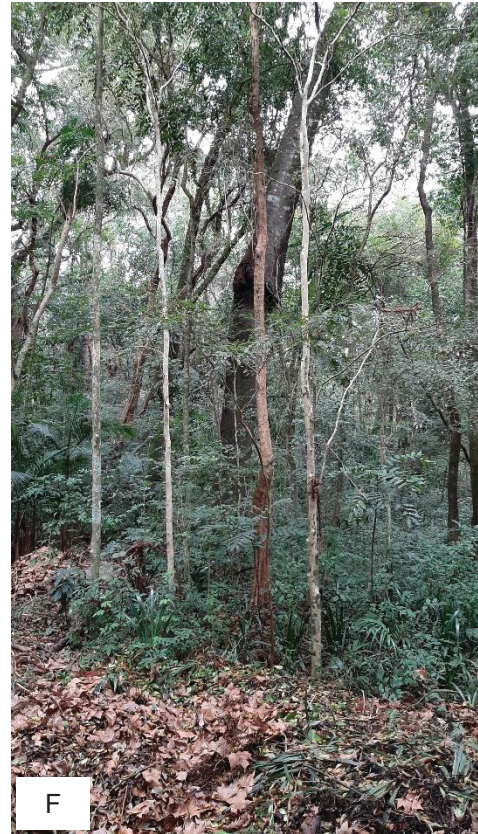
As parcelas foram alocadas a partir de um *buffer* de 2 a 3 m das bordas e trilhas do interior dos fragmentos florestais. De acordo com Mexia et al. (2018), a delimitação de alguns metros de distância de trilhas dentro da floresta diminui as interferências antrópicas, como o pisoteio, sobre o acúmulo de serapilheira. Por isso, devido à presença de várias trilhas em ambos os FFU, foi necessário realocar em alguns metros as parcelas previamente sorteadas, a fim de contemplar somente superfícies permeáveis e com o mínimo impacto antrópico por pisoteio.

Embora para esta pesquisa as coletas tenham sido realizadas em dois locais, as análises consideraram as parcelas numa sequência de 1 a 10, visando facilitar as comparações entre as parcelas e entre os dois bosques avaliados.

A Figura 10, de A a J, apresenta uma visão geral do interior de cada uma das 10 parcelas amostrais instaladas, em sua ordem numérica, de 1 a 6, no Bosque Papa João Paulo II, e de 7 a 10, no Bosque Gutierrez.

FIGURA 10 – VISTAS DAS 10 PARCELAS AMOSTRAIS INSTALADAS.







FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Os números representam as parcelas amostrais de A a F, no Bosque Papa João Paulo II, e de G a J, no Bosque Gutierrez.

### 3.2.3 Caracterização da composição florística

Foi realizada uma caracterização florística dentro das 10 parcelas amostrais, com a separação de espécies nativas da Floresta Ombrófila Mista (FOM), e exóticas representadas pelas espécies que não ocorrem naturalmente em regiões de FOM, incluindo-se as exóticas invasoras. Foram contabilizados os indivíduos arbóreos e palmeiras com Circunferência à Altura do Peito (CAP) > 15 cm ( $\approx 4,78$  cm de Diâmetro à Altura do Peito (DAP)). Essa etapa ocorreu entre novembro de 2021 e março de 2022.

A estrutura vertical foi subdividida em quatro estratos: (1) emergente, com indivíduos arbóreos que se sobressaem em relação ao dossel; (2) dossel, representado pela cobertura média das copas das árvores; (3) sub-bosque 1, com plantas acima de 1,5 m de altura, e que não se encontram no dossel; e (4) sub-bosque 2, com plantas de porte não-arbóreo e de regeneração com altura inferior a 1,5 m. Para a análise fitossociológica, foram considerados os três primeiros estratos, conforme Haq, Calixto e Kumar (2020). Algumas plantas do sub-bosque 2 foram escolhidas aleatoriamente e tiveram suas espécies identificadas para a caracterização de cada parcela.

As espécies foram identificadas conforme os nomes aceitos nas plataformas Flora do Brasil ([www.floradobrasil.jbrj.gov.br](http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br)), no caso das espécies nativas da FOM, e *The World Flora Online* (<http://www.worldfloraonline.org>), para as espécies exóticas.

Foram consideradas como EEI aquelas tanto com porte arbóreo quanto arbustivo, sendo estas com o CAP mínimo considerado para as árvores, descritas no Decreto nº 473 de 5 de junho de 2008 do município de Curitiba (CURITIBA, 2008), que estabelece a Lista Oficial de Espécies Florestais Exóticas Invasoras para o município de Curitiba, e na Portaria IAP nº 59 de 15 de abril de 2015 do estado do Paraná (PARANÁ, 2015), a qual reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras para o estado do Paraná. No caso da Portaria IAP nº 59, foram selecionadas as espécies com registro de ocorrência em regiões de FOM.

As espécies nativas foram caracterizadas quanto ao *status* de conservação a partir da Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022, do Ministério do Meio Ambiente (MMA) (MMA, 2022), que institui a Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção do Brasil.

Para a análise fitossociológica, foi aplicado o Escalonamento Multidimensional Não Métrico (nMDS) para a definição de grupos florísticos a partir da composição e diversidade de espécies em cada parcela para cada um dos dois bosques.

### 3.2.3.1 Índices fitossociológicos

A fim de se verificar a participação da composição florística sobre a sustentabilidade ecológica dos FFU avaliados, foram calculados os índices fitossociológicos comuns para pesquisas florestais. As equações desses índices são apresentadas de acordo com Felfili et al. (2015):

- a) Densidade – expressa a participação das diferentes espécies dentro de uma unidade de área, em geral por hectare, podendo ser:
  - i. Densidade Absoluta (DA) – indica o número de indivíduos de uma espécie por unidade de área, em ha (EQUAÇÃO 2).

$$DA = n/ha \quad (\text{Equação 2})$$

Em quê: DA = Densidade Absoluta;

n/ha = número de indivíduos de uma determinada espécie por hectare.

- ii. Densidade Relativa (DR) – indica a participação de cada espécie em relação ao número total de indivíduos (EQUAÇÃO 3).

$$DR = (n/N) * 100 \text{ (Equação 3)}$$

Em quê: DR = Densidade Relativa;

n = número de indivíduos de uma determinada espécie por hectare;

N = número total de indivíduos por hectare.

- b) Frequência – exprime a distribuição espacial de cada espécie na área, considerando as unidades amostrais em que ela ocorre em relação ao número total de unidades amostrais. É expressa em percentagem, podendo ser:

- iii. Frequência Absoluta (FA) – relação entre o número de parcelas em que uma espécie ocorre e o número total de unidades amostrais (EQUAÇÃO 4).

$$FA = (P_i/P) * 100 \text{ (Equação 4)}$$

Em quê: FA = Frequência Absoluta;

$P_i$  = número de parcelas com ocorrência da espécie i;

P = número total de unidades amostrais.

- iv. Frequência Relativa (FR) – relação entre a FA de uma espécie com a soma das FA de todas as espécies (EQUAÇÃO 5).

$$FR = (FA_i/FA) * 100 \text{ (Equação 5)}$$

Em quê: FR = Frequência Relativa;

$FA_i$  = Frequência absoluta da espécie i;

FA = somatório das frequências absolutas de todas as espécies consideradas no levantamento.

- c) Dominância – refere-se à taxa de ocupação do ambiente pelos indivíduos de uma espécie por unidade de área, geralmente por hectare, podendo ser:

- v. Dominância Absoluta (DoA): expressa a área basal total de uma determinada espécie ( $g_i$ ) por unidade de área (EQUAÇÃO 6).

$$DoA = g_i/ha \quad (\text{Equação 6})$$

$$g_i = \pi * DAP^2 / 4$$

Em quê: DoA = Dominância Absoluta;

$g_i$  = área basal da espécie  $i$ ;

DAP = Diâmetro à Altura do Peito de cada indivíduo, em cm.

- vi. Dominância Relativa (DoR) – relação, em porcentagem, da área basal de uma espécie ( $g_i$ ) em relação à área basal de todas as espécies amostradas ( $G$ ), ambas calculadas por unidade de área (EQUAÇÃO 7).

$$DoR = (g_i/G) * 100 \quad (\text{Equação 7})$$

$$G = \sum g_i$$

Em quê: DoR = Dominância Relativa;

$G$  = área basal de todas as espécies amostradas por hectare.

- d) Valor de Importância (VI) – índice que caracteriza a importância de cada espécie na comunidade em relação à estrutura horizontal. Corresponde à soma de DR, FR e DoR de cada espécie da associação vegetal (EQUAÇÃO 8).

$$VI = DR + FR + DoR \quad (\text{Equação 8})$$

Em quê: VI = Valor de Importância;

DR = Densidade Relativa;

FR = Frequência Relativa;

DoR = Dominância Relativa.

Para cada parcela amostral também foram calculados índices ecológicos, sendo eles: de Diversidade de Shannon–Wiener ( $H'$ ), Equabilidade de Pielou ( $J'$ ), Simpson ( $D$ ) e Jaccard ( $J$ ), para quantificar a diversidade da vegetação. A descrição dos índices ecológicos foi feita conforme Felfili et al. (2015).

- e) Índice de Diversidade de Shannon–Wiener ( $H'$ ) – assume que quanto maior for o valor de  $H'$ , maior a diversidade florística da população (EQUAÇÃO 9).

$$H' = (p_i * \ln p_i) \quad (\text{Equação 9})$$

$$p_i = n_i/N$$

Em quê:  $H'$  = Índice de Diversidade de Shannon–Wiener;

$p_i$  = estimativa da proporção de indivíduos ( $i$ ) de cada espécie;

$n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$ ;

$N$  = número total de indivíduos.

- f) Índice de Equabilidade de Pielou ( $J'$ ) – pertence ao intervalo 0-1, onde 1 representa a máxima diversidade, indicando que todas as espécies são igualmente abundantes (EQUAÇÃO 10).

$$J' = H'/H'_{\text{máx}} \quad (\text{Equação 10})$$

Em quê:  $J'$  = Equabilidade de Pielou;

$H'$  = Índice de Diversidade de Shannon–Wiener;

$S$  = número total de espécies amostradas;

$H'_{\text{máx}} = \ln(S)$ .

- g) Índice de Simpson ( $D$ ) – fornece a probabilidade de dois indivíduos quaisquer selecionados aleatoriamente de uma comunidade pertencerem a mesma espécie. É uma medida relacionada principalmente à dominância.

O intervalo de Índice de Simpson varia de 0 a 1, podendo ser:

- i. Quanto mais próximo o valor de  $D$  de se aproxima 1, menor a diversidade e maior a dominância.

- ii. Quanto mais próximo o valor de D de se aproxima 0, maior a diversidade e menor a dominância.

$$D = \sum (n/N)^2$$

Em quê: n = número total de organismos de uma espécie específica;

N = número total de organismos de todas as espécies;

Se o valor de D der 0, significa diversidade infinita. Se o valor de D der 1, não há diversidade.

- h) Índice de Jaccard (J) – é usado para determinar a similaridade entre parcelas em termos de composição de espécies. Varia de 0 a 1 e considera a abundância das espécies.

$$J = a/(a + b + c)$$

Em quê: J = Jaccard;

a = número de espécies comuns em ambas as parcelas (a e b);

b = número de espécies únicas da parcela a;

c = número de espécies únicas da parcela b.

### 3.2.4 Coletas de serapilheira

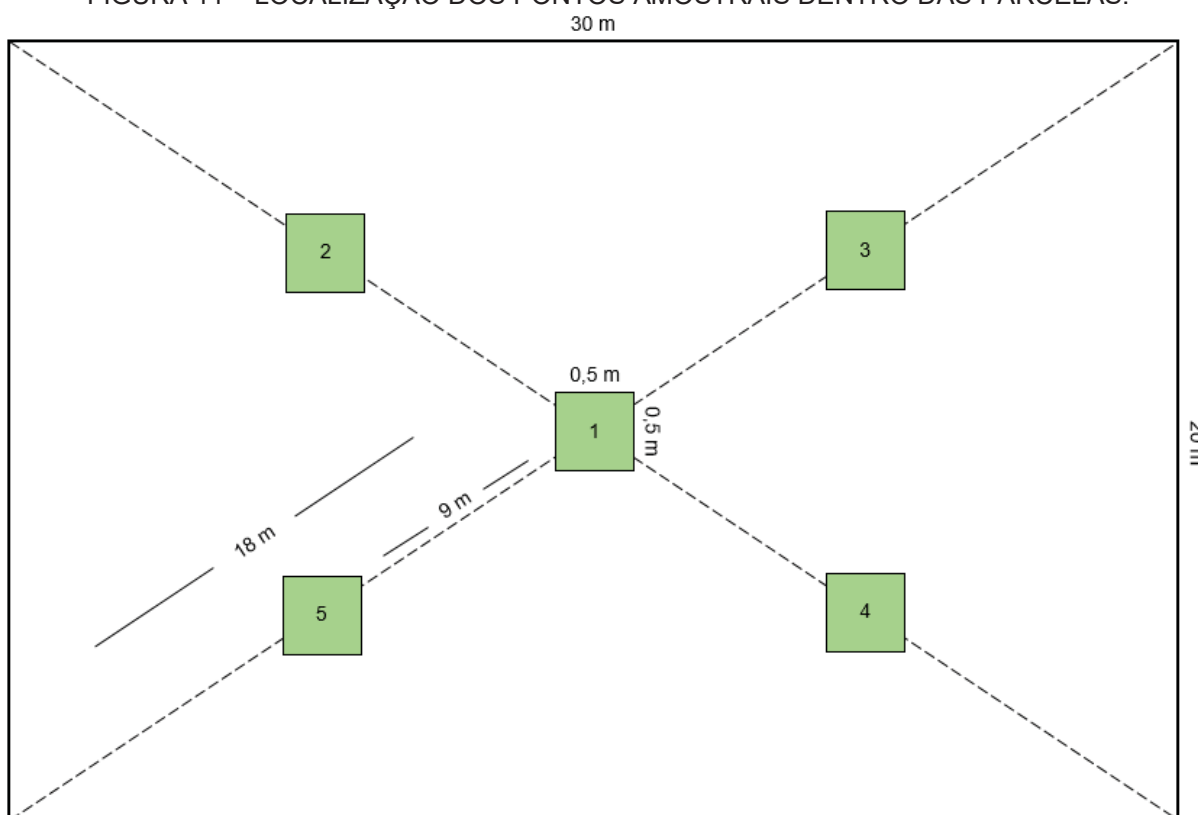
Como adaptação dos métodos propostos por Raciti et al. (2012) e Kim et al. (2019), visou-se determinar a dinâmica da deposição de fitomassa na serapilheira e quantificar os teores de carbono florestal sob diferentes níveis de perturbação antrópica, representada pela densidade de árvores de espécies exóticas. Para isso, foram calculadas as áreas basais (G) de cada parcela amostral, em relação ao total de espécies arbóreas e às espécies exóticas. Assim, foram realizadas coletas periódicas de serapilheira nos dois bosques selecionados, sempre nos mesmos pontos.

Outros compartimentos da floresta não foram avaliados devido à pouca diferença que seria encontrada no estoque de carbono ao longo do período de coleta, de 1 ano. Além disso, a serapilheira é um compartimento mais sensível a variações tanto micrometeorológicas quanto aos impactos antrópicos, sobretudo no meio urbano (TIMILSINA et al., 2014; FERREIRA et al., 2017; 2019; MEXIA et al., 2018). Batista et

al. (2020) enfatizam que a serapilheira é componente importante da sustentabilidade ecológica de florestas urbanas, devido a sua participação na ciclagem de nutrientes.

Em cada parcela, foram alocados cinco pontos amostrais, constituídos por um gabarito de madeira, de formato quadrado, com dimensões de 0,5x0,5 m (0,25 m<sup>2</sup>), em função das linhas diagonais das parcelas e a cada 9 m do ponto amostral central (Figura 11). Essa distribuição visou facilitar a localização dos pontos amostrais nas coletas posteriores, uma vez que por terem acesso livre pela população, a demarcação dos locais poderia ser vandalizada por pessoas sem conhecimento sobre a pesquisa.

FIGURA 11 – LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS DENTRO DAS PARCELAS.



FONTE: O Autor (2023).

NOTA: quadrados verdes representam os pontos amostrais para a coleta de serapilheira.

Com isso, foram alocados 30 pontos amostrais no Bosque João Paulo II e 20 no Bosque Gutierrez, totalizando 50 unidades amostrais. As coletas de serapilheira foram realizadas mensalmente entre os meses de maio de 2021 e abril de 2022, na segunda quinzena de cada mês, totalizando 12 coletas, conforme Mendonça et al. (2019). Assim, foram coletadas ao todo 600 amostras de serapilheira.

A serapilheira foi coletada até alcançar o solo e acondicionada em sacos plásticos, correspondentes a cada uma das 10 parcelas amostrais e seus respectivos

pontos amostrais. O material coletado foi levado ao Laboratório de Paisagismo da UFPR e triado para a eliminação de resíduos, como materiais artificiais e solo.

### 3.2.5 Coletas de fotografias hemisféricas

Devido à influência da luminosidade a partir do dossel sobre a produção de serapilheira, sobretudo onde há presença de EEI (FAJARDO; GUNDALE, 2018; DYDERSKI; JAGODZIŃSKI, 2020), em cada ponto amostral foram tomadas fotografias hemisféricas com uma lente olho-de-peixe (modelo *Fish Lens Eyes 180°*) acoplada a uma câmera do modelo Samsung SM-A505GT. As fotografias eram tomadas pela manhã, com a câmera posicionada a aproximadamente 1,0 m da superfície do solo, por esta ter sido a altura média observada no sub-bosque 2.

A partir das fotografias hemisféricas, em formato *bitmap*, calculou-se o Fator de Visão do Céu (FVC), por meio do *software RayMan 1.2* (URBAN CLIMATE, 2009). O FVC demonstra a luminosidade disponível para a vegetação do sub-bosque, fornecendo indícios sobre a influência da densidade foliar dos diferentes estratos da floresta sobre a deposição e decomposição de serapilheira (ČUDA et al., 2017).

As fotografias hemisféricas foram tiradas em cada estação do ano, em maio (outono), agosto (inverno) e novembro (primavera) de 2021, e fevereiro (verão) de 2022. Os FVC destes meses foram replicados para os demais meses que compõem as mesmas estações.

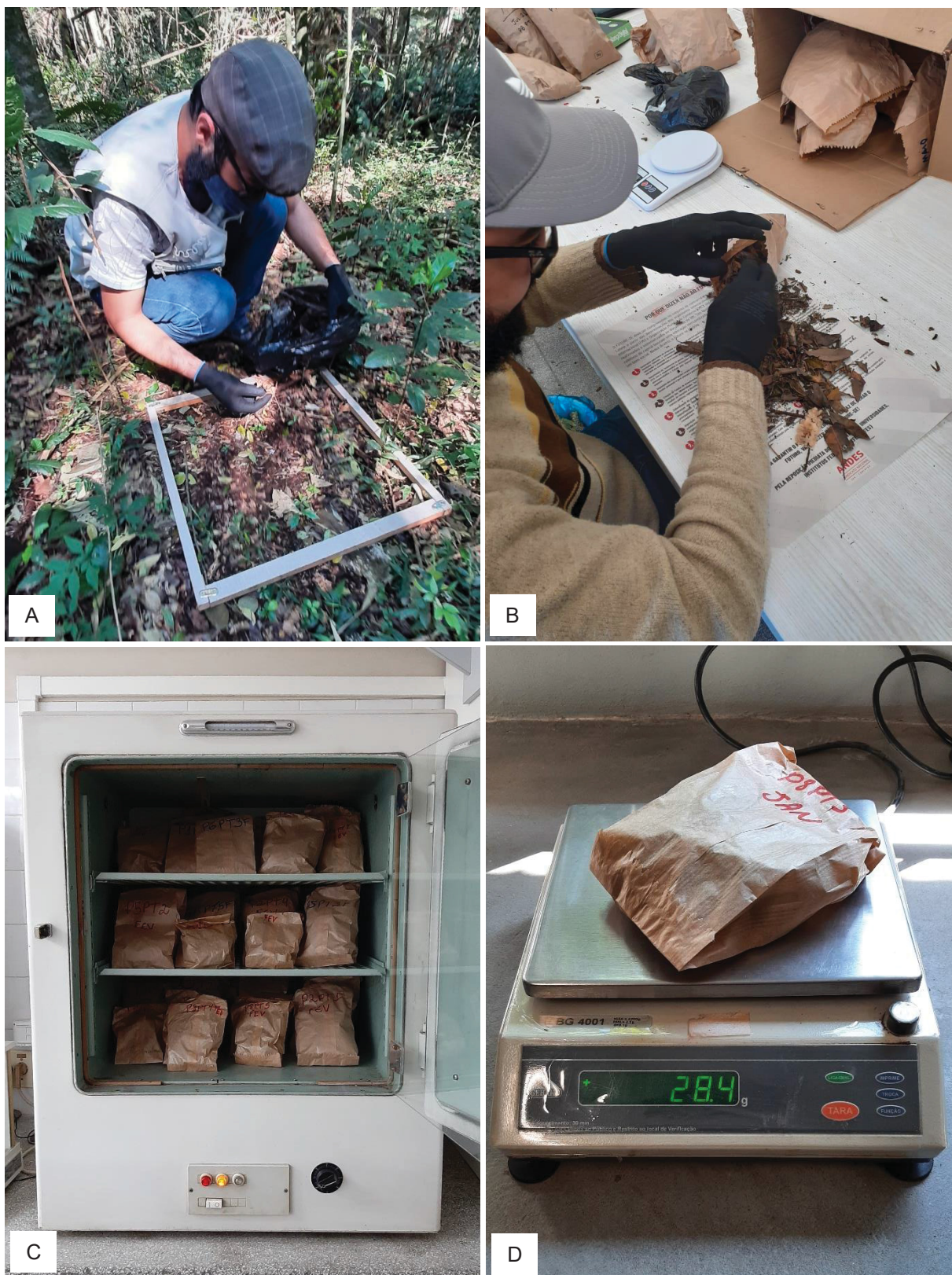
### 3.2.6 Análises da serapilheira

No Laboratório de Paisagismo da UFPR, o material coletado em cada ponto amostral foi transferido para sacos de papel e pesado (peso úmido). Não foi feita uma classificação desse material em função de suas estruturas vegetais (folhas, ramos, raízes, dentro outros), sendo este caracterizado como uma miscelânea.

Na sequência, a serapilheira foi levada para secagem em estufa de ventilação forçada a 65 °C por 48 a 72 h até atingir peso constante, sendo pesado novamente (peso seco). Os valores de peso seco (g) obtidos foram expressos em megagramas por hectare ( $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), constituindo o estoque de fitomassa de cada amostra.

Os processos descritos para coleta e análises em laboratório estão apresentados na Figura 12.

FIGURA 12 – ETAPAS DE COLETA E ANÁLISE DA SERAPILHEIRA COLETADA.



FONTE: O Autor (2023).

NOTA: A: coleta de serapilheira; B: acondicionamento da serapilheira úmida e pesagem; C: secagem da serapilheira em estufa; e D: pesagem da serapilheira seca.

### 3.2.7 Quantificação do carbono estocado na serapilheira

Para a quantificação do carbono estocado na fitomassa da serapilheira, inicialmente as amostras de cada ponto amostral foram moídas em um moinho de facas tipo Willye Modelo Fortinox STAR FT 60 Macro (FIGURA 13).

FIGURA 13 – MOINHO DE FACAS PARA MOAGEM DO MATERIAL COLETADO.



FONTE: O Autor (2023).

O material moído foi separado em subamostras e acondicionado em frascos de 10 ml para as análises posteriores de quantificação dos teores de carbono. Antes de cada quantificação do teor de carbono, as amostras moídas, com os frascos abertos, eram novamente levadas para secagem em estufa por aproximadamente 2 h a 65 °C (FIGURA 14).

FIGURA 14 – SECAGEM DAS AMOSTRAS MOÍDAS PARA QUANTIFICAÇÃO DO TEOR DE CARBONO.



FONTE: O Autor (2023).

Assim, para a quantificação dos teores de carbono, foram utilizadas amostras moídas secas com aproximadamente 10 g de peso total. Esses procedimentos foram realizados para cada coleta, para cada ponto amostral (repetição).

Após essa etapa, as amostras foram pesadas em 0,1 g em cadinhos de porcelana e levadas ao Analisador de Carbono por Combustão Total a seco LECO C-144 (FIGURA 15), para a determinação do teor de carbono. Este método consiste na determinação do tempo de combustão de cada amostra, as quais são colocadas em um ambiente de oxigênio puro com temperatura de 1.000 °C (MAAS, 2015; ARAÚJO et al., 2021).

Durante a combustão, o carbono é liberado na forma de CO<sub>2</sub>, e medido por um sensor infravermelho, o qual é relacionado com o percentual de carbono contido na amostra (MAAS, 2015; BATISTA et al., 2020). O aparelho então envia as informações para um *software* que gera um arquivo digital com um gráfico e o teor de carbono da amostra em porcentagem (ARAÚJO et al., 2021).

A calibração do equipamento foi realizada com farinha de arroz, um reagente padrão analítico orgânico, com cinco repetições, sendo utilizado 0,1 g para combustão, conforme recomendado por Silva et al. (2021).

FIGURA 15 – ANALISADOR DE CARBONO POR COMBUSTÃO TOTAL LECO C-144.



FONTE: O Autor (2023).

As análises de quantificação do teor de carbono foram feitas no Centro de Excelência em Pesquisas sobre Fixação Carbono na Biomassa (BIOFIX), localizado no Campus III da UFPR, nos meses de abril e maio de 2022.

### 3.2.8 Análise do estoque de carbono na serapilheira

O estoque de carbono em cada unidade amostral foi calculado conforme Mexia et al. (2018), como sendo a soma da fitomassa de árvores, arbustos, plantas herbáceas e lianas acumulada sobre o solo, na forma de serapilheira.

Para isso, a fitomassa seca foi multiplicada pelo teor de carbono (em porcentagem, dividido por 100) e extrapolada para hectare, sendo apresentado como  $\text{Mg.ha}^{-1}$ . Os valores de carbono na fitomassa foram convertidos para dióxido de carbono equivalente ao estoque de carbono ( $\text{CO}_2\text{eq}$ ) conforme apresentado na Equação 11.

$$\text{CO}_2\text{eq} = \text{EC} * 44/12 \quad (\text{Equação 11})$$

Em quê:  $\text{CO}_2\text{eq}$  = Dióxido de carbono equivalente ao estoque de carbono;

EC = Estoque de carbono;

44 = Peso molecular do  $\text{CO}_2$ ;

12 = Peso molecular do carbono.

### 3.2.9 Análise da dinâmica do estoque de serapilheira acumulada

Os valores de dinâmica da acumulação de serapilheira foram analisados a partir de sua relação com variáveis meteorológicas no período de 1 de maio 2021 a 30 de abril de 2022. Os dados meteorológicos selecionados foram as médias de: temperaturas mínima, média e máxima do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ) e precipitação (mm), conforme recomendado pela literatura científica (CALDEIRA et al., 2007; AQUINO et al., 2016; FERREIRA et al., 2017). Além destas, as variáveis umidade relativa do ar (%), radiação solar ( $\text{J.m}^{-2}$ ), e velocidade do vento ( $\text{m.s}^{-1}$ ) foram utilizadas na análise de composição de indicadores de sustentabilidade ecológica.

Os dados meteorológicos utilizados foram provenientes do banco de dados geoespaciais do Programa *Copernicus*, da Agência Espacial Europeia, extraídos por meio do aplicativo ERA5 (EUROPEAN SPATIAL AGENCY (ESA), 2022).

O ERA5 permite o *download* de variáveis meteorológicas de vários conjuntos de dados, coletados desde 1959 a partir de imagens de satélites da família Sentinel (ESA, 2022). Os dados ERA5 são subconjuntos da região espacial retangular de interesse selecionada e amostrada na frequência desejada (mensal, diária, horária, dentre outros), com resolução espacial de  $0,25 \times 0,25^{\circ}$ , ou  $27,83 \times 27,83$  km. Os dados são agregados à estatística selecionada e retornados ao usuário em um único arquivo netCDF, o qual pode ser convertido para o formato “.csv” e aberto em planilha *Office Excel* (ESA, 2022).

### 3.2.10 Espacialização da fitomassa depositada na serapilheira

Optou-se por apresentar a espacialização da fitomassa da serapilheira na área total de cada bosque, devido ambas as áreas serem pequenas e compostas em sua maior parte por locais com vegetação florestal.

Inicialmente, foi verificada a normalidade dos dados. Como foi verificado que não atendiam os pressupostos da normalidade, foi necessário a transformação logarítmica dos dados de ambos os bosques, os quais foram apresentados como histogramas de frequência dos dados.

Devido à pouca quantidade de amostras, o que inviabiliza outras análises espaciais e faz com que os dados não tenham dependência espacial, foi feita uma interpolação do tipo Ponderação pelo Inverso da Distância (IDW), por se adequar melhor à distribuição dos dados. Esta é uma técnica de modelagem determinística que pode ser feita em ambiente SIG (FREIRE et al., 2018). Esse método indica uma tendência de estoque de fitomassa nas áreas dos FFU, não sendo capaz de predizer com exatidão os estoques de fitomassa em cada ponto dos bosques.

Os dados foram divididos por bosque e passaram por transformações logarítmicas. Tal avaliação foi realizada para garantir que os modelos preditivos adotados não estivessem sendo ajustados para dados com assimetrias.

Foram utilizados os valores médios de estoque de fitomassa para o período de coleta e, a partir destes, a média para cada parcela amostral. Os resultados finais foram apresentados em mapas temáticos com a espacialização dos estoques de fitomassa em cada bosque. A interpolação foi feita no *software* ArcGIS® versão 10.3.

### 3.2.11 Análise da sustentabilidade dos fragmentos florestais

Nessa etapa da pesquisa buscou-se verificar e analisar a influência da composição de espécies e as características fitossociológicas dos bosques sobre os estoques de fitomassa e carbono nesses ambientes. Partiu-se do pressuposto de que a composição de espécies e a serapilheira acumulada são indicadores da sanidade dos FFU, sendo, portanto, relacionados com sua sustentabilidade ecológica (CHAPIN; TORN; TATENO, 1996; ADLER; TANNER, 2015; AQUINO et al., 2016).

Assim, como adaptação dos métodos propostos na literatura científica (CONTI; DÍAZ, 2013; ALMEIDA; LUIZÃO; RODRIGUES, 2015; KIM et al., 2019), verificou-se a influência das variáveis métricas área basal da parcela amostral e abertura do dossel, representado pelo FVC, sobre os estoques de fitomassa e carbono na serapilheira. Além disso, a área basal de espécies exóticas em cada parcela foi utilizada como variável indicadora da intensidade de perturbação.

Para isso, baseou-se na premissa de que as características ambientais e ecológicas dos FFU condicionam a sua capacidade de se autossustentar, contribuindo como sumidouros de carbono e, conseqüentemente, compor a avaliação de SbN no meio urbano. Sobre isso, Batista et al. (2020) sugerem que o estoque de carbono na serapilheira seja utilizado como um indicador da sustentabilidade ecológica de FFU.

Assim, foram selecionadas 30 variáveis biofísicas quantitativas relacionadas aos dados primários coletados e aos dados meteorológicos secundários, apresentados por bosque. Os conjuntos de variáveis de mesma característica foram agrupados em 12 grupos nomeados de acordo com o tipo de variável. Optou-se por esse agrupamento para a comparação entre grupos relevantes, evitando-se comparações redundantes entre variáveis de mesma origem, como entre variáveis meteorológicas, de espécies nativas e de exóticas.

A definição das variáveis utilizadas se deu como uma experimentação, a partir dos dados considerados mais relevantes para explicar os objetivos e hipóteses da pesquisa, de acordo com o recomendado pela literatura e as variáveis coletadas em campo, além de secundárias, no caso das meteorológicas. O Quadro 1 apresenta as 30 variáveis selecionadas e seus respectivos grupos.

QUADRO 1 – VARIÁVEIS BIOFÍSICAS SELECIONADAS PARA COMPOR O OS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA.

(continua)

| Grupo de variáveis | Variável                                                                         | Sigla  | Unidade                          |
|--------------------|----------------------------------------------------------------------------------|--------|----------------------------------|
| 1 – Período        | Período de estoque acumulado (dinâmica), de acordo com o número do mês de coleta | P      | Adimensional                     |
| 2 – Totais         | Área basal total em cada parcela                                                 | Gtot   | m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> |
|                    | Número de indivíduos arbóreos total em cada parcela                              | Ntot   | Adimensional                     |
|                    | Número de espécies total em cada parcela                                         | NEtot  | Adimensional                     |
|                    | Densidade total de indivíduos arbóreos em cada parcela                           | Dtot   | ind.ha <sup>-1</sup>             |
|                    | DAP médio total dos indivíduos arbóreos em cada parcela                          | DAPtot | cm                               |
|                    | Altura média total dos indivíduos arbóreos em cada parcela                       | Htot   | m                                |
| 3 – Nativas        | Área basal dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela                    | Gnat   | m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> |
|                    | Número de indivíduos de espécies nativas em cada parcela                         | Nnat   | Adimensional                     |
|                    | Número de espécies nativas em cada parcela                                       | NEnat  | Adimensional                     |
|                    | Densidade de indivíduos de espécies nativas                                      | Dnat   | ind.ha <sup>-1</sup>             |
|                    | DAP médio de indivíduos das espécies nativas em cada parcela                     | DAPnat | cm                               |
|                    | Altura média dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela                  | Hnat   | m                                |
| 4 – Exóticas       | Área basal dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela                   | Gex    | m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> |
|                    | Número de indivíduos de espécies exóticas em cada parcela                        | Nex    | Adimensional                     |
|                    | Número de espécies exóticas em cada parcela                                      | NEex   | Adimensional                     |

QUADRO 1 – VARIÁVEIS BIOFÍSICAS SELECIONADAS PARA COMPOR OS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA.

|                           |                                                                         |       | (conclusão)          |
|---------------------------|-------------------------------------------------------------------------|-------|----------------------|
| Grupo de variáveis        | Variável                                                                | Sigla | Unidade              |
| 4 – Exóticas              | Densidade de indivíduos de espécies exóticas                            | Dex   | ind.ha <sup>-1</sup> |
|                           | DAP médio de indivíduos espécies exóticas em cada parcela               | DAPex | cm                   |
|                           | Altura média dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela        | Hex   | m                    |
| 5 – Fator de Visão do Céu | Fator de Visão do Céu (luminosidade do dossel) médio para cada parcela  | FVC   | Adimensional         |
| 6 – Estoque de fitomassa  | Estoque de fitomassa na serapilheira de cada parcela por mês            | EF    | Mg.ha <sup>-1</sup>  |
| 7 – Teor de carbono       | Teor de carbono de cada parcela por mês                                 | TC    | ÷100                 |
| 8 – Estoque de carbono    | Estoque de carbono na fitomassa da serapilheira em cada parcela por mês | EC    | Mg.ha <sup>-1</sup>  |
| 9 – Meteorológicas        | Temperatura mínima do ar                                                | Tmín  | °C                   |
|                           | Temperatura média do ar                                                 | Tméd  | °C                   |
|                           | Temperatura máxima do ar                                                | Tmáx  | °C                   |
|                           | Umididade relativa do ar                                                | UR    | %                    |
|                           | Radiação solar                                                          | RS    | J.m <sup>-2</sup>    |
|                           | Precipitação                                                            | PP    | mm                   |
|                           | Velocidade do vento                                                     | VV    | m.s <sup>-1</sup>    |

Fonte: O Autor (2023).

Assim, foi verificado se há relação entre o estoque de carbono na fitomassa da serapilheira e parâmetros bióticos (composição florística, estrutura da floresta e estoque de fitomassa) e variáveis meteorológicas, ao longo do período avaliado.

### 3.2.11.1 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram feitas considerando uma distribuição normal dos dados. Segundo Harmon et al. (1986), os parâmetros relacionados à fitomassa costumam não apresentar uma distribuição normal perfeita, devido às variações amostrais associadas à fitomassa serem elevadas, mas tendem a ser positivamente assimétricas, o que é aceitável estatisticamente.

Os dados foram estudados em análise exploratória e analisados em teste de pareamento, comparando os resultados entre os FFU por meio do Teste SNK (Student-Newman-Keuls).

As análises estatísticas relacionadas aos parâmetros fitossociológicos e de fitomassa e carbono foram realizadas em ambiente R (R CORE TEAM, 2022). Para as análises fitossociológicas foi utilizado o pacote *iNext* para o cálculo da suficiência

amostral, *fitoR* para os cálculos fitossociológicos e o pacote *vegan* para os índices fitossociológicos.

Por meio das análises de correlação entre as 30 variáveis selecionadas, foram definidas as que podem ser utilizadas como indicadoras da sustentabilidade ecológica dos FFU avaliados. Foram considerados como indicadores aquelas variáveis que apresentaram maiores correlações com o estoque de carbono e entre si.

Assim, como junção dos indicadores relacionados ao estoque de carbono, foi elaborada uma análise para estimar essa variável, por meio de Regressão Linear Múltipla.

A Regressão Linear é uma técnica de modelagem para analisar dados com o objetivo de se fazer previsões (TRANMER et al., 2020). Na Regressão Linear Simples, um modelo bivariado é construído para prever uma variável de resposta ( $y$ ) a partir de uma variável explicativa ( $x$ )<sub>1</sub>, enquanto que na Regressão Linear Múltipla, o modelo é estendido para incluir mais de uma variável explicativa, ou preditora, ( $x_1, x_2, \dots, x_p$ ) produzindo um modelo multivariado (DENIS, 2016; TRANMER et al., 2020). O modelo geral de Regressão Linear Múltipla é apresentado na Equação 12 (DENIS, 2016).

$$y_i = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots \beta_k x_k + \varepsilon_i \text{ (Equação 12)}$$

Em quê:  $y_i$  = Valor observado da variável resposta;

$\alpha$  = Intercepto da população;

$\beta_1, \beta_2 \dots \beta_k$  = Coeficiente da população  $\beta$ , onde  $\beta_1$  é o parâmetro de inclinação da regressão parcial para o preditor  $x_1$ ,  $\beta_2$  é o parâmetro de inclinação da regressão parcial para o preditor  $x_2$  e  $\beta_k$  é o parâmetro de inclinação da regressão parcial para o preditor  $x_k$ ;

$\varepsilon_i$  = Erro associado às previsões de  $y_i$ .

Na Regressão Linear Múltipla, foi realizado o estudo de correlação linear bivariada entre cada uma das 30 variáveis e entre estas e o estoque de carbono, utilizando os testes de correlação de Kendall ( $\tau$ ), para cada FFU. Esta análise serviu para verificar a existência de multicolinearidades entres as variáveis.

Segundo Shrestha (2020), na análise de Regressão Linear Múltipla, a multicolinearidade indica as relações lineares entre as variáveis independentes (ou

preditores). Isso ocorre quando o modelo de regressão inclui variáveis que são significativamente correlacionadas com a variável dependente, e também entre si (SHRESTHA, 2020).

No caso desta pesquisa, as variáveis independentes corresponderam às 29 variáveis que podem ter relação com o estoque de carbono (variável dependente). A presença de multicolinearidade aumenta os erros padrão de cada coeficiente do modelo, alterando o resultado da análise e, por isso, adicionar mais variáveis a uma análise de regressão pode prejudicar a compreensão do modelo (SHRESTHA, 2020).

As variáveis que apresentaram correlação entre média a forte, acima de 0,5, conforme recomendado por Tranmer et al. (2020), foram selecionadas para a elaboração da equação de regressão múltipla. Assim, estas variáveis foram incorporadas à equação e realizada a projeção do estoque de carbono ao longo do período de análise.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

Conforme o Quadro 2, o sub-bosque 2 das parcelas é composto principalmente por espécies de hábito herbáceo e também por regeneração de espécies arbóreas, tanto nativas quanto exóticas e exóticas invasoras. Algumas dessas espécies são comuns em mais de uma parcela do Bosque Papa João Paulo II, como *Neomarica candida* (Hassl.) Sprague (iris-da-praia), *Pavonia* sp. (pavônia) e *Urera baccifera* (L.) Gaudich. ex Wedd. (urtigão).

No sub-bosque 2 também ocorrem espécies como *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. (nespereira), *Pilea cadierei* Gagnep. & Guillaumin (planta-alumínio), e *Tradescantia zebrina* Bosse (trapoeraba-roxa), consideradas invasoras (CURITIBA, 2008; PARANÁ, 2015).

QUADRO 2 – CARACTERIZAÇÃO DO SUB-BOSQUE 2 DAS PARCELAS INSTALADAS NOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ

(continua)

| Bosque             | Parcela | Sub-bosque 2                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
|--------------------|---------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Papa João Paulo II | 1       | <i>Commelina benghalensis</i> L., <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl., <i>Eugenia uniflora</i> L., <i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq., <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague, <i>Pavonia</i> sp., <i>Pilea cadierei</i> Gagnep. & Guillaumin, <i>Piper amalago</i> L., <i>Pittosporum undulatum</i> Vent.                                                           |
|                    | 2       | <i>Bauhinia forficata</i> Link, <i>Pavonia</i> sp., <i>Persea americana</i> Mill., <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg., <i>Commelina benghalensis</i> L., <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague                                                                                                                                                                       |
|                    | 3       | <i>Citrus</i> sp., <i>Petiveria alliacea</i> L., <i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg., <i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs, <i>Tradescantia zebrina</i> Bosse, <i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd., <i>Commelina benghalensis</i> L., <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl., <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague, <i>Piper amalago</i> L.    |
|                    | 4       | <i>Cupania vernalis</i> Cambess., <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton, <i>Pavonia</i> sp., <i>Trichilia claussenii</i> C.DC., <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl., <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague, <i>Pilea cadierei</i> Gagnep. & Guillaumin, <i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.                                                                  |
|                    | 5       | <i>Jacaranda puberula</i> Cham., <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel, <i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral, <i>Pavonia</i> sp., <i>Commelina benghalensis</i> L., <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl., <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague, <i>Pilea cadierei</i> Gagnep. & Guillaumin, <i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.                        |
|                    | 6       | <i>Hedera helix</i> L., <i>Molineria capitulata</i> (Lour.) Herb., <i>Monstera deliciosa</i> Liebm., <i>Pavonia</i> sp., <i>Commelina benghalensis</i> L., <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl., <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel, <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague, <i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs, <i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd. |

QUADRO 2 – CARACTERIZAÇÃO DO SUB-BOSQUE 2 DAS PARCELAS INSTALADAS NOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ.

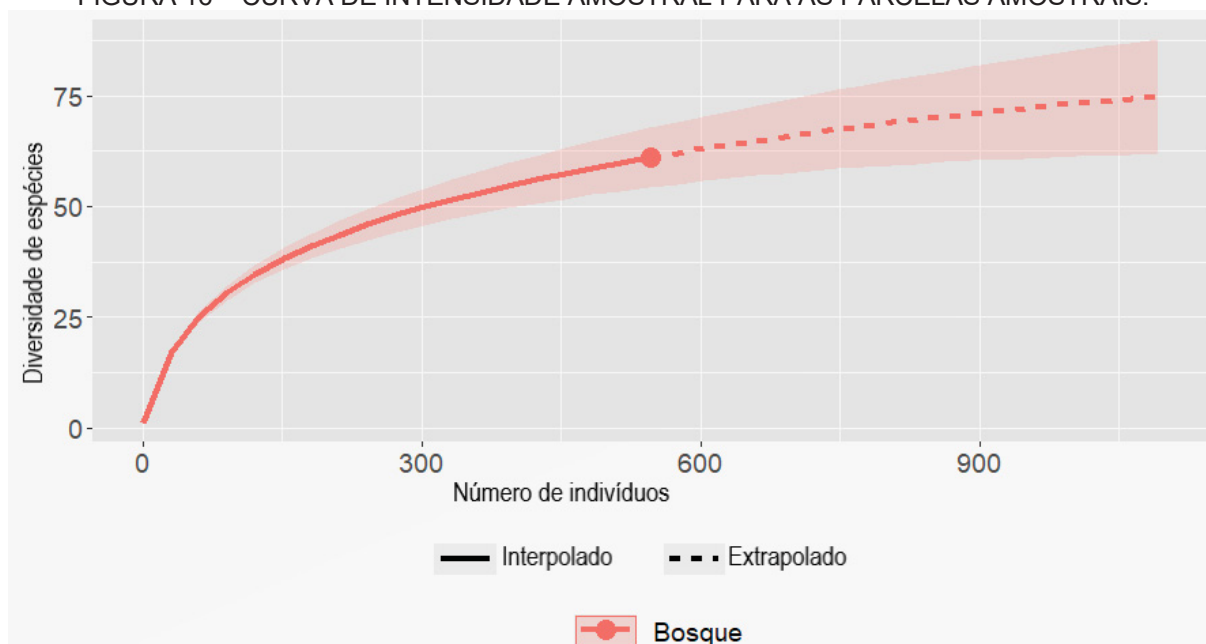
(conclusão)

| Bosque    | Parcela | Sub-bosque 2                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
|-----------|---------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Gutierrez | 7       | <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton, <i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart., <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk., <i>Mollinedia clavigera</i> Tul., <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC., <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl., <i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg., <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman, <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl., <i>Eugenia uniflora</i> L., <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton, <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague, <i>Persea americana</i> Mill., <i>Piper amalago</i> L., <i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs |
|           | 8       | <i>Casearia obliqua</i> Spreng., <i>Cupania vernalis</i> Cambess., <i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins, <i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral, <i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg, <i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand, <i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer, <i>Schnella microstachya</i> Raddi, <i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose, <i>Commelina benghalensis</i> L., <i>Mollinedia clavigera</i> Tul., <i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg., <i>Tradescantia zebrina</i> Bosse                                                                  |
|           | 9       | <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze, <i>Casearia sylvestris</i> Sw., <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl., <i>Eugenia uniflora</i> L., <i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart., <i>Mollinedia clavigera</i> Tul., <i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins, <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague, <i>Piper amalago</i> L., <i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg., <i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs                                                                                                                                                      |
|           | 10      | <i>Miconia sellowiana</i> Naudin, <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk., <i>Mollinedia clavigera</i> Tul., <i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague, <i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |

FONTE: O Autor (2023).

A suficiência amostral utilizada demonstrou ser adequada, uma vez que se a amostragem fosse aumentada em 10% do número de indivíduos, o aumento no número de espécies seria menor que 5%, correspondente a 14 espécies (FIGURA 16).

FIGURA 16 – CURVA DE INTENSIDADE AMOSTRAL PARA AS PARCELAS AMOSTRAIS.



FONTE: O Autor (2023).

Na Tabela 1 estão listadas as espécies arbóreas presentes nas 10 parcelas amostrais, além de suas respectivas localizações nos estratos dos FFU avaliados, bem como informações ecológicas e o risco de ameaça de extinção.

TABELA 1 – LISTA DE ESPÉCIES AMOSTRADAS NAS 10 PARCELAS.

| (continua)                                                                |                   |             |    |     |     |
|---------------------------------------------------------------------------|-------------------|-------------|----|-----|-----|
| Família/Espécie                                                           | NP                | ES          | GE | OR  | MMA |
| ARAUCARIACEAE                                                             |                   |             |    |     |     |
| <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze                            | Araucária         | EM/DOS      | ST | N   | EN  |
| ANACARDIACEAE                                                             |                   |             |    |     |     |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi                                      | Aroeira-vermelha  | DOS         | SI | N   | NE  |
| ANNONACEAE                                                                |                   |             |    |     |     |
| <i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer                              | Araticum-mirim    | DOS         | P  | N   | LC  |
| <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.                                        | Araticum-da-mata  | DOS         | SI | N   | NE  |
| ARECACEAE                                                                 |                   |             |    |     |     |
| <i>Euterpe edulis</i> Mart.                                               | Palmito-juçara    | SUB1        | ST | E   | VU  |
| ASTERACEAE                                                                |                   |             |    |     |     |
| <i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.                            | Vassourão-preto   | DOS/SUB1    | P  | N   | NE  |
| BIGNONIACEAE                                                              |                   |             |    |     |     |
| <i>Jacaranda puberula</i> Cham.                                           | Caroba            | DOS/SUB1    | ST | N   | LC  |
| CELASTRACEAE                                                              |                   |             |    |     |     |
| <i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral                                | Café-de-jacu      | EM/DOS/SUB1 | ST | N   | LC  |
| EUPHORBIACEAE                                                             |                   |             |    |     |     |
| <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.                         | Tapiá             | EM/DOS/SUB1 | SI | N   | NE  |
| <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.                                  | Branquilho        | DOS/SUB1    | SI | N   | NE  |
| <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong                                     | Pau-de-leite      | EM/DOS      | S  | N   | NE  |
| FABACEAE                                                                  |                   |             |    |     |     |
| <i>Dahlstedtia floribunda</i> (Vogel) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo         | Pau-de-arco       | DOS         | ST | N   | NE  |
| <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel                                        | Sapuvinha         | EM/DOS      | SI | N   | NE  |
| <i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo | Rabo-de-bugio     | SUB1        | P  | N   | NE  |
| <i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby                        | Pau-cigarra       | EM          | SI | N   | NE  |
| LAMIACEAE                                                                 |                   |             |    |     |     |
| <i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke                            | Fruta-de-papagaio | DOS/SUB1    | P  | N   | NE  |
| LAURACEAE                                                                 |                   |             |    |     |     |
| <i>Aiouea glaziovii</i> (Mez) R.Rohde                                     | Canela-crespa     | DOS         | ST | N   | NE  |
| <i>Nectandra lanceolata</i> Nees                                          | Canela-branca     | DOS         | S  | N   | NE  |
| <i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil                                         | Canela-fogo       | DOS/SUB1    | SI | N   | LC  |
| <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees                                       | Canela-guaicá     | EM/DOS      | SI | N   | NT  |
| <i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil                                      | Canela-copaíba    | DOS/SUB1    | ST | N   | LC  |
| <i>Persea americana</i> Mill.                                             | Abacateiro        | EM/DOS/SUB1 | /  | EEI | /   |

TABELA 1 – LISTA DE ESPÉCIES AMOSTRADAS NAS 10 PARCELAS.

(continuação)

| Família/Espécie                                                        | NP                    | ES          | GE | OR  | MMA |
|------------------------------------------------------------------------|-----------------------|-------------|----|-----|-----|
| MALVACEAE                                                              |                       |             |    |     |     |
| <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna                             | Paineira-rosa         | DOS         | SI | E   | /   |
| MELASTOMATACEAE                                                        |                       |             |    |     |     |
| <i>Miconia petropolitana</i> Cogn.                                     | Pixirica              | DOS         | SI | N   | NE  |
| MELIACEAE                                                              |                       |             |    |     |     |
| <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.                                | Canjerana             | EM/DOS/SUB1 | ST | N   | NE  |
| MONIMIACEAE                                                            |                       |             |    |     |     |
| <i>Mollinedia clavigera</i> Tul.                                       | Pimenteirinha         | DOS/SUB1    | ST | N   | NE  |
| MORACEAE                                                               |                       |             |    |     |     |
| <i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.                                     | Figueira-brava        | DOS         | ST | N   | NE  |
| MYRTACEAE                                                              |                       |             |    |     |     |
| <i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg                         | Guabiroba             | DOS/SUB1    | ST | N   | LC  |
| <i>Eugenia uniflora</i> L.                                             | Pitangueira           | DOS/SUB1    | ST | N   | NE  |
| <i>Myrceugenia acutiflora</i> (Kiaersk.) D.Legrand & Kausel            | Guamirim              | SUB1        | C  | N   | NE  |
| <i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand                                   | Guamirim              | DOS         | ST | N   | NE  |
| <i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira                              | Camboí                | SUB1        | SI | N   | NE  |
| <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.                                      | Guamirim-miúdo        | DOS/SUB1    | SI | N   | NE  |
| <i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott                                 | Murtinho              | DOS         | ST | N   | NE  |
| <i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum                      | Cataia                | DOS         | ST | N   | NE  |
| <i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts                               | Jabuticaba-de-cabinho | SUB1        | C  | N   | NE  |
| OLEACEAE                                                               |                       |             |    |     |     |
| <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton                                     | Alfeneiro             | EM/DOS/SUB1 | /  | EEI | /   |
| PITTOSPORACEAE                                                         |                       |             |    |     |     |
| <i>Pittosporum undulatum</i> Vent.                                     | Pau-incenso           | SUB1        | /  | EEI | /   |
| PLATANACEAE                                                            |                       |             |    |     |     |
| <i>Platanus occidentalis</i> L.                                        | Plátano               | DOS         | /  | E   | /   |
| PODOCARPACEAE                                                          |                       |             |    |     |     |
| <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.                          | Pinheiro-bravo        | DOS         | ST | N   | LC  |
| PRIMULACEAE                                                            |                       |             |    |     |     |
| <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.                 | Capororoca-vermelha   | DOS         | SI | N   | NE  |
| <i>Myrsine umbellata</i> Mart.                                         | Capororocão           | DOS/SUB1    | P  | N   | NE  |
| PROTEACEAE                                                             |                       |             |    |     |     |
| <i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S.Edwards | Carvalho-brasileiro   | DOS         | C  | N   | NE  |
| RHAMNACEAE                                                             |                       |             |    |     |     |
| <i>Hovenia dulcis</i> Thunb.                                           | Uva-do-japão          | EM/DOS/SUB1 | /  | EEI | /   |
| ROSACEAE                                                               |                       |             |    |     |     |
| <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.                             | Nespereira            | DOS/SUB1    | /  | EEI | /   |
| <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.                                     | Pessegueiro-bravo     | DOS/SUB1    | ST | N   | NE  |
| RUBIACEAE                                                              |                       |             |    |     |     |
| <i>Palicourea sessilis</i> (Vell.) C.M.Taylor                          | Café-de-bugre         | EM/DOS/SUB1 | SI | N   | NE  |

TABELA 1 – LISTA DE ESPÉCIES AMOSTRADAS NAS 10 PARCELAS.

|                                                                  |                         |             |    | (conclusão) |     |
|------------------------------------------------------------------|-------------------------|-------------|----|-------------|-----|
| Família/Espécie                                                  | NP                      | ES          | GE | OR          | MMA |
| SALICACEAE                                                       |                         |             |    |             |     |
| <i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth.                         | Cambroé                 | DOS         | C  | N           | NE  |
| <i>Casearia decandra</i> Jacq.                                   | Guaçatunga-branca       | EM/DOS/SUB1 | SI | N           | NE  |
| <i>Casearia lasiophylla</i> Eichler                              | Guaçatunga-graúda       | DOS/SUB1    | SI | N           | LC  |
| <i>Casearia obliqua</i> Spreng.                                  | Cambroé                 | DOS/SUB1    | SI | N           | LC  |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw.                                   | Cafezeiro-do-mato       | EM/DOS/SUB1 | SI | N           | NE  |
| <i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler                       | Sucará                  | DOS         | SI | N           | NE  |
| <i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer                          | Sucará                  | DOS/SUB1    | SI | N           | NE  |
| SAPINDACEAE                                                      |                         |             |    |             |     |
| <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | Vacum                   | EM/DOS/SUB1 | SI | N           | NE  |
| <i>Cupania vernalis</i> Cambess.                                 | Cuvatã                  | EM/DOS/SUB1 | SI | N           | NE  |
| <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.                               | Miguel-pintado          | EM/DOS/SUB1 | ST | N           | NE  |
| SIMAROUBACEAE                                                    |                         |             |    |             |     |
| <i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.                            | Pau-amargo              | EM/DOS/SUB1 | ST | N           | LC  |
| SOLANACEAE                                                       |                         |             |    |             |     |
| <i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs                        | Fumeiro                 | DOS/SUB1    | SI | N           | NE  |
| <i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal                          | Joá-manso               | SUB1        | P  | N           | NE  |
| VERBENACEAE                                                      |                         |             |    |             |     |
| <i>Citharexylum solanaceum</i> Cham.                             | Fruta-de-tucano-<br>acu | DOS         | SI | N           | NE  |

FONTE: O Autor (2023).

NOTA: NP: Nome Popular; NI: Número de Indivíduos; ES: Estrato; GE: Grupo Ecológico; OR: Origem. MMA: Ministério do Meio Ambiente. EM: Emergente; DOS: Dossel; SUB1: Sub-bosque 1. P: Pioneira; SI: Secundária Inicial; ST: Secundária Tardia; C: Clímax. E: Exótica; EI: Exótica Invasora; N: Nativa. VU: Vulnerável; EN: Em Perigo; LC: Pouco Preocupante; NE: Não Avaliada; NT: Quase Ameaçada.

Ao todo, foram mensurados 546 indivíduos arbóreos, sendo 336 árvores no Bosque Papa João Paulo II e 210 no Bosque Gutierrez. Desses, 456 indivíduos são de espécies nativas da FOM (83,51% do total), oito de espécies exóticas não-invasoras (1,47%) e 82 de EEI (15,01%). No Bosque Papa João Paulo II, foram encontrados 257 indivíduos arbóreos de espécies nativas (76,49%), sete de espécies exóticas não-invasoras (2,08%) e 72 de EEI (2,14%). Já no Bosque Gutierrez, foram encontrados 199 indivíduos arbóreos de espécies nativas (94,76%), uma de exótica não-invasora (0,48%) e 10 de EEI (4,76%).

Os indivíduos arbóreos amostrados pertencem a 61 espécies no total, as quais foram todas identificadas. No Bosque Papa João Paulo II foram registradas 41 espécies, e no Bosque Gutierrez, 38 espécies. Foram contabilizadas 18 espécies ocorrendo simultaneamente em ambos os bosques. Indivíduos das espécies exóticas *Ligustrum*

*lucidum* (alfeneiro), *Persea americana* (abacateiro) e *Eriobotrya japonica* (nespereira) ocorreram nos dois bosques avaliados.

As espécies encontradas são pertencentes a 31 famílias botânicas (Tabela 1). Myrtaceae foi a família mais representativa, com nove espécies (14,76%), seguida por Salicaceae, com sete (11,48%), Lauraceae, com seis espécies (9,83%), e Fabaceae, com quatro espécies (6,56%). Juntas, estas famílias representam 42,63% do total de espécies amostradas. Santos et al. (2023) verificaram que estas famílias também foram as mais frequentes em outros FFU de Curitiba, em especial naqueles localizados em regiões de FOM, ao norte do município.

Do total, 53 espécies encontradas (86,89%) são nativas da FOM; três (4,91%) são exóticas não-invasoras nas regiões de FOM: *Euterpe edulis* (palmito-juçara), com seis indivíduos, *Ceiba speciosa* (paineira-rosa) e *Platanus occidentalis* (plátano), com um indivíduo cada uma; e cinco (8,2%) são exóticas invasoras: *L. lucidum* (51 indivíduos), *H. dulcis* (18 indivíduos), *P. americana* (10 indivíduos), *E. japonica* (dois indivíduos) e *P. undulatum* (um indivíduo).

Apenas uma espécie, *A. angustifolia*, é considerada ameaçada de extinção, sendo classificada como “EN” (Em Perigo), de acordo com MMA (2022). Com isso, infere-se que outras espécies ameaçadas, devido as suas exigências ambientais, em geral, serem mais específicas, podem encontrar resistência em se estabelecer nestes FFU. Santos et al. (2023) afirmam que nestes casos existe um potencial de conservação da diversidade arbórea, que deve ter como foco aquelas espécies mais sensíveis a alterações ambientais e, portanto, com risco de extinção.

O percentual de espécies nativas, de quase 87%, era esperado, devido ao estágio de sucessão que os FFU avaliados se encontram. Contudo, salienta-se que a quantidade de espécies pode não refletir o nível de alteração ambiental nos FFU. Por isso, deve-se considerar outras características do componente florístico em cada local, tais como a origem das espécies, a forma como estão distribuídas naquele ambiente e as relações ecológicas entre elas.

Na Tabela 2 estão listadas as espécies exóticas e exóticas invasoras encontradas em cada parcela amostral.

TABELA 2 – ESPÉCIES EXÓTICAS E EXÓTICAS INVASORAS EM CADA PARCELA AMOSTRAL.

| Bosque             | Parcela | Espécies exóticas/invasoras                                                                                               | Total de indivíduos | Total de espécies |
|--------------------|---------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------|-------------------|
| Papa João Paulo II | 1       | <i>Ligustrum lucidum</i> (2), <i>Platanus occidentalis</i> (1)                                                            | 3                   | 2                 |
|                    | 2       | <i>Hovenia dulcis</i> (14), <i>Ligustrum lucidum</i> (7), <i>Persea americana</i> (6), <i>Euterpe edulis</i> (1)          | 28                  | 3                 |
|                    | 3       | <i>Hovenia dulcis</i> (2), <i>Ligustrum lucidum</i> (2), <i>Euterpe edulis</i> (1)                                        | 5                   | 3                 |
|                    | 4       | <i>Ligustrum lucidum</i> (34), <i>Hovenia dulcis</i> (1)                                                                  | 35                  | 2                 |
|                    | 5       | <i>Hovenia dulcis</i> (1), <i>Euterpe edulis</i> (1)                                                                      | 2                   | 2                 |
|                    | 6       | <i>Euterpe edulis</i> (3), <i>Ligustrum lucidum</i> (2), <i>Eriobotrya japonica</i> (1), <i>Pittosporum undulatum</i> (1) | 7                   | 4                 |
| Gutierrez          | 7       | <i>Ligustrum lucidum</i> (5), <i>Persea americana</i> (3), <i>Ceiba speciosa</i> (1)                                      | 9                   | 3                 |
|                    | 8       | Apenas espécies nativas                                                                                                   | 0                   | 0                 |
|                    | 9       | <i>Eriobotrya japonica</i> (1), <i>Persea americana</i> (1)                                                               | 2                   | 2                 |
|                    | 10      | Apenas espécies nativas                                                                                                   | 0                   | 0                 |
| <b>Total</b>       | -       | -                                                                                                                         | <b>91</b>           | <b>21</b>         |

FONTE: O Autor (2023).

Todas as EEI encontradas já foram registradas em FFU de Curitiba, sendo *L. lucidum* a mais frequente nestes ambientes (BIONDI; PEDROSA-MACEDO, 2008; BIONDI; MULLER, 2013; SANTOS et al., 2023). Fernandez et al. (2020) realizaram uma revisão sobre a ocorrência de *L. lucidum* e encontraram registros de invasão pela espécie em todos os continentes, sendo o Sul do Brasil uma das regiões mais invadidas pela espécie.

De acordo com Paraná (2015), as espécies *L. lucidum*, *H. dulcis* e *P. undulatum* estão incluídas na classe I de invasão biológica, sendo o seu transporte, cultivo, propagação, comércio, doação ou aquisição intencional proibidos. Já *E. japonica* está na classe II, sendo permitido utilização da espécie em condições controladas, de acordo com regulamentação específica (PARANÁ, 2015).

O risco de invasão de *L. lucidum* para o Brasil é considerado alto (INSTITUTO HÓRUS, 2022b). Em ambientes florestais, geralmente *L. lucidum* acelera a taxa de decomposição da serapilheira e a ciclagem de nutrientes (FERNANDEZ et al., 2020). Como consequência disso, ocorre um desequilíbrio no padrão de decomposição daquele ambiente.

*H. dulcis* possui risco alto de invasão no Brasil, sendo que em áreas de FOM, a espécie ocupa o estrato superior, tomando gradativamente o espaço das espécies arbóreas nativas (INSTITUTO HÓRUS, 2022a). Reis et al. (2021a) verificaram que os FFU de Curitiba apresentam elevada vulnerabilidade à invasão por *H. dulcis*, sobretudo nas regiões mais urbanizadas, como a norte, com destaque para o Bosque Papa João Paulo II, com moderada vulnerabilidade à invasão pela espécie.

Embora *Persea americana* (abacateiro) não conste nas listas oficiais de EEI, a espécie foi considerada invasora pela elevada quantidade de plântulas, mudas e árvores encontradas em algumas parcelas amostrais. O potencial invasor da espécie foi confirmado por Blum, Borgo e Sampaio (2008) em áreas florestais no Sul do Brasil, onde é comum haver locais com expressiva regeneração da espécie. Além disso, *P. americana* é considerada uma espécie invasora nas Ilhas Galápagos (REJMÁNEK, 2011), o que reforça a sua capacidade de invadir áreas naturais. Por fim, sabe-se que a espécie possui compostos químicos que podem afetar a germinação de sementes e o desenvolvimento de plântulas (OLIVEIRA et al., 2018).

A quantidade de indivíduos de EEI foi influenciada pela instalação das parcelas amostrais ter considerado uma distância das trilhas internas. Essa afirmação é confirmada por ter sido verificada a presença de vários indivíduos adultos de espécies como *H. dulcis* e *L. lucidum* ao longo das trilhas em ambos os bosques.

De acordo com Lima (2022), atualmente não existem ações e programas específicos para o manejo de EEI nas áreas verdes realizadas pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Curitiba, havendo apenas algumas remoções pontuais. Em 2012 foi realizado um levantamento das EEI nos parques e bosques, incluindo o Papa João Paulo II e Gutierrez, quando foi executado parcialmente o manejo dessas espécies, dentro do programa Biodiversidade Urbana – Biocidade (LIMA, 2022). Desse modo, possivelmente, as ações realizadas em 2012 foram responsáveis por uma diminuição razoável na quantidade de árvores invasoras em determinados locais dentro dos bosques, o que culminou nos resultados obtidos nesta pesquisa.

## 4.1.1 Índices fitossociológicos

A análise dos índices fitossociológicos revelou que as espécies com maior quantidade de indivíduos, densidade absoluta e densidade relativa foram *C. sylvestris*, *M. elaeagnoides* e *L. lucidum*, respectivamente (Tabela 3). Biz (2017) também encontrou valores superiores nos índices fitossociológicos para *M. elaeagnoides* em um FFU em região de FOM Aluvial em Guarapuava, PR. A autora discute que esse resultado indica uma participação de destaque na sucessão ecológica em um ambiente pressionado pela urbanização.

TABELA 3 – ÍNDICES FITOSSOCIOLÓGICOS CALCULADOS PARA AS ESPÉCIES AMOSTRADAS.  
(continua)

| Espécie                                                          | N  | DA     | DR    | DoA  | DoR   | FA  | FR   | VI   |
|------------------------------------------------------------------|----|--------|-------|------|-------|-----|------|------|
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw.                                   | 70 | 116,67 | 12,82 | 1,49 | 4,35  | 100 | 5,75 | 7,64 |
| <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.                               | 63 | 105,00 | 11,54 | 2,01 | 5,84  | 80  | 4,60 | 7,32 |
| <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton                               | 51 | 85,00  | 9,34  | 2,87 | 8,34  | 60  | 3,45 | 7,04 |
| <i>Casearia decandra</i> Jacq.                                   | 43 | 71,67  | 7,88  | 0,70 | 2,05  | 80  | 4,60 | 4,84 |
| <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | 40 | 66,67  | 7,33  | 0,85 | 2,48  | 70  | 4,02 | 4,61 |
| <i>Eugenia uniflora</i> L.                                       | 26 | 43,33  | 4,76  | 0,43 | 1,24  | 90  | 5,17 | 3,73 |
| <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees                              | 18 | 30,00  | 3,30  | 3,72 | 10,83 | 80  | 4,60 | 6,24 |
| <i>Hovenia dulcis</i> Thunb.                                     | 18 | 30,00  | 3,30  | 1,58 | 4,59  | 40  | 2,30 | 3,39 |
| <i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.                            | 17 | 28,33  | 3,11  | 1,14 | 3,31  | 40  | 2,30 | 2,91 |
| <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.                          | 14 | 23,33  | 2,56  | 3,69 | 10,73 | 40  | 2,30 | 5,20 |
| <i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral                       | 14 | 23,33  | 2,56  | 0,65 | 1,88  | 30  | 1,72 | 2,06 |
| <i>Cupania vernalis</i> Cambess.                                 | 12 | 20,00  | 2,20  | 0,85 | 2,46  | 40  | 2,30 | 2,32 |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi                             | 11 | 18,33  | 2,01  | 2,34 | 6,81  | 60  | 3,45 | 4,09 |
| <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.                                | 10 | 16,67  | 1,83  | 0,13 | 0,38  | 50  | 2,87 | 1,69 |
| <i>Persea americana</i> Mill.                                    | 10 | 16,67  | 1,83  | 0,43 | 1,24  | 30  | 1,72 | 1,60 |
| <i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke                   | 10 | 16,67  | 1,83  | 0,24 | 0,71  | 30  | 1,72 | 1,42 |
| <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze                   | 9  | 15,00  | 1,65  | 6,92 | 20,14 | 40  | 2,30 | 8,03 |
| <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.                | 8  | 13,33  | 1,47  | 0,28 | 0,82  | 40  | 2,30 | 1,53 |
| <i>Jacaranda puberula</i> Cham.                                  | 6  | 10,00  | 1,10  | 0,23 | 0,67  | 40  | 2,30 | 1,36 |
| <i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil                                | 6  | 10,00  | 1,10  | 0,53 | 1,55  | 20  | 1,15 | 1,27 |
| <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.                         | 6  | 10,00  | 1,10  | 0,11 | 0,31  | 40  | 2,30 | 1,24 |
| <i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs                        | 6  | 10,00  | 1,10  | 0,06 | 0,19  | 40  | 2,30 | 1,20 |
| <i>Euterpe edulis</i> Mart.                                      | 6  | 10,00  | 1,10  | 0,04 | 0,12  | 40  | 2,30 | 1,17 |
| <i>Casearia lasiophylla</i> Eichler                              | 5  | 8,33   | 0,92  | 0,06 | 0,17  | 20  | 1,15 | 0,75 |
| <i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil                             | 5  | 8,33   | 0,92  | 0,05 | 0,13  | 20  | 1,15 | 0,73 |
| <i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg                   | 4  | 6,67   | 0,73  | 0,50 | 1,47  | 30  | 1,72 | 1,31 |
| <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.                               | 4  | 6,67   | 0,73  | 0,19 | 0,56  | 40  | 2,30 | 1,20 |
| <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.           | 3  | 5,00   | 0,55  | 0,35 | 1,01  | 20  | 1,15 | 0,90 |
| <i>Palicourea sessilis</i> (Vell.) C.M.Taylor                    | 3  | 5,00   | 0,55  | 0,15 | 0,43  | 30  | 1,72 | 0,90 |

TABELA 3 – ÍNDICES FITOSSOCIOLÓGICOS CALCULADOS PARA AS ESPÉCIES AMOSTRADAS.  
(conclusão)

| Espécie                                                                      | N | DA   | DR   | DoA  | DoR  | FA | FR   | VI   |
|------------------------------------------------------------------------------|---|------|------|------|------|----|------|------|
| <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel                                           | 3 | 5,00 | 0,55 | 0,13 | 0,39 | 30 | 1,72 | 0,89 |
| <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong                                        | 3 | 5,00 | 0,55 | 0,12 | 0,35 | 20 | 1,15 | 0,68 |
| <i>Myrsine umbellata</i> Mart.                                               | 3 | 5,00 | 0,55 | 0,05 | 0,15 | 20 | 1,15 | 0,61 |
| <i>Mollinedia clavigera</i> Tul.                                             | 3 | 5,00 | 0,55 | 0,02 | 0,06 | 20 | 1,15 | 0,59 |
| <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.                                           | 2 | 3,33 | 0,37 | 0,09 | 0,25 | 20 | 1,15 | 0,59 |
| <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.                                   | 2 | 3,33 | 0,37 | 0,09 | 0,25 | 20 | 1,15 | 0,59 |
| <i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby                           | 2 | 3,33 | 0,37 | 0,25 | 0,72 | 10 | 0,57 | 0,55 |
| <i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer                                      | 2 | 3,33 | 0,37 | 0,03 | 0,08 | 20 | 1,15 | 0,53 |
| <i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum                            | 2 | 3,33 | 0,37 | 0,2  | 0,57 | 10 | 0,57 | 0,50 |
| <i>Casearia obliqua</i> Spreng.                                              | 2 | 3,33 | 0,37 | 0,07 | 0,22 | 10 | 0,57 | 0,39 |
| <i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.                               | 2 | 3,33 | 0,37 | 0,04 | 0,12 | 10 | 0,57 | 0,36 |
| <i>Dahlstedtia floribunda</i> (Vogel)<br>M.J. Silva & A.M.G. Azevedo         | 2 | 3,33 | 0,37 | 0,02 | 0,04 | 10 | 0,57 | 0,33 |
| <i>Platanus occidentalis</i> L.                                              | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,12 | 0,35 | 10 | 0,57 | 0,37 |
| <i>Miconia petropolitana</i> Cogn.                                           | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,12 | 0,34 | 10 | 0,57 | 0,37 |
| <i>Aiouea glaziovii</i> (Mez) R.Rohde                                        | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,09 | 0,26 | 10 | 0,57 | 0,34 |
| <i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer                                 | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,08 | 0,25 | 10 | 0,57 | 0,33 |
| <i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand                                         | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,07 | 0,19 | 10 | 0,57 | 0,32 |
| <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna                                   | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,04 | 0,12 | 10 | 0,57 | 0,29 |
| <i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler                                   | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,03 | 0,09 | 10 | 0,57 | 0,28 |
| <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.                                | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,03 | 0,08 | 10 | 0,57 | 0,28 |
| <i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.                                           | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,02 | 0,06 | 10 | 0,57 | 0,27 |
| <i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.)<br>M.J. Silva & A.M.G. Azevedo | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,02 | 0,05 | 10 | 0,57 | 0,27 |
| <i>Nectandra lanceolata</i> Nees                                             | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,01 | 0,03 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Pittosporum undulatum</i> Vent.                                           | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,01 | 0,03 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Myrceugenia acutiflora</i> (Kiaersk.)<br>D.Legrand & Kausel               | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,01 | 0,03 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth.                                     | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,01 | 0,02 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott                                       | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,01 | 0,02 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i><br>(Klotzsch) K.S.Edwards    | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,01 | 0,02 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal                                      | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,01 | 0,02 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira                                    | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,01 | 0,02 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Citharexylum solanaceum</i> Cham.                                         | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,00 | 0,01 | 10 | 0,57 | 0,26 |
| <i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts                                     | 1 | 1,67 | 0,18 | 0,00 | 0,01 | 10 | 0,57 | 0,26 |

FONTE: O Autor (2023).

NOTA: N: Número de indivíduos; DA: Densidade Absoluta; DR: Densidade Relativa; DoA: Dominância Absoluta; DoR: Dominância Relativa; FA: Frequência Absoluta; FR: Frequência Relativa; VI = Valor de Importância.

As espécies com maiores valores de dominância absoluta e relativa foram *A. angustifolia*, seguida por *O. puberula* e *C. canjerana*. Na sequência, aparece novamente *L. lucidum*. Esse resultado mostra que há uma presença importante de *L. lucidum* nas

parcelas, cujas áreas de floresta já podem ter sua dinâmica ecológica expressivamente afetada pela invasão da espécie.

As espécies mais frequentes foram *C. sylvestris*, com 70 indivíduos e encontrada em todas as parcelas; *E. uniflora* só está não presente na parcela 9; *M. elaeagnoides*, não encontrada nas parcelas 1, 3 e 7; *C. decandra*, não encontrada nas parcelas 7 e 9; e *O. puberula*, presente em todas as parcelas do Bosque Papa João Paulo II e na parcela 9. A ocorrência dessas espécies se deve as suas características ecológicas de pioneiras a secundárias iniciais, pouco exigentes em relação às condições edafoclimáticas, e com capacidade de se adaptar a alterações ambientais (CARVALHO, 2006).

O valor de importância (VI) foi superior, com valores acima de 7,0, para as espécies *A. angustifolia*, *C. sylvestris* e *M. elaeagnoides*, todas nativas da FOM Mista. Estas espécies também foram as que apresentaram maiores VI em outros FFU de Curitiba, de acordo com pesquisa realizada por Santos et al. (2023).

Novamente em quarto lugar aparece *L. lucidum*, com VI de 7,04. Embora não seja um valor tão elevado, *L. lucidum* já apresenta uma elevada representatividade no total de espécies. Além disso, 60% das parcelas alocadas têm a presença de pelo menos um indivíduo adulto dessa espécie, isso sem se considerar os possíveis regenerantes. Por isso, seus indivíduos precisam ser controlados a fim de mitigar a homogeneização biótica em ambos os bosques.

Especificamente em relação às espécies exóticas, as que mais se destacaram nos índices fitossociológicos foram *L. lucidum*, *H. dulcis* e *P. americana*. Isso mostra que já ocorre uma influência dessas espécies em processos ecológicos nos locais avaliados. A abundância de EEI nas parcelas amostrais foi maior naquelas próximas às bordas dos fragmentos florestais (parcelas 2 e 4), diminuindo em direção ao seu interior.

Este resultado condiz com o encontrado em outras pesquisas sobre FFU, como a de Gaggini, Rusterholz e Baur (2017) que avaliaram a presença de EEI em áreas periurbanas na Suíça. Na referida pesquisa, as maiores quantidades de indivíduos de EEI foram verificadas em áreas florestais adjacentes a locais com habitações, perto de estradas e em locais próximos a jardins. A pesquisa mostrou que os assentamentos humanos são uma fonte para a propagação de EEI, e que a composição da matriz da paisagem circundante afeta sobremaneira o estabelecimento dessas plantas (GAGGINI; RUSTERHOLZ; BAUR, 2017).

Além dos fatores citados, que favorecem o estabelecimento de EEI próximo às bordas, há também o acesso facilitado a pessoas em situação de rua, que se abrigam nos FFU e podem carregar propágulos destas espécies. Em comum, as EEI encontradas são utilizadas para fins ornamentais e/ou alimentícios, o que facilita a dispersão de suas sementes por pessoas e pela fauna.

Por isso, substituir essas espécies por nativas deve ajudar a reduzir a sua disseminação em outras áreas verdes urbanas próximas. Conjuntamente a isso, é importante que os visitantes dos FFU sejam conscientizados sobre os riscos do descarte de sementes destas espécies em locais com vegetação nativa, além da utilização dessas espécies em seus quintais.

Considerando a composição florística total das parcelas amostrais (TABELA 4), uma vez que a participação das EEI na florística dos FFU foi inferior à das espécies nativas, a parcela 9 obteve a menor quantidade de indivíduos arbóreos, com 26 (433,33 ind.ha<sup>-1</sup>), sendo a parcela 4 aquela com mais árvores, 80 ao todo (1.333,33 ind.ha<sup>-1</sup>).

TABELA 4 – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA TOTAL DAS PARCELAS AMOSTRAIS.

| Parcela | Núm. indivíduos | Núm. espécies | G (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ) | Densidade (ind.ha <sup>-1</sup> ) | DAP médio (cm) | Altura média (m) |
|---------|-----------------|---------------|---------------------------------------|-----------------------------------|----------------|------------------|
| 1       | 43              | 17            | 32,00                                 | 716,67                            | 18,41          | 11,12            |
| 2       | 53              | 12            | 37,02                                 | 883,33                            | 17,49          | 10,55            |
| 3       | 47              | 14            | 67,56                                 | 783,33                            | 22,55          | 12,17            |
| 4       | 80              | 12            | 43,66                                 | 1.333,33                          | 16,82          | 10,66            |
| 5       | 44              | 15            | 24,44                                 | 733,33                            | 15,68          | 9,91             |
| 6       | 69              | 23            | 58,41                                 | 1.150,00                          | 17,89          | 9,69             |
| 7       | 64              | 29            | 22,06                                 | 1.066,67                          | 14,04          | 9,95             |
| 8       | 67              | 17            | 26,78                                 | 1.116,67                          | 13,91          | 9,00             |
| 9       | 26              | 17            | 10,22                                 | 433,33                            | 14,27          | 9,15             |
| 10      | 53              | 18            | 21,57                                 | 883,33                            | 14,18          | 8,53             |

FONTE: O Autor (2023).

NOTA: G: Área Basal; DAP: Diâmetro à Altura do Peito.

Em relação ao número de espécies, na parcela 7 foi encontrada a maior quantidade (29). Já as parcelas 2 e 4 apresentaram as menores quantidades, com 12 espécies.

A área basal variou de 10,22 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> na parcela 9, até 67,56 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> na parcela 3, com média total de 34,37 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Em outros FFU de Curitiba, Santos et al. (2023) encontraram áreas basais médias entre 47,43 e 69,39 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, indicando uma maior conservação daqueles ambientes.

Com relação à densidade arbórea, a parcela 4 apresentou a maior quantidade de indivíduos por hectare, de 1.333,33 ind.ha<sup>-1</sup>, enquanto a parcela 9 obteve a menor

quantidade, de 433,33 ind.ha<sup>-1</sup>. Estes valores são inferiores aos verificados por Santos et al. (2023) em outros FFU de Curitiba, cuja menor densidade arbórea, de 1670 ind.ha<sup>-1</sup>, foi encontrada no Parque Natural Municipal de Lazer General Iberê de Mattos (Parque Bacacheri). Desse modo, fica comprovado que os FFU avaliados são mais impactados pela urbanização ao longo do tempo, em comparação com outros localizados no município de Curitiba.

O DAP médio variou de 13,91 cm na parcela 8, a 22,55 cm, na parcela 3, devido à presença de indivíduos de *A. angustifolia*. Assim, a média geral dos DAP ficou em 16,52 cm. Este valor é ligeiramente superior ao encontrado como média nos FFU avaliados por Santos et al. (2023) em Curitiba, cujas médias variaram entre 13,50 e 16,40 cm. Isso mostra que há uma distinção na sucessão florestal nos FFU amostrados em ambas as pesquisas, que pode ser devido à presença de EEI, com desenvolvimento mais expressivo.

A altura média das árvores nas parcelas 1 a 6 foi superior, chegando a até 12,17 m na parcela 3, enquanto na parcela 10 a altura média foi de 8,53 m. A altura média total ficou em 10,07 m. Este valor é condizente com o encontrado por Santos et al. (2023), onde as alturas dos indivíduos arbóreos em FFU de Curitiba ficou entre 9,3 e 10,8 m. No entanto, o resultado apresentado mostra que há uma heterogeneidade maior no dossel dos FFU avaliados nesta pesquisa, em comparação com os da pesquisa citada.

Assim, de maneira geral, a altura média das parcelas no Bosque Papa João Paulo II foi superior às do Bosque Gutierrez, com 10,68 m no primeiro e 9,16 m, no segundo. Este resultado pode ser explicado pela maior frequência de indivíduos da espécie *A. angustifolia* no Bosque Papa João Paulo II, sobretudo nas parcelas 3 e 6.

Já em relação às espécies exóticas (Tabela 5), a menor quantidade de indivíduos arbóreos foi encontrada nas parcelas 8 e 10, onde não houve registros, com dois indivíduos nas parcelas 5 e 9 (33,33 ind.ha<sup>-1</sup>), sendo a parcela 4 a com mais árvores nesse grupo, 34 ao todo (566,67 ind.ha<sup>-1</sup>).

TABELA 5 – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DAS ESPÉCIES EXÓTICAS NAS PARCELAS AMOSTRAIS.

| Parcela | Núm. indivíduos | Núm. espécies | G (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ) | Densidade (ind.ha <sup>-1</sup> ) | DAP médio (cm) | Altura média (m) |
|---------|-----------------|---------------|---------------------------------------|-----------------------------------|----------------|------------------|
| 1       | 3               | 2             | 2,14                                  | 50,00                             | 21,29          | 13,00            |
| 2       | 28              | 4             | 16,58                                 | 466,67                            | 18,23          | 11,96            |
| 3       | 5               | 3             | 4,18                                  | 83,33                             | 20,81          | 11,50            |
| 4       | 34              | 2             | 22,55                                 | 566,67                            | 18,79          | 10,87            |
| 5       | 2               | 2             | 0,54                                  | 33,33                             | 13,34          | 9,00             |
| 6       | 7               | 4             | 3,37                                  | 116,67                            | 12,85          | 7,50             |
| 7       | 8               | 2             | 1,05                                  | 133,33                            | 9,04           | 6,38             |
| 8       | 0               | 0             | 0,00                                  | 0,00                              | 0,00           | 0,00             |
| 9       | 2               | 2             | 0,86                                  | 33,33                             | 15,36          | 8,00             |
| 10      | 0               | 0             | 0,00                                  | 0,00                              | 0,00           | 0,00             |

FONTE: O Autor (2023).

NOTA: G: Área Basal; DAP: Diâmetro à Altura do Peito.

Nas parcelas 2 e 6 foi encontrada a maior quantidade de espécies exóticas, quatro no total, sendo que as parcelas 1, 4, 5, 7 e 9 possuem duas espécies cada. A área basal de espécies exóticas foi inexistente nas parcelas 8 e 10. Dentre as parcelas amostrais que apresentaram indivíduos arbóreos de espécies exóticas, o menor valor de área basal encontrado foi na parcela 5 (0,54 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), e o maior na parcela 4 (22,55 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>).

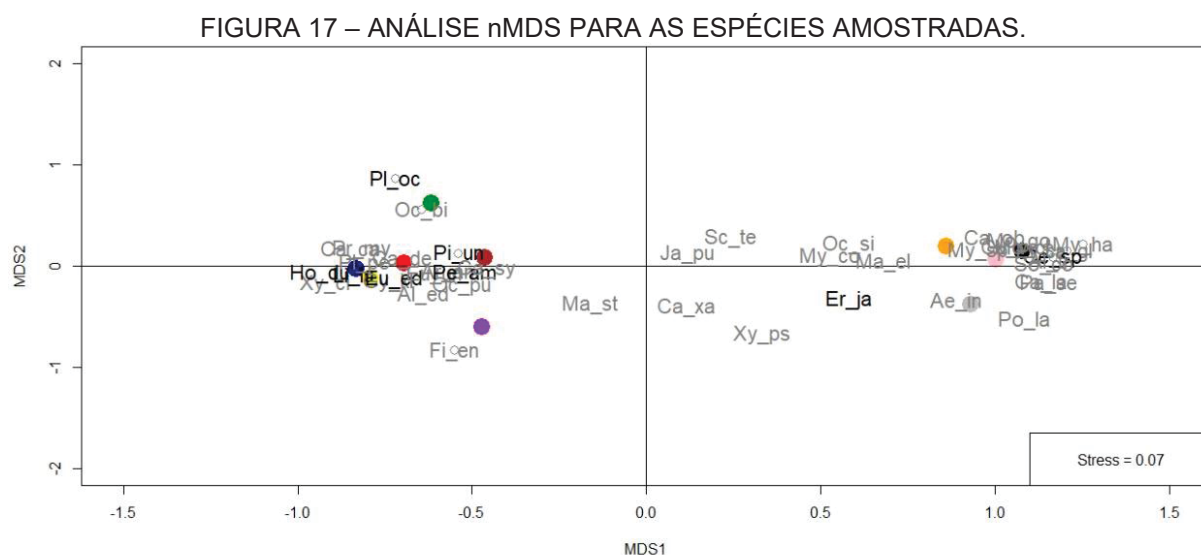
Na parcela 4, a maior área basal é explicada pela presença de indivíduos de *L. lucidum*. Nunes et al. (2018) explicam que a espécie *L. lucidum* é bem adaptada a locais que passaram por perturbações antrópicas.

A invasão por *L. lucidum* tem impactos ecológicos negativos nas escalas local e da paisagem, maximizados pela dispersão de suas sementes pela avifauna, o que facilita o estabelecimento em novos locais (BELLIS et al., 2020). Em pesquisa realizada por Powell e Aráoz (2017), foi verificado que a defecação por pássaros implica em tempos digestivos mais longos do que a regurgitação, colaborando para que as sementes de *L. lucidum* defecadas atinjam distâncias maiores. Além disso, os indivíduos de *L. lucidum* têm elevada tolerância à sombra, podendo ocupar florestas nativas pouco antropizadas (HOYOS et al., 2010).

O DAP médio dos indivíduos de espécies exóticas variou de 9,04 cm, na parcela 7, a 21,29 cm, na parcela 1. A altura média desse grupo de árvores também foi maior na parcela 1, com 13,00 m, sendo a parcela 7 a com a menor altura média, de 6,38 m. Isso é um indicativo de que a parcela 7 está em processo inicial de invasão biológica, uma vez que foram encontrados oito indivíduos adultos de EEI nela.

A análise nMDS organizou as parcelas amostrais em duas dimensões conforme a densidade de cada espécie (FIGURA 17). O *stress* da análise nMDS, o qual compara

a dissimilaridade dos dados originais com a dissimilaridade da solução atual, atingiu 0,07, e por ser um valor inferior a 0,2, indica que a organização dos dados na nMDS foi satisfatória.



FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Os círculos coloridos representam cada uma das parcelas: verde – parcela 1; azul – parcela 2; vermelho – parcela 3; amarelo – parcela 4; roxo – parcela 5; marrom – parcela 6; rosa – parcela 7; laranja – parcela 8; cinza – parcela 9; e preto – parcela 10. As espécies escritas em preto são as exóticas e exóticas invasoras e as escritas em cinza são as nativas.

O MDS 1 (eixo x), que explica melhor os dados, separou as parcelas em cada bosque, estando à esquerda as parcelas no Bosque Papa João Paulo II e à direita as parcelas no Bosque Gutierrez. Assim, percebe-se que há uma diferença florístico-estrutural em relação aos bosques, sendo que o Bosque Papa João Paulo II apresenta maior presença de EEI.

Pode-se observar a maior influência de *H. dulcis* na parcela 2 e de *L. lucidum* na parcela 4, ambas localizadas no Bosque Papa João Paulo II. Por outro lado, apenas *E. japonica* tem relação com o Bosque Gutierrez, exercendo, possivelmente, a maior influência na sua composição florística. Embora a ocorrência de *E. japonica* ainda seja incipiente, o seu controle é importante, pois, conforme Costalonga e Batitucci (2020), a espécie possui propriedades alelopáticas que inibem a germinação de sementes de espécies nativas.

#### 4.1.2 Índices ecológicos

Na Tabela 6 são descritos os resultados dos índices de diversidade calculados para as parcelas amostrais. Verifica-se que as parcelas 7, 9 e 1, respectivamente, apresentaram as maiores diversidades florísticas, tendo as espécies presentes com a mesma abundância, conforme resultados dos três primeiros índices (Shannon-Wiener, Pielou e Simpson).

Por outro lado, a parcela 4, no Bosque Papa João Paulo II, apresentou a menor diversidade florística, devido à dominância de indivíduos da espécie *L. lucidum*. No caso do Bosque Gutierrez, a maior dominância e, portanto, menor diversidade, foi verificada na parcela 8, em decorrência da presença da espécie nativa *M. elaeagnoides*.

TABELA 6 – ÍNDICES ECOLÓGICOS CALCULADOS PARA AS PARCELAS AMOSTRAIS.

| Bosque             | Parcela amostral | Shannon-Wiener (H') | Pielou (J')   | Simpson (D)   |
|--------------------|------------------|---------------------|---------------|---------------|
| Papa João Paulo II | 1                | 2,5760              | 0,9092        | 0,9075        |
|                    | 2                | 2,0755              | 0,8352        | 0,8416        |
|                    | 3                | 2,0780              | 0,7874        | 0,8148        |
|                    | 4                | 1,8648              | 0,7504        | 0,7738        |
|                    | 5                | 2,2633              | 0,8358        | 0,8574        |
|                    | 6                | 2,5393              | 0,8099        | 0,8565        |
| <b>Média</b>       | -                | <b>2,2328</b>       | <b>0,8213</b> | <b>0,8419</b> |
| Gutierrez          | 7                | 3,1772              | 0,9435        | 0,9502        |
|                    | 8                | 2,1638              | 0,7637        | 0,7997        |
|                    | 9                | 2,6287              | 0,9278        | 0,9083        |
|                    | 10               | 2,5438              | 0,8801        | 0,8964        |
| <b>Média</b>       | -                | <b>2,6284</b>       | <b>0,8788</b> | <b>0,8887</b> |

FONTE: O Autor (2023).

Em relação aos bosques, os valores médios dos índices de Shannon-Wiener e Pielou foram superiores no Bosque Gutierrez, corroborando a maior diversidade de espécies neste FFU.

Kanieski et al. (2012) obtiveram um valor de Shannon-Wiener de 2,13 em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. Biz (2017) encontrou o valor de 2,22 para o Índice de Shannon-Wiener em um FFU caracterizado como FOM Aluvial, localizado em Guarapuava, PR, com ocorrência de EEI. Essa proximidade entre os valores de ambas as pesquisas pode indicar um padrão em relação à florística de FFU em regiões de FOM.

Por outro lado, Santos et al. (2023) encontraram valores de diversidade superiores a 3,06 em outros FFU de Curitiba, os quais foram verificados como menos afetados pela presença de EEI. Isso reforça a constatação de que os FFU avaliados

nesta pesquisa estão passando pelo processo de homogeneização biótica em sua composição florística.

Os valores de equidade (Pielou) foram superiores a 0,75, com médias de 0,82 e 0,88 para os bosques Papa João Paulo II e Gutierrez, respectivamente. Segundo Biondi e Bobrowski (2014), isso indica uma elevada equidade na comunidade florestal, de modo que os indivíduos de cada espécie estão distribuídos de maneira relativamente uniforme na área.

Kanieski et al. (2012) encontraram um valor médio de 0,76 para o Índice de Pielou, mostrando, de acordo com os autores, uma elevada uniformidade na composição das espécies nas parcelas avaliadas. Osako, Brito e Silva (2022) encontraram uma equidade média ainda maior para FFU localizados em Presidente Prudente, SP, com valor de 0,81. Já Biz (2017), em um FFU de Guarapuava, PR, chegou ao valor de 0,63 de equidade, inferior ao encontrado nesta pesquisa.

Com isso, infere-se que o resultado obtido representa uma menor alteração no padrão de ocupação das espécies nos FFU avaliados em Curitiba em comparação com os avaliados na pesquisa de Biz (2017), possivelmente devido ao tamanho dos FFU e às características autoecológicas de cada espécie.

O Índice de Simpson indicou uma maior dominância média de espécies no Bosque Papa João Paulo II, com 0,8419, sendo a parcela 4 a com maior dominância (0,7738), por haver mais indivíduos de *L. lucidum*. Por outro lado, no Bosque Gutierrez, a maior dominância de espécies se deu na parcela 8, com valor 0,7997, pelos indivíduos da espécie *M. elaeagnoides*. Sabe-se que a dominância de *L. lucidum* afeta a riqueza, diversidade e equidade de espécies nas florestas nativas (FERNANDEZ et al., 2020).

Os resultados do Índice de Jaccard indicaram que, de maneira geral, há baixa similaridade na composição florística entre as parcelas amostrais (TABELA 7). As parcelas mais similares nesse sentido foram as 2 e 4, e 2 e 3, no Bosque Papa João Paulo II, com valor de similaridade de 0,6000 e 0,5294, respectivamente; e as parcelas 8 e 10, no Bosque Gutierrez, com similaridade de 0,5217. Conforme Biondi e Bobrowski (2014), embora próxima, a composição florística nestes locais pode apresentar predomínios (dominância) diferentes.

No caso da parcela 2, predominam indivíduos da espécie *H. dulcis* e na 3, de *C. sylvestris*. Contudo, nas parcelas 8 e 10 ocorreram mais indivíduos de *M. elaeagnoides*.

TABELA 7 – ÍNDICE DE JACCARD PARA AS PARCELAS AMOSTRAIS.

| Parcela | 1      | 2      | 3      | 4      | 5      | 6      | 7      | 8      | 9      | 10     |
|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1       | 1,0000 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 2       | 0,3182 | 1,0000 |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 3       | 0,2917 | 0,5294 | 1,0000 |        |        |        |        |        |        |        |
| 4       | 0,3182 | 0,6000 | 0,4444 | 1,0000 |        |        |        |        |        |        |
| 5       | 0,1429 | 0,4211 | 0,3810 | 0,4211 | 1,0000 |        |        |        |        |        |
| 6       | 0,2500 | 0,3462 | 0,3704 | 0,2963 | 0,3571 | 1,0000 |        |        |        |        |
| 7       | 0,1500 | 0,1714 | 0,1622 | 0,1714 | 0,1892 | 0,2381 | 1,0000 |        |        |        |
| 8       | 0,2143 | 0,2083 | 0,1923 | 0,2609 | 0,2308 | 0,1765 | 0,3529 | 1,0000 |        |        |
| 9       | 0,1724 | 0,2083 | 0,0690 | 0,2083 | 0,1852 | 0,1765 | 0,3529 | 0,3600 | 1,0000 |        |
| 10      | 0,2069 | 0,2000 | 0,1034 | 0,2500 | 0,1786 | 0,1389 | 0,3429 | 0,5217 | 0,4000 | 1,0000 |

FONTE: O Autor (2023).

As menores similaridades florísticas ocorreram entre as parcelas 1 e 5, no Bosque Papa João Paulo II, com similaridade de 0,1429, e entre as parcelas 7 e 10, no Bosque Gutierrez, com similaridade de 0,3429. Embora essas duas duplas fiquem próximas, as composições de espécies diferem, havendo poucas espécies comuns em ambas as parcelas (1 e 5, e 7 e 10). Ocorrem conjuntamente nas parcelas 1 e 5, as espécies *C. decandra*, *C. sylvestris*, *E. uniflora* e *O. puberula*. Já nas parcelas 7 e 10, foram verificadas as espécies *A. triplinervia*, *C. sylvestris*, *E. uniflora*, *M. elaeagnoides*, *M. gonoclada*, *P. sessilis*, *P. crenata*, *S. glandulosum*, *S. terebinthifolia* e *S. compressum*.

A maior similaridade entre os dois bosques foi verificada para as parcelas 4 (Bosque Papa João Paulo II) e 8 (Bosque Gutierrez), com valor de 0,2609, ainda assim considerado baixo, por ser inferior a 0,5. A maior similaridade encontrada entre FFU de Presidente Prudente, SP, por Osako, Brito e Silva (2022) foi de 0,3600. Os autores atribuem isso à elevada incidência da EEI arbórea *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (leucena), cuja presença de indivíduos descaracteriza os ambientes naturais em relação aos processos ecológicos.

Verifica-se uma expressiva distinção florística entre os dois FFU, embora os locais sejam relativamente próximos e com a mesma fitofisionomia florestal original. Isso pode ser devido à forma de exploração ou intervenção aplicada nestes FFU ao longo do tempo, com diferentes objetivos, seja para extração de madeira ou para a instalação de infraestruturas construídas dentro e no seu entorno.

Outra explicação é a localização e o uso de cada bosque para fins turísticos. O Bosque Papa João Paulo II está localizado em uma região com atrativos turísticos, como o Museu Oscar Niemeyer (MON), situado aos fundos do fragmento florestal, além

das atividades culturais que ocorrem nele. Os visitantes tanto do museu quanto do bosque promovem impactos mais expressivos sobre os seus recursos naturais do que no Bosque Gutierrez, que é menos frequentado, por se localizar em um terreno com declividades mais acentuadas e ter menos atrativos turísticos.

Essa constatação corrobora a afirmação de Batista et al. (2020), de que os FFU têm em seu uso público um fator de impacto ao ecossistema que afeta a sua conservação e, conseqüentemente, sua sustentabilidade ecológica. Contudo, o fator mais importante para essa degradação é o histórico dessas áreas, no período anterior ao de suas instalações como áreas públicas. Por isso é importante conhecer o histórico de uso das áreas antes de se tornarem remanescentes de florestas ou áreas verdes consolidadas.

## 4.2 ANÁLISE DA FITOMASSA NA SERAPILHEIRA ACUMULADA

### 4.2.1 Estoque e dinâmica da fitomassa na serapilheira acumulada

O estoque total de fitomassa estimado para o Bosque Papa João Paulo II foi de  $12,95 \text{ Mg.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ , e para o Bosque Gutierrez foram encontrados  $5,59 \text{ Mg.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ .

Para o Bosque Papa João Paulo II, o estoque de fitomassa na serapilheira foi estimado em  $2,16 (+/-0,52) \text{ Mg.ha}^{-1}$ , em média durante o período de avaliação. Considerando-se os 3,60 ha de vegetação florestal no Bosque Papa João Paulo II, foram estocados  $7,78 \text{ Mg.ano}^{-1}$  de fitomassa na serapilheira.

Para o Bosque Gutierrez, o estoque de fitomassa na serapilheira foi estimado em  $1,40 (+/-0,19) \text{ Mg.ha}^{-1}$ , em média no período avaliado. Ao se considerar os 2,28 ha de vegetação florestal presentes no Bosque Gutierrez, chegou-se ao estoque de  $3,20 \text{ Mg.ano}^{-1}$  de fitomassa na serapilheira.

A Tabela 8 apresenta as estatísticas descritivas para os valores de estoque de fitomassa em cada bosque, considerando as médias encontradas para cada parcela amostral.

TABELA 8 – ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA O ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA.

| Local                     | Mínimo<br>(Mg.ha <sup>-1</sup> ) | Média<br>(Mg.ha <sup>-1</sup> ) | Máximo<br>(Mg.ha <sup>-1</sup> ) | Desvio<br>padrão (Mg.ha <sup>-1</sup> ) | Coefficiente<br>de variação (%) |
|---------------------------|----------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------------|---------------------------------|
| Bosque Papa João Paulo II | 1,67                             | 2,16                            | 3,05                             | 0,52                                    | 23,88                           |
| Bosque Gutierrez          | 1,18                             | 1,40                            | 1,64                             | 0,19                                    | 13,73                           |

FONTE: O Autor (2023).

Os valores encontrados são inferiores (Tabela 8) aos de outras pesquisas realizadas em regiões de FOM. Em General Carneiro, PR, Watzlawick et al. (2012) obtiveram o estoque médio de 8,01 Mg.ha<sup>-1</sup> de serapilheira em um fragmento florestal não urbano. Já em um FFU localizado em Guarapuava, PR, Biz (2017) estimou um estoque de fitomassa médio ao longo de 1 ano em 4,82 Mg.ha<sup>-1</sup>.

Essas diferenças indicam uma complexidade e variação na FOM em termos de estrutura, composição florística, características abióticas e condições edafoclimáticas em cada local (WATZLAWICK et al., 2012). Além desses aspectos, as diferenças na acumulação de serapilheira podem ser explicadas pelo pisoteio humano verificado nos bosques, devido ao fácil acesso pela população.

Em FFU, é esperado que o pisoteio reduza a cobertura vegetal e mude a composição das espécies principalmente nas trilhas, o que determina a composição da vegetação de sub-bosque (HAMBERG et al., 2008; BAZI, 2019; BATISTA et al., 2020). Bazi (2019) avaliou o pisoteio humano sobre a serapilheira no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, localizado em São Paulo, SP, e constatou uma diminuição expressiva no acúmulo de fitomassa neste compartimento, afetando o seu estoque.

O pisoteio é um fator determinante na acumulação de serapilheira em FFU. Sobre isso, Batista et al. (2020) acrescentam que o acesso de pessoas e a implantação de tratamento paisagístico com espécies ornamentais exóticas no sub-bosque de FFU danificam a serapilheira, afetando a sua capacidade de estocar carbono, além de impactar a biodiversidade. Além disso, o pisoteio nos FFU causa exposição do solo, sobretudo em locais com maiores declividades, favorecendo processos erosivos (BAZI, 2019).

Os maiores estoques de fitomassa na serapilheira foram verificadas na parcela 6, com 3,05 (+/-2,30) Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, seguida pelas parcelas 3, com média de 2,32 (+/-1,67) Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, e 5, com 2,27 (+/-2,11) Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> (Bosque Papa João Paulo II) (FIGURA 18).

FIGURA 18 – ESTOQUE MÉDIO DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA EM CADA PARCELA AMOSTRAL.



FONTE: O Autor (2023).

Martinelli, Lins e Santos-Silva (2017), em pesquisa que considerou vários locais ao longo da Mata Atlântica, constataram uma produção média anual de serapilheira de 8,00 (+/-2,50) Mg.ha<sup>-1</sup>. Na referida pesquisa, o valor mínimo encontrado foi de 3,50 Mg.ha<sup>-1</sup>, enquanto que o máximo foi de 15,00 Mg.ha<sup>-1</sup> para toda a Mata Atlântica (MARTINELLI; LINS; SANTOS-SILVA, 2017).

Por outro lado, todas as parcelas amostrais instaladas no Bosque Gutierrez estocaram menos fitomassa ao longo do ano avaliado em comparação com as do Bosque Papa João Paulo II, sendo a parcela 7 a que estocou menos dentre todas as parcelas, com 1,18 (+/-0,74) Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Isso se deve ao pisoteio mais intenso nessa parcela e ao seu dossel ser mais aberto, como verificado pelo FVC, e de menor porte, motivo que também explica os valores inferiores nas parcelas 9, com 1,34 (+/-0,65) Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>; e 10, com 1,43 (+/-0,85) Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

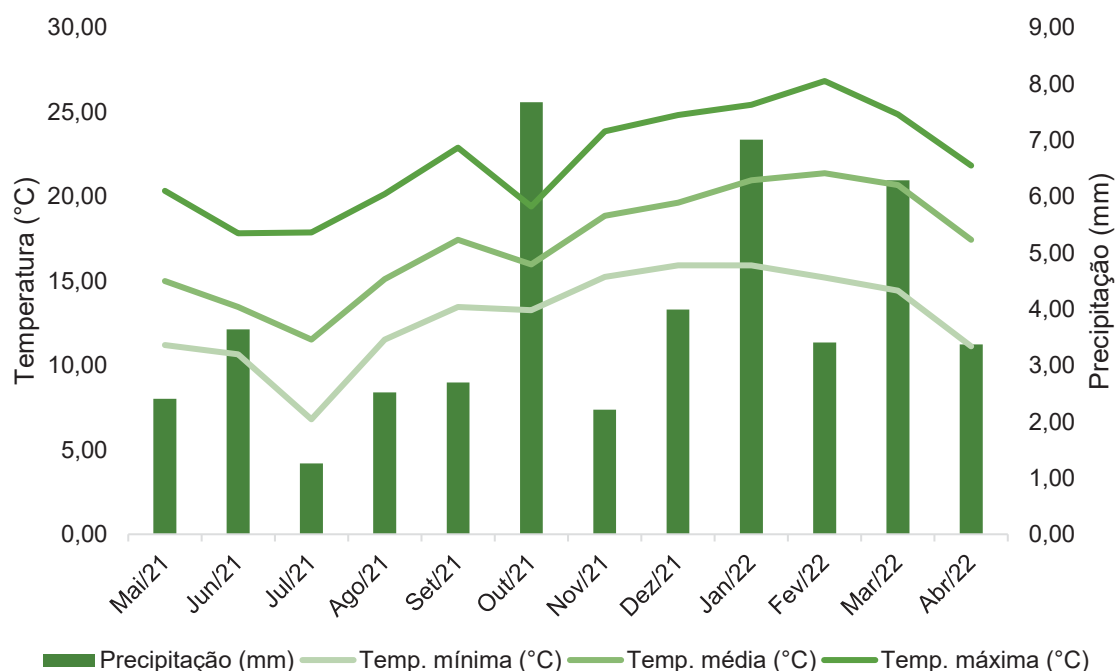
#### 4.2.2 Dinâmica da fitomassa na serapilheira acumulada

A Figura 19 demonstra a ocorrência de picos de precipitação nos meses de outubro de 2021, e janeiro e março de 2022, o que é esperado durante a primavera e verão na região de Curitiba. Por outro lado, o mês de julho de 2021 demonstrou a

menor quantidade de precipitação durante o período avaliado, devido ao inverno, que historicamente corresponde ao período de menor pluviosidade na região de Curitiba.

As médias de temperatura mínima, média e máxima seguiram uma tendência de aumento nos meses de verão, sobretudo de janeiro a março de 2022. No mês de julho de 2021, as temperaturas foram as mais baixas. Em outubro de 2021, embora a precipitação tenha sido superior, ocorreu um decréscimo nas médias das temperaturas mínima, média e máxima, as quais voltaram a subir em novembro, tendo nova queda a partir de fevereiro.

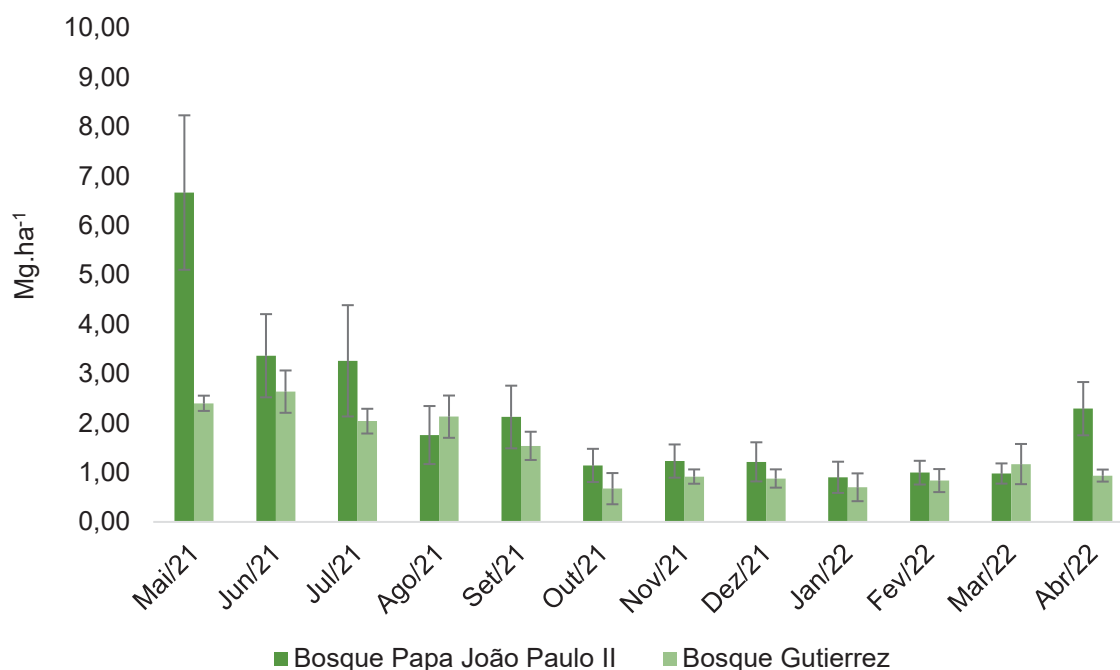
FIGURA 19 – MÉDIAS DE PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURAS DURANTE O PERÍODO DE COLETA, PARA AMBOS OS BOSQUES.



FONTE: O Autor (2023).

O estoque de fitomassa na serapilheira apresentou uma tendência de maior produção nos meses de outono e inverno, entre maio e julho de 2021, voltando a subir em abril de 2022 (FIGURA 20). Tais meses coincidem com os meses mais secos e com temperaturas do ar mais baixas. Esse resultado é explicado pelo aumento na queda de folhas e ramos finos para a entrada no período de dormência que antecede o período reprodutivo das espécies vegetais. Contudo, deve-se considerar que na FOM existem espécies que perdem todas as folhas nos meses de outono e inverno, e também há aquelas que permanecem com as folhas, sem queda total das mesmas.

FIGURA 20 – DINÂMICA DO ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ.



FONTE: O Autor (2023).

As maiores quantidades de acumulação de serapilheira nos meses de inverno se devem ao processo de decomposição se tornar mais lento, de modo que este material orgânico se acumula mais acima do piso florestal (BIZ, 2017; QUERINO et al., 2023). Além disso, Mendonça et al. (2019) justificam a maior quantidade de fitomassa acumulada na serapilheira durante o período de menor precipitação pela vegetação estar submetida a um período de estresse hídrico mais acentuado. Biz (2017) verificou que no outono e inverno, a quantidade de serapilheira depositada em um FFU de Guarapuava, PR, foi 1,24 vezes mais elevada do que na primavera e verão.

Os valores mínimos de estoque de fitomassa foram nos meses de janeiro a março de 2022, com chuvas mais regulares e temperaturas mais elevadas. De acordo com Biz (2017), isso ocorre porque nesse período as plantas estão produzindo mais flores e frutos do que renovando a sua folhagem. Com isso, a abscisão foliar tende a ser menor, sendo acumulada em menor quantidade na forma de serapilheira (BIZ, 2017). Bazi (2019) verificou o mesmo padrão, de menor acumulação de serapilheira nos meses com maior precipitação, em um FFU de São Paulo, SP, e explica que isso é comum em florestas em avançado estágio de sucessão ecológica.

Essa menor quantidade de serapilheira no verão também pode estar relacionada à fenologia das EEI. Schmidt, Castellani e Dechoum (2019), estudando os efeitos da invasão por *H. dulcis* no Parque Estadual Fritz Plaumann, em SC, constataram que nas áreas com *H. dulcis* ocorreu uma diminuição significativa na serapilheira total nos meses de verão.

Nogueira et al. (2020) analisaram a fenologia de *L. lucidum* em três FFU de Curitiba, o Centro Politécnico da UFPR, Parque São Lourenço e Bosque Papa João Paulo II e constataram um padrão de fenofases vegetativas e reprodutivas durante todo o ano, com pouca e constante queda de folhas ao longo do ano, indicando que a espécie é perene. A floração de indivíduos da espécie ocorreu durante todo o ano, com maior intensidade em dezembro e janeiro, e os frutos maduros ocorreram principalmente de abril a outubro (NOGUEIRA et al., 2020).

A fenologia reprodutiva de *L. lucidum* diferiu das espécies florestais da FOM, principalmente em relação à frutificação (NOGUEIRA et al., 2020). Por isso, *L. lucidum* oferece recursos que estão temporariamente escassos para a fauna nativa, nos períodos em que há menos disponibilidade alimentar provida pela flora nativa, o que facilita a sua dispersão (NOGUEIRA et al., 2020). Soma-se a isso o seu rápido crescimento; elevada produção de frutos por árvore, que supera 15 mil por ano; taxa de germinação entre 70 e 95%; capacidade de reprodução clonal; baixa palatabilidade das folhas por herbívoros; e propriedades alelopáticas (MONTTI et al., 2016; SHINWARI et al., 2017; FERNANDEZ et al., 2020).

Já para *P. americana*, encontrada principalmente nas parcelas 2 e 7, o problema maior reside na dispersão de sementes por pessoas que têm acesso aos FFU em diferentes épocas do ano. Estas sementes, conforme visualizado em campo, têm elevado potencial de germinação e as plantas se desenvolvem com facilidade. Além disso, como as suas folhas são relativamente grandes, com elevada relação volume/superfície, e perenes (MARTINEZ; MEDRI, 1985), elas proporcionam sombreamento para as sementes de espécies nativas que dependem de luminosidade para germinar.

Os resultados encontrados são semelhantes aos de Martinelli, Lins e Santos-Silva (2017) para o sul da Mata Atlântica, a partir de dados secundários. Na referida pesquisa, foi verificado que a produção de serapilheira foi maior no final do inverno e início da primavera, entre agosto e novembro, com pico em setembro, que corresponde ao final da estação seca na região Sul do Brasil.

Os resultados encontrados diferem dos de Ferreira et al. (2019) para o Parque Estadual da Serra do Mar, na cidade de São Paulo, SP. Na referida pesquisa, foi quantificado um total de  $6,47 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  de estoque de fitomassa na serapilheira, com maior acumulação nos meses de setembro, novembro e janeiro, e menor estoque em junho e julho.

Em se tratando de um ambiente urbano, deve-se considerar a influência da poluição atmosférica na dinâmica da acumulação de serapilheira (FERREIRA et al., 2019). Além disso, embora não tenha sido avaliada a taxa de decomposição da serapilheira, pode-se inferir que esta ocorra de maneira mais lenta do que em ambiente não-urbanos. Ferreira et al. (2019) verificaram em um FFU de São Paulo, SP, que a serapilheira perdeu menos material do que o esperado para as florestas tropicais, o que pode ser explicado por características do solo, como uma acidez mais elevada.

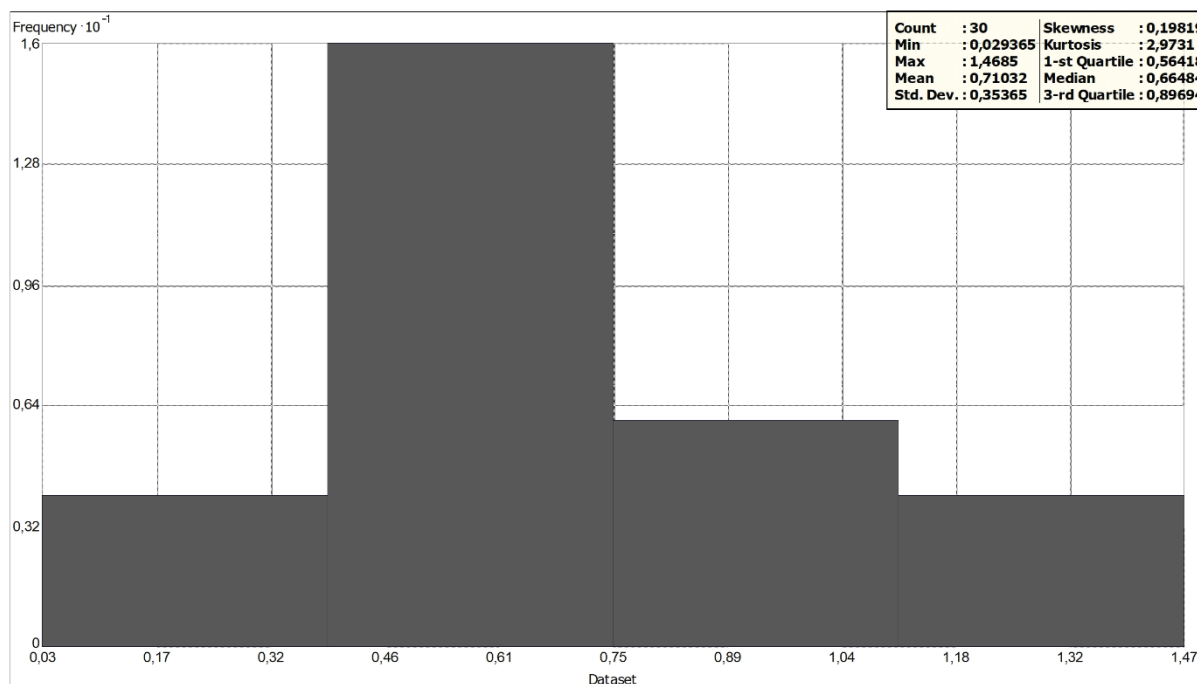
#### 4.2.3 Espacialização da fitomassa acumulada na serapilheira em cada bosque

##### 4.2.3.1 Bosque Papa João Paulo II

A distribuição do estoque de fitomassa na serapilheira do Bosque Papa João Paulo II, após a transformação logarítmica dos 30 dados, apresentou um comportamento próximo à curva normal de Gauss, com assimetria positiva.

A Figura 21 apresenta o histograma de distribuição do estoque de fitomassa na serapilheira do Bosque Papa João Paulo II, bem como as suas estatísticas descritivas.

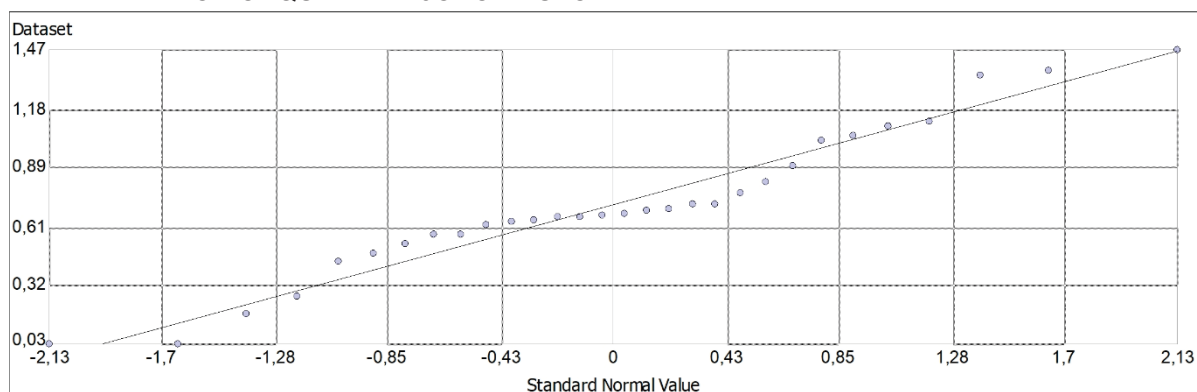
FIGURA 21 – HISTOGRAMA DE DISTRIBUIÇÃO DO ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.



FONTE: O Autor (2023).

A Figura 22 apresenta a distribuição dos resíduos, indicando que os valores se encontram próximos da reta. Esse resultado mostra que o modelo utilizado para a espacialização o estoque de fitomassa na serapilheira foi adequado.

FIGURA 22 – DISTRIBUIÇÃO DOS RESÍDUOS DE ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.



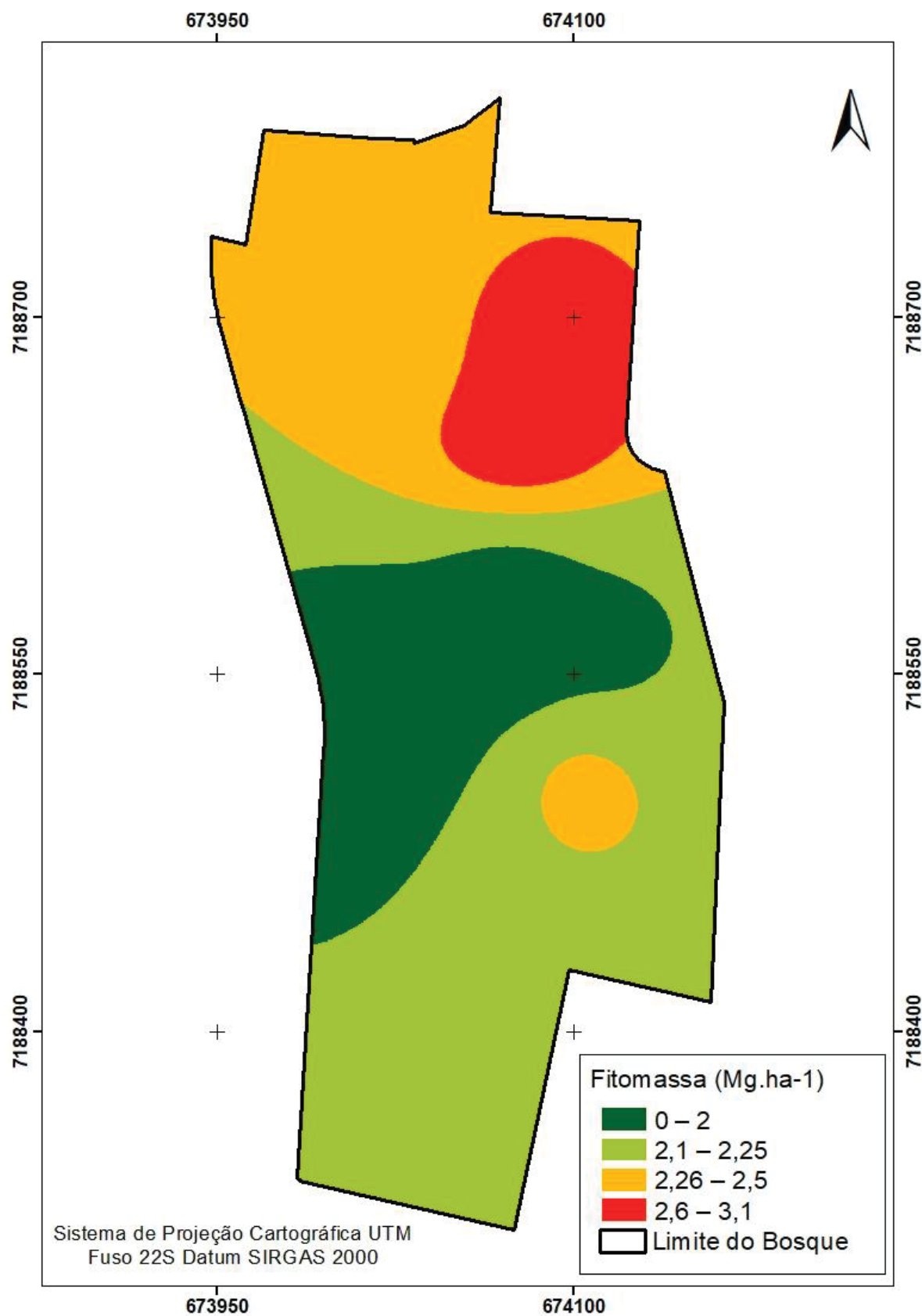
FONTE: O Autor (2023).

A espacialização da fitomassa na serapilheira no Bosque Papa João Paulo II (FIGURA 23) indicou pouca variação, principalmente pelas parcelas amostrais terem valores próximos. Com isso, a maior parte da área do bosque apresentou um estoque de fitomassa na serapilheira variando entre 1,00 e 2,00 Mg.ha<sup>-1</sup>. Apesar da pequena

variação, as parcelas situadas ao norte do bosque (nas proximidades das parcelas 5 e 6), bem como, a parcela mais ao sudeste (próximo à parcela 3) obtiveram valores ligeiramente superiores.

Destaca-se que nas parcelas 3 e 6 foram encontradas as maiores quantidades de árvores da espécie *A. angustifolia*, cuja deposição de grimpas favoreceu os maiores pesos de matéria seca encontrados na serapilheira. Esse resultado é confirmado por Maas (2015), em cuja pesquisa verificou-se que as árvores da espécie *A. angustifolia* representaram a maior fração do estoque de carbono na fitomassa nas parcelas amostrais localizadas em São João do Triunfo, PR.

FIGURA 23 – ESPACIALIZAÇÃO DO ESTOQUE DE FITOMASSA DA SERAPILHEIRA DO BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.



FONTE: O Autor (2023).

Foi observado que há uma relação entre a menor diversidade de espécies e as menores quantidades de fitomassa acumulada na serapilheira. Esses fatores são coincidentes para as parcelas 4 e 2, respectivamente, as quais apresentaram as menores diversidades de espécies, justamente pelas maiores quantidades de espécies exóticas invasoras.

Isso é um indicativo da maior pressão antrópica nessas regiões do bosque, sendo a parcela 4 localizada no extremo oeste, entre uma trilha externa e uma interna ao bosque, e a parcela 2 na lateral leste, na divisa com a área aberta do MON. Aquino et al. (2016) também verificaram esta tendência na área de mata de galeria do Córrego Lava-pés, em Ipameri, GO, com menor deposição de serapilheira na zona que mais sofre ação antrópica na área de estudo.

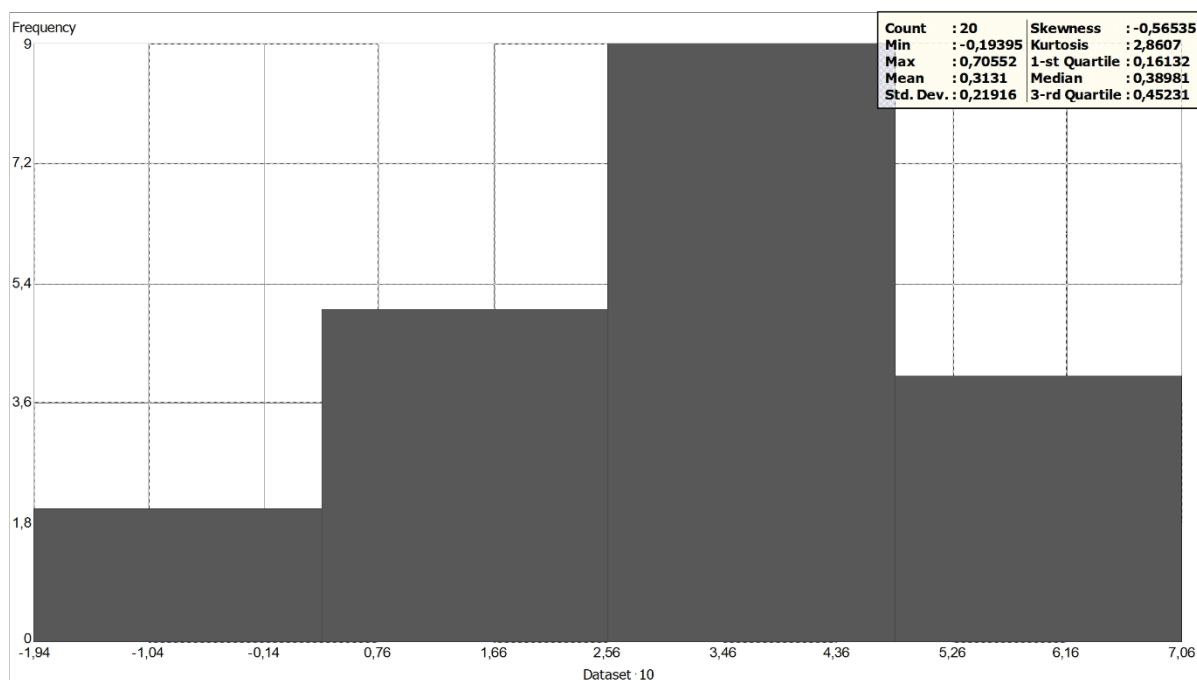
Por outro lado, as parcelas 1 e 6, respectivamente, apresentaram as maiores diversidades totais (G e ind.ha<sup>-1</sup>), mas quantidades superiores de fitomassa, sendo 0 – 2 Mg.ha<sup>-1</sup> na 1, e 2,6 – 3,1 Mg.ha<sup>-1</sup> na 6. Em relação à parcela 1, isso é explicado pela densidade total de indivíduos arbóreos ser menor em comparação com as demais parcelas. Já no caso da parcela 6, a densidade total de árvores foi uma das mais elevadas, além da presença de indivíduos de grande porte, como os da espécie *A. angustifolia*.

#### 4.2.3.2 Bosque Gutierrez

A distribuição do estoque de fitomassa na serapilheira do Bosque Gutierrez, após a transformação logarítmica dos 20 dados, apresentou um comportamento próximo à curva normal de Gauss, com leve assimetria negativa.

A Figura 24 apresenta o histograma de distribuição do estoque de fitomassa na serapilheira do Bosque Gutierrez, além de suas estatísticas descritivas.

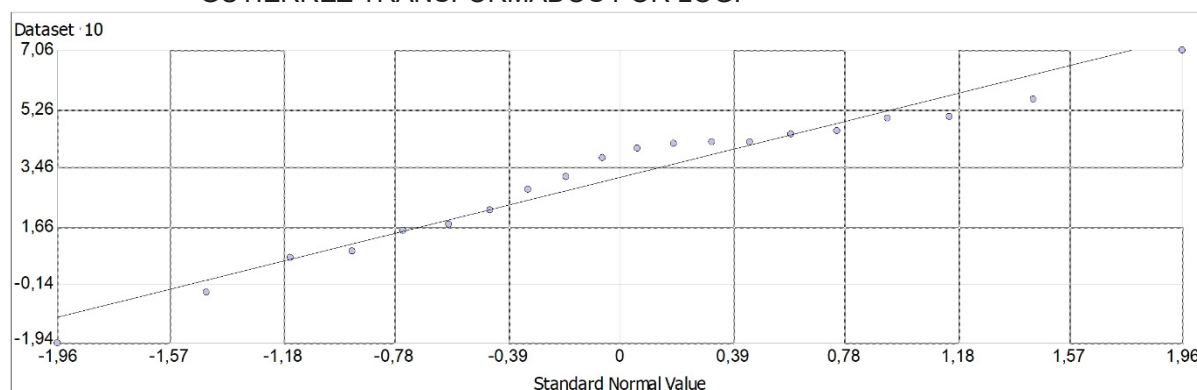
FIGURA 24 – HISTOGRAMA DE DISTRIBUIÇÃO DO ESTOQUE DE FITOMASSA NA SERAPILHEIRA DO BOSQUE GUTIERREZ.



FONTE: O Autor (2023).

A distribuição dos resíduos indicou que os valores se encontram próximos da reta, conforme apresentado na Figura 25.

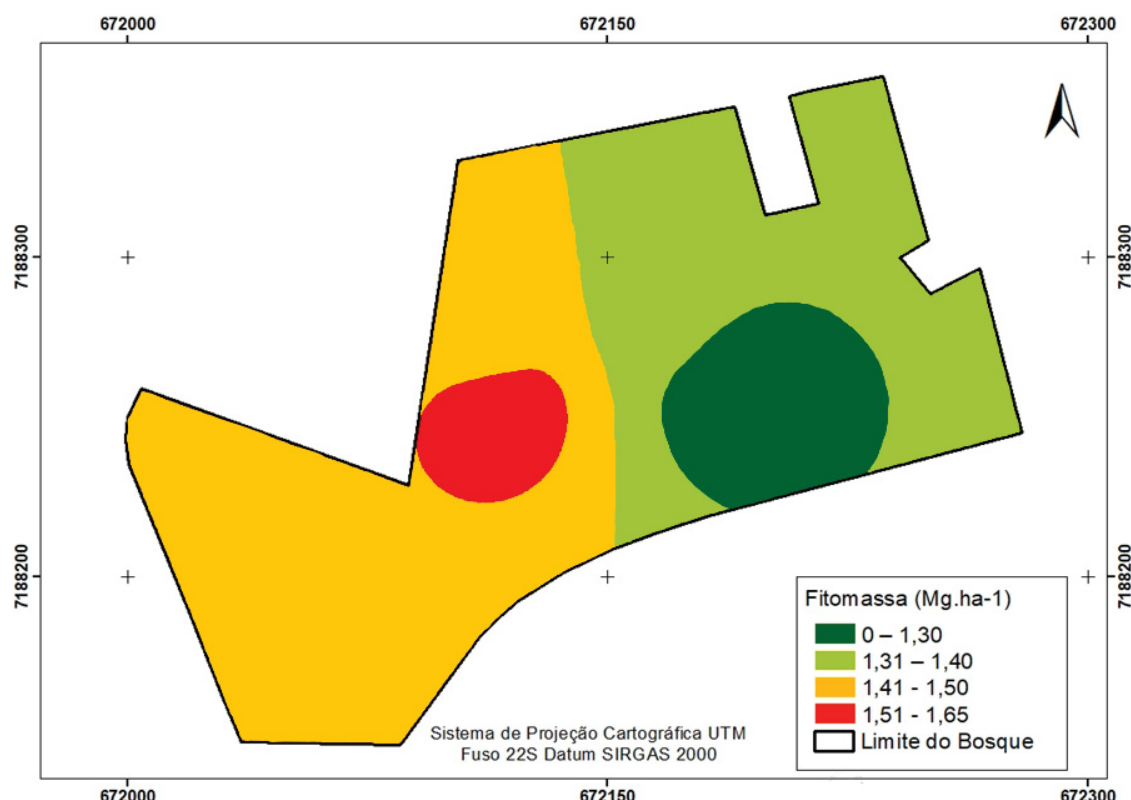
FIGURA 25 – DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE ESTOQUE DE FITOMASSA NO BOSQUE GUTIERREZ TRANSFORMADOS POR LOG.



FONTE: O Autor (2023).

A área do Bosque Gutierrez dividiu-se aproximadamente na metade em relação ao estoque de fitomassa na serapilheira, de modo que a porção oeste apresentou maiores valores que a porção leste (FIGURA 26). Na porção leste, os estoques de fitomassa foram verificados como inferiores a  $1,40 \text{ Mg.ha}^{-1}$ , já na porção oeste, as quantidades foram superiores a  $1,41 \text{ Mg.ha}^{-1}$  na porção oeste.

FIGURA 26 – ESPACIALIZAÇÃO DO ESTOQUE DE FITOMASSA DA SERAPILHEIRA DO BOSQUE GUTIERREZ.



FONTE: O Autor (2023).

Uma explicação pode ser a dominância de determinadas espécies nas parcelas 8 e 10, influenciando no seu entorno. O entorno das parcelas 8 e 10 apresentaram maiores estoques de fitomassa na serapilheira, devido à dominância de *M. elaeagnoides*, responsável pela diminuição de suas respectivas diversidades florísticas.

Esse resultado é condizente com o verificado por Timilsina et al. (2014), na bacia hidrográfica do Estuário da Baía de San Juan, em Porto Rico, onde as maiores quantidades de uma única espécie favoreceram o estoque de fitomassa na serapilheira. Biz (2017) acrescenta que a espécie *M. elaeagnoides* possui uma elevada capacidade em fixar e estocar carbono em sua fitomassa. Além disso, a parcela 8 apresentou a maior densidade (G e ind.ha<sup>-1</sup>) total de árvores dentre as parcelas deste bosque.

Além desses aspectos, possivelmente a maior quantidade de fitomassa estocada na porção oeste (parcelas 8 e 10) se deve ao menor impacto ocasionado pelo pisoteio humano nessa parte do bosque, explicado, pela maior declividade do terreno. Calvi, Pereira e Espíndula Júnior (2009) também trazem a possibilidade da

participação de espécies pioneiras sobre o aumento da acumulação de serapilheira. Além desses aspectos, fatores como a presença de sub-bosque visualmente mais denso e de lianas pode ter diferenciado essa parte do bosque.

#### 4.3 Análise do carbono armazenado na serapilheira

##### 4.3.1 Teores de carbono

Os teores médios de carbono, para cada parcela amostral, foram de 45,85% (+/-0,36%) para ambos os bosques. Para o Bosque Papa João Paulo II, o teor médio foi de 45,86% (+/-0,41%), e 45,83% (+/-0,31%) para o Bosque Gutierrez (TABELA 9). O valor de referência para o teor de carbono na fitomassa da serapilheira em ambientes florestais é de 47%, sendo admitida uma variação entre 44 e 49%, dependendo das características ambientais de cada local (IPCC, 2006).

TABELA 9 – ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA OS VALORES DE TEOR DE CARBONO NA FITOMASSA DA SERAPILHEIRA.

| Local                     | Mínimo (%) | Média (%) | Máximo (%) | Desvio padrão (%) | Coefficiente de variação (%) |
|---------------------------|------------|-----------|------------|-------------------|------------------------------|
| Bosque Papa João Paulo II | 45,25      | 45,86     | 46,22      | 0,41              | 0,90                         |
| Bosque Gutierrez          | 45,41      | 45,83     | 46,13      | 0,31              | 0,67                         |

FONTE: O Autor (2023).

Esses valores foram superiores aos encontrados em outras pesquisas realizadas com a serapilheira em regiões de FOM no Paraná. Maas (2015), em São João do Triunfo, PR, e Batista et al. (2020), em um FFU localizado em Curitiba, PR, encontraram teores médios de carbono de 43,99%. Em um fragmento florestal localizado no município de Araucária, PR, Sousa (2003) chegou ao teor de carbono de 42,12%. Sanquetta et al. (2014) obtiveram 38,21% para uma região de FOM, em Foz do Iguaçu, PR.

Um valor ainda mais baixo, de 37,92%, foi encontrado por Caldeira et al. (2007) em uma região de FOM localizada em General Carneiro, PR. Os resultados apresentados indicam que embora a FOM seja uma fitofisionomia com características florísticas e estruturais semelhantes nos locais de ocorrência, ela apresenta uma considerável variação nas condições de armazenamento de carbono.

Nesta pesquisa, os teores de carbono podem ter sido influenciados pela mistura de material lignificado nos ramos finos, fragmentos de cascas, lianas e pequenas raízes junto ao material coletado, dependendo de cada parcela. Outro fator relacionado é o grau de decomposição do material. Ademais, nos locais com presença de *A. angustifolia* (parcelas amostrais 3 e 6), as grimpas corresponderam a uma parte maior de material lignificado. Batista et al. (2020) também encontraram os maiores teores de carbono em miscelânea (44,46%), em comparação com outras estruturas vegetais, em um FFU com elevada frequência de *A. angustifolia*.

Outros fatores que podem explicar essa variação nos teores estão relacionados às características da estrutura da floresta. Como exemplos tem-se a abundância, propriedades funcionais, taxa de crescimento, e densidade da madeira de determinadas espécies; além da distribuição dos organismos decompositores na área (RIUTTA et al., 2012; ROCHA et al., 2014; FAUSET et al., 2015; BIZ, 2017; LIU et al., 2018).

As EEI introduzem uma serapilheira quimicamente distinta, que influencia no acúmulo e estabilidade do carbono do ecossistema, podendo aumentar a fitomassa total da comunidade (TAMURA; THARAYIL, 2014; LOYDI et al., 2015). Assim, a presença de EEI, sobretudo na parcela 4, com *L. lucidum*, pode ter influenciado a acumulação e a dinâmica da serapilheira e, conseqüentemente, no estoque de carbono em sua fitomassa.

Aliado à presença de EEI, tem-se a localização das parcelas amostrais dentro do FFU. Embora isso não tenha sido analisado nesta pesquisa, a ocorrência de EEI foi mais frequente próximo às bordas dos FFU, principalmente do Bosque Papa João Paulo II, nas parcelas 2 e 4. Em pesquisa realizada por Ramon (2018) em parques urbanos de São Paulo, SP, verificou-se que a proximidade com as bordas dos FFU aumentou a acumulação de carbono na serapilheira e no solo, explicado pelas emissões veiculares no entorno. Com isso, pode-se inferir que as EEI podem se beneficiar do aumento das emissões de CO<sub>2</sub> nessas partes dos FFU avaliados, o que favorece o seu estabelecimento.

#### 4.3.2 Estoque de carbono na fitomassa da serapilheira

O estoque total de carbono contido na fitomassa da serapilheira foi de 5,97 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> no Bosque Papa João Paulo II, e de 2,56 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> no Bosque Gutierrez, correspondendo a 21,89 Mg.CO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> e 9,40 Mg.CO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>,

respectivamente. Em um FFU com ocorrência de FOM em Guarapuava, PR, Biz (2017) constatou um estoque total de carbono de  $118,69 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ .

Considerando-se a área total de 3,60 ha do fragmento de floresta no Bosque Papa João Paulo II, foram estocados 21,49 Mg de carbono ao longo de 1 ano, ou  $78,80 \text{ Mg.CO}_2\text{eq.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ . Da mesma forma, para os 2,28 ha analisados do Bosque Gutierrez, ao longo de 1 ano foram estocados 5,84 Mg de carbono, ou  $21,43 \text{ Mg.CO}_2\text{eq.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ .

O estoque médio de carbono durante o período de estudo no Bosque Papa João Paulo II foi de  $1,00 (+/-0,22) \text{ Mg.ha}^{-1}$ , o que corresponde a  $3,65 (+/-0,81) \text{ CO}_2\text{eq.ha}^{-1}$ . Já o estoque médio de carbono na fitomassa na serapilheira do Bosque Gutierrez foi de  $0,64 (+/-0,07) \text{ Mg.ha}^{-1}$ , correspondendo a  $2,35 (+/-0,28) \text{ CO}_2\text{eq.ha}^{-1}$ . Esses valores foram inferiores aos encontrados por Liu et al. (2018), que estimaram uma média  $4 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de carbono estocado na serapilheira em nível mundial, e Watzlawick et al. (2012), para uma região de FOM localizada em General Carneiro, PR, onde foram obtidos em média  $3,06 \text{ Mg.ha}^{-1}$ .

No entanto, os valores são mais próximos ao encontrado por Biz (2017) em um FFU de Guarapuava, PR, onde se chegou à média de  $2,19 \text{ Mg.ha}^{-1}$ . Por ser inferior, o resultado encontrado nesta pesquisa reforça a alteração nas condições ambientais e processos ecológicos nos dois bosques avaliados devido a fatores relacionados à urbanização.

A Tabela 10 apresenta as estatísticas descritivas para o estoque de carbono na fitomassa da serapilheira dos FFU avaliados.

TABELA 10 – ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA O ESTOQUE DE CARBONO NA FITOMASSA DA SERAPILHEIRA.

| Local                     | Mínimo<br>( $\text{Mg.ha}^{-1}$ ) | Média<br>( $\text{Mg.ha}^{-1}$ ) | Máximo<br>( $\text{Mg.ha}^{-1}$ ) | Desvio<br>padrão ( $\text{Mg.ha}^{-1}$ ) | Coefficiente<br>de variação (%) |
|---------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------------|---------------------------------|
| Bosque Papa João Paulo II | 0,76                              | 1,00                             | 1,42                              | 0,22                                     | 22,22                           |
| Bosque Gutierrez          | 0,54                              | 0,64                             | 0,75                              | 0,07                                     | 11,94                           |

FONTE: O Autor (2023).

Em comum com a pesquisa de Biz (2017) está a presença de EEI, cuja sucessão vegetal ocasiona mudanças na sucessão original da floresta. Em ecossistemas naturais, a serapilheira representa a decomposição de uma mistura de espécies de plantas, que pode ser incrementada ou diminuída pelas espécies componentes da serapilheira (LI et al., 2016). No caso de florestas com a presença

de EEI, durante a sucessão vegetal a produtividade da floresta diminui devido ao aumento da mortalidade e ao declínio da densidade de árvores de espécies nativas (STEPHENSON et al., 2014).

Por ser um fator dependente do estoque de fitomassa, o estoque de carbono obteve o mesmo padrão temporal e nas parcelas amostrais (FIGURA 27), com maiores valores nas parcelas 6, com 1,42 ( $\pm 0,80$ ) Mg.ha<sup>-1</sup>; seguida pela parcela 3, com 1,06 ( $\pm 0,35$ ) Mg.ha<sup>-1</sup>; e 5, com 1,05 ( $\pm 0,55$ ) Mg.ha<sup>-1</sup>, todas no Bosque Papa João Paulo II. Destaca-se que a parcela 4, com a maior densidade de espécies exóticas no Bosque Papa João Paulo II, apresentou o menor estoque de carbono neste FFU.

Já no Bosque Gutierrez, os menores estoques de carbono foram verificados nas parcelas 7, com 0,54 ( $\pm 0,86$ ) Mg.ha<sup>-1</sup>; parcela 9, com 0,61 ( $\pm 0,97$ ) Mg.ha<sup>-1</sup>; e parcela 10, com 0,66 ( $\pm 0,90$ ) Mg.ha<sup>-1</sup>, todas localizadas no Bosque Gutierrez.

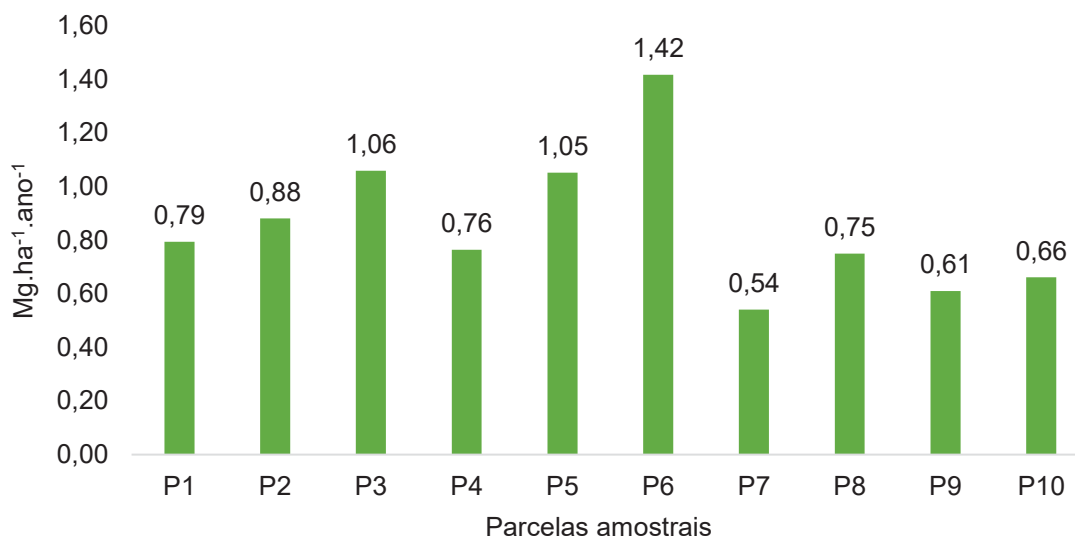
Com isso, verifica-se uma tendência de maiores estoques de carbono na fitomassa terem relação com as maiores diversidades florísticas em relação ao Bosque Papa João Paulo II. Por outro lado, os menores estoques foram verificados nas parcelas com menor diversidade florística, sobretudo a 4.

Contudo, o inverso ocorreu no Bosque Gutierrez, uma vez que as parcelas com menores estoques de carbono foram as com maior diversidade florística. Isso pode ter relação com parâmetros específicos daquele FFU que não foram avaliados, como o relevo e, também pela dominância de *M. elaeagnoides*, conforme discutido para os estoques de fitomassa. Com relação a esta espécie, esta possui folhagem perene (MISSIO et al., 2017), o que deve influenciar no acúmulo de serapilheira ao longo do ano, ao contribuir com o fornecimento de fitomassa.

Diante desses resultados, constata-se uma dificuldade em se estabelecer um padrão sobre a influência da composição florística em estoques de carbono na fitomassa da serapilheira. Ainda assim, no Bosque Papa João Paulo II há uma diferenciação mais pronunciada na localização das espécies exóticas em comparação com o Bosque Gutierrez.

Desse modo, a primeira hipótese, de que a maior diversidade de espécies arbóreas favorece a produção de fitomassa na serapilheira, elevando a sua capacidade de estocar carbono, fica comprovada.

FIGURA 27 – ESTOQUES DE CARBONO NA FITOMASSA DA SERAPILHEIRA DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ.



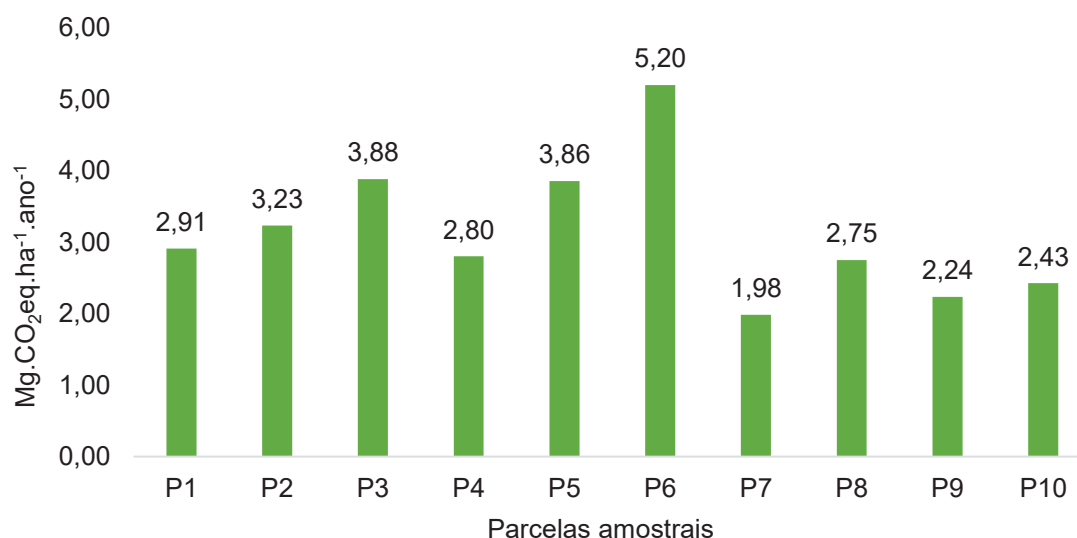
FONTE: O Autor (2023).

Em comum, as parcelas 4, 7, 9 e 10, além da parcela 2, foram implementadas mais próximo às bordas dos FFU dos que as demais. Paula, Costa e Tabarelli (2011) justificam nas bordas do FFU normalmente há menor abundância de árvores de porte elevado, o que resulta em uma diminuição na fixação de carbono por árvores do dossel e sub-bosque, podendo chegar a um terço do carbono total do interior da floresta. De fato, ocorreu uma tendência de diminuição nas alturas totais das árvores nas parcelas citadas, conforme foi apresentado na Tabela 4.

Embora as coletas tenham ocorrido em áreas pequenas, verifica-se uma variação nos estoques tanto de fitomassa quanto de carbono, devido às alterações ambientais que estes FFU sofrem, sobretudo o Bosque Papa João Paulo II. Isso também é resultado da heterogeneidade ambiental existente mesmo dentro de pequenas áreas de floresta, devido à variação na cobertura vegetal, relevo e teor de umidade do solo (MELLIGER; RUSTERHOLZ; BAUR, 2017; MIYAMURA et al., 2019; REIS et al., 2021b).

Em termos de dióxido de carbono equivalente ao estoque de carbono, as parcelas com maiores estoques no Bosque Papa João Paulo II obtiveram: parcela 6, 5,20 (+/-1,09) Mg.CO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>; parcela 3, 3,88 (+/-0,76) Mg.CO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>; e a parcela 5, 3,86 (+/-0,98) Mg.CO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> (FIGURA 28). Já os menores estoques, verificados no Bosque Gutierrez, no caso as parcelas 7, 9 e 10, alcançaram 1,98 (+/-0,34), 2,24 (+/-0,30) e 2,43 (+/-0,39) Mg.CO<sub>2</sub>eq.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, respectivamente.

FIGURA 28 – DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE NA FITOMASSA DA SERAPILHEIRA DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ, CURITIBA, PARANÁ.



FONTE: O Autor (2023).

De acordo com Liu et al. (2018), os estoques de carbono na serapilheira são controlados pelo equilíbrio entre a entrada de serapilheira e a dinâmica da decomposição, de acordo com a composição florística do ecossistema. Além disso, a maior riqueza e diversidade de espécies favorece a maior variação nas características estruturais da floresta, com árvores em diferentes classes de diâmetro e altura, o que tende a resultar em maiores estoques de carbono na serapilheira (MENSAH et al., 2016; LIU et al., 2018). Isso resulta na facilitação, onde algumas espécies podem aumentar a fertilidade do solo ao fixar nitrogênio para a produtividade de outras espécies (MENSAH et al., 2016).

Assim, nos FFU avaliados, a competição entre as EEI, e entre estas e as espécies nativas, também pode ter influenciado a diminuição na produção de serapilheira pelo segundo grupo. Para comprovar isso, podem ser feitas pesquisas mais aprofundadas e com a distinção entre a serapilheira proveniente de grupos de espécies, considerando-se as suas características autoecológicas e fitoquímicas. Contudo, para isso é necessária a instalação de coletores, o que é complicado de ser feito em FFU, devido ao fácil acesso de pessoas, que podem vandalizar ou retirar os equipamentos.

#### 4.4 SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS

O teste de comparação de médias SNK revelou diferenças estatisticamente significativas tanto entre as categorias de variáveis, em relação às espécies nativas e exóticas, quanto entre os FFU avaliados.

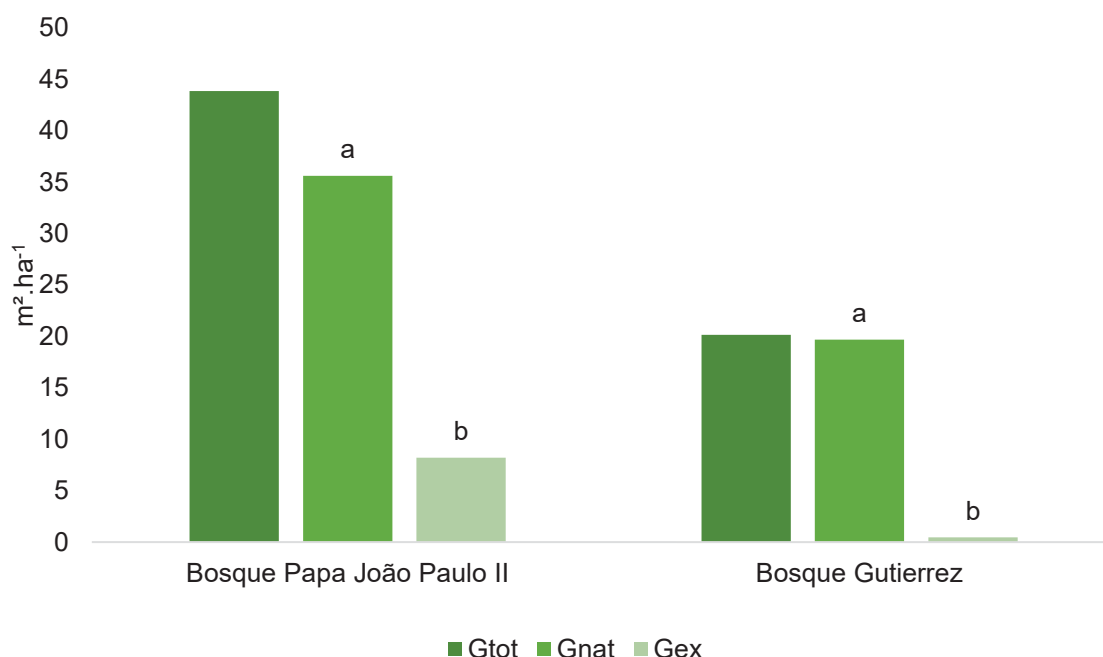
##### 4.4.1 Comparação entre as categorias de variáveis e os FFU

Com relação à categoria área basal ( $G$  em  $m^2.ha^{-1}$ ), em ambos os bosques houve diferenças estatisticamente significativas entre a área basal proveniente de espécies nativas, e a representada pelas espécies exóticas (FIGURA 29). A área basal total não foi utilizada como comparação por ser a origem dos dados para espécies nativas e exóticas.

Esse resultado mostra que as árvores de espécies nativas ainda exercem a maior influência sobre os processos ecológicos dos ambientes avaliados. No entanto, conforme Miyamura et al. (2019), em se tratando de ambientes com elevada pressão antrópica causada pela matriz urbana, a tendência é de que somente as espécies nativas que já ocorrem não consigam manter a sustentabilidade ecológica dos FFU por muitos anos.

Isso porque as EEI são mais adaptadas às condições antrópicas do que as espécies nativas, que tendem a ser mais sensíveis a impactos. Desse modo, pode-se afirmar que a sustentabilidade ecológica dos FFU é mais afetada pelos fatores antrópicos do que exclusivamente pela presença das EEI. No entanto, deve-se considerar que, com o estabelecimento de EEI, a degradação do ambiente de retroalimenta, sempre com prejuízos aos processos ecológicos promovidos pelas espécies nativas.

FIGURA 29 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE ÁREA BASAL PARA AMBOS OS FFU.



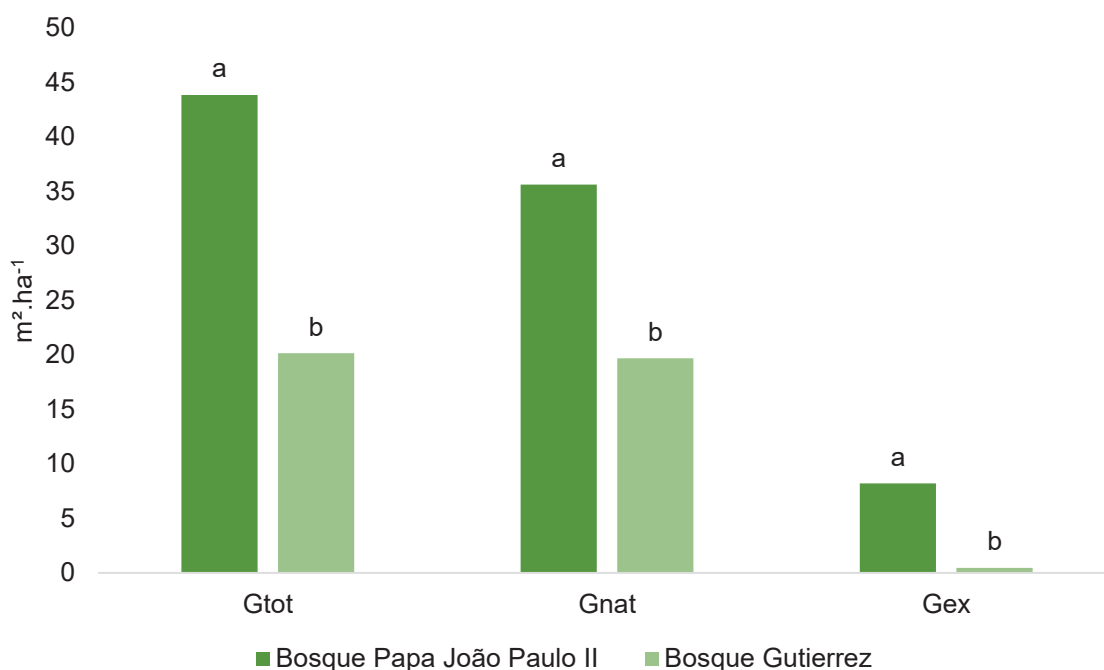
FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Gtot: Área basal total em cada parcela; Gnat: Área basal das espécies nativas em cada parcela; Gex: Área basal das espécies exóticas em cada parcela.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Contudo, ao se comparar as três categorias de área basal por bosque, verificou-se que houve diferenças estatisticamente significativas, indicando uma diferenciação entre os FFU para esta variável. O Bosque Papa João Paulo II apresentou maiores valores de área basal nas três classes em relação ao Bosque Gutierrez (FIGURA 30). As diferenças chegaram a mais do que o dobro de  $m^2 \cdot ha^{-1}$  nas áreas basais (considerando todas as espécies) e das áreas basais considerando as espécies exóticas no primeiro bosque em relação ao segundo.

FIGURA 30 – COMPARAÇÃO DAS ÁREAS BASAIS ENTRE OS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.



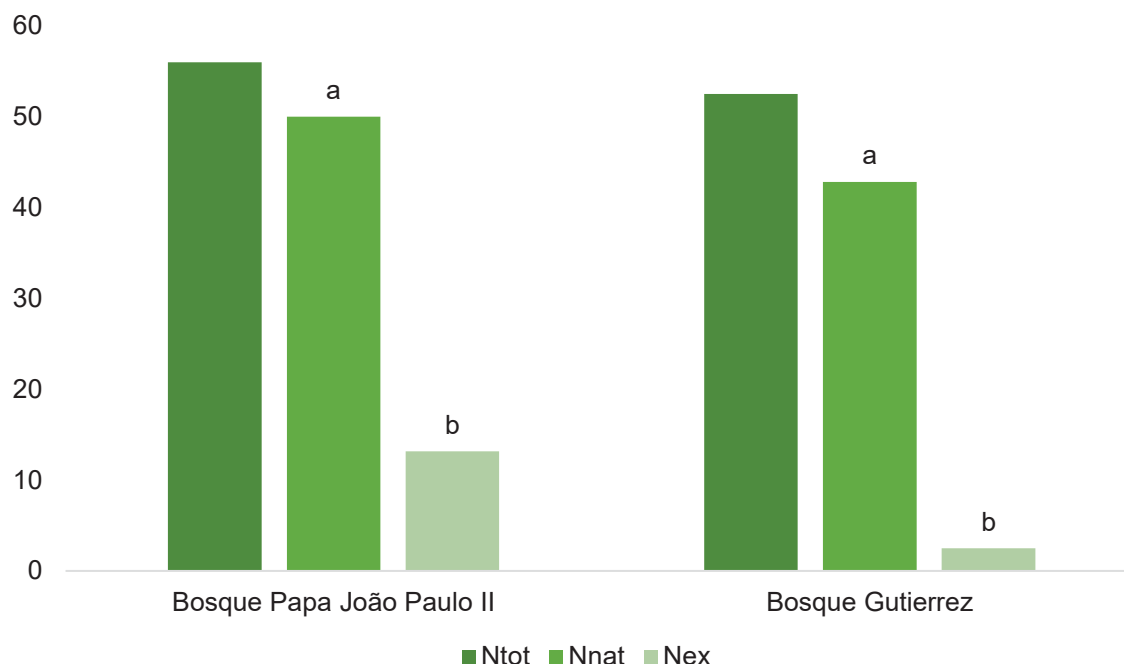
FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Gtot: Área basal total em cada parcela; Gnat: Área basal das espécies nativas em cada parcela; Gex: Área basal das espécies exóticas em cada parcela.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

O número de indivíduos arbóreos para as categorias de espécies nativas e de exóticas indicou uma diferença significativa em ambos os bosques (FIGURA 31). A menor diferença foi verificada para o Bosque Papa João Paulo II, justamente pela presença maior de espécies exóticas, que correspondeu a cerca de 1/3 do total de espécies nativas.

FIGURA 31 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE NÚMERO DE INDIVÍDUOS ARBÓREOS PARA AMBOS OS FFU.



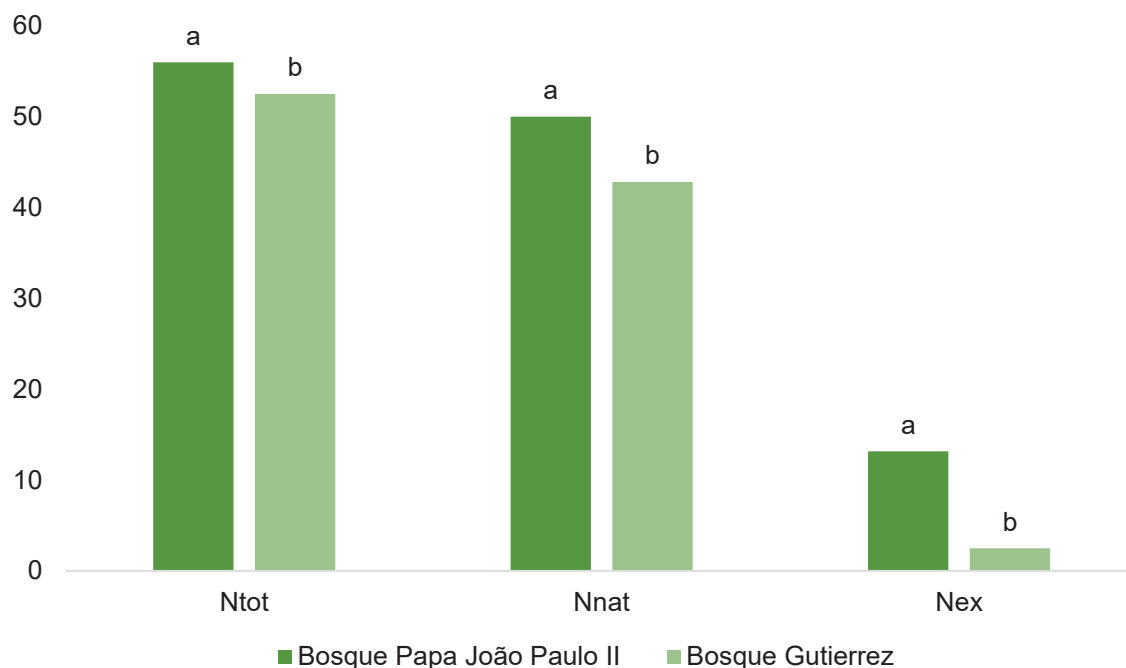
FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Ntot: Número de indivíduos arbóreos total em cada parcela; Nnat: Número de indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Nex: Número de indivíduos de espécies exóticas em cada parcela. Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Ao se analisar as categorias de número de indivíduos total, de nativas e de exóticas entre os bosques, verifica-se que houve diferenças estatisticamente significativas entre todas as três categorias (FIGURA 32). Com relação ao número de indivíduos total e de nativas, a análise de comparação de médias apontou uma variação pequena, com mais indivíduos no Bosque Papa João Paulo II.

A variação aumentou entre os bosques para o número de indivíduos de espécies exóticas, com aproximadamente 5 vezes mais indivíduos deste grupo no Bosque Papa João Paulo II do que no Bosque Gutierrez. Uma explicação para isso pode ser o histórico do local, e os processos que ocorreram ao longo do tempo e que culminaram na formação de novos ecossistemas florestais, tanto em relação à regeneração natural quanto pelo estabelecimento de espécies exóticas e exóticas invasoras.

FIGURA 32 – COMPARAÇÃO DOS NÚMEROS DE INDIVÍDUOS ARBÓREOS ENTRE OS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.

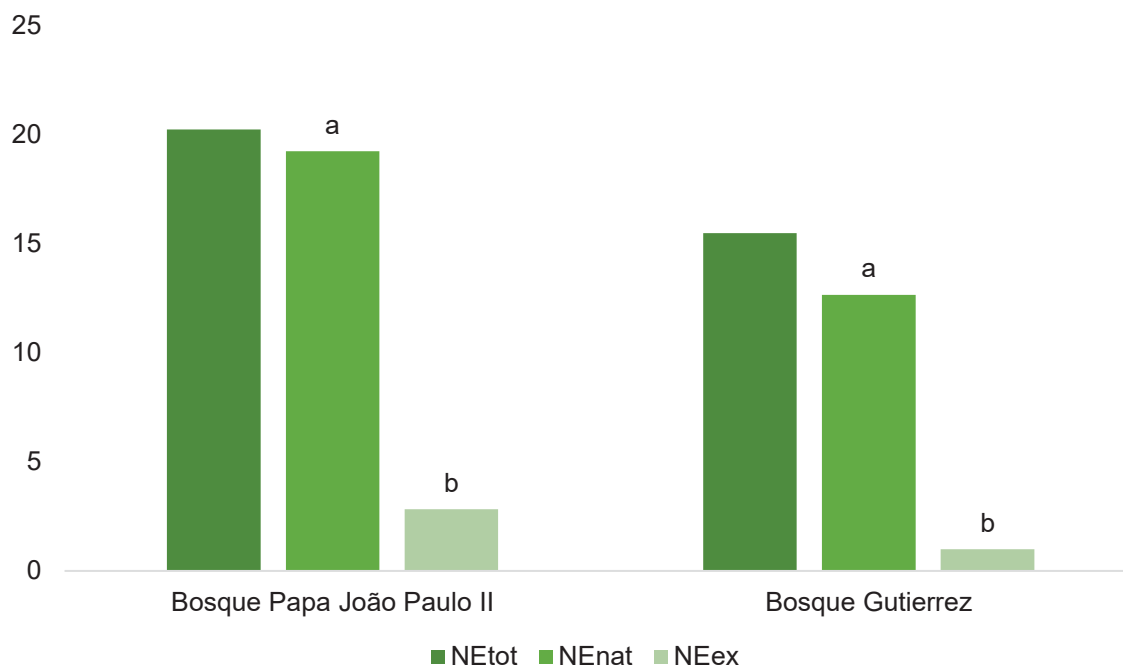


FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Ntot: Número de indivíduos arbóreos total em cada parcela; Nnat: Número de indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Nex: Número de indivíduos de espécies exóticas em cada parcela. Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Sobre o número de espécies, também houve diferença estatisticamente significativa para as categorias de espécies nativas e de exóticas dentro de cada bosque (FIGURA 33). No Bosque Papa João Paulo II, a participação do grupo de espécies exóticas foi maior em sua quantidade total de espécies do que no Bosque Gutierrez.

FIGURA 33 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE NÚMERO DE ESPÉCIES PARA AMBOS OS FFU.



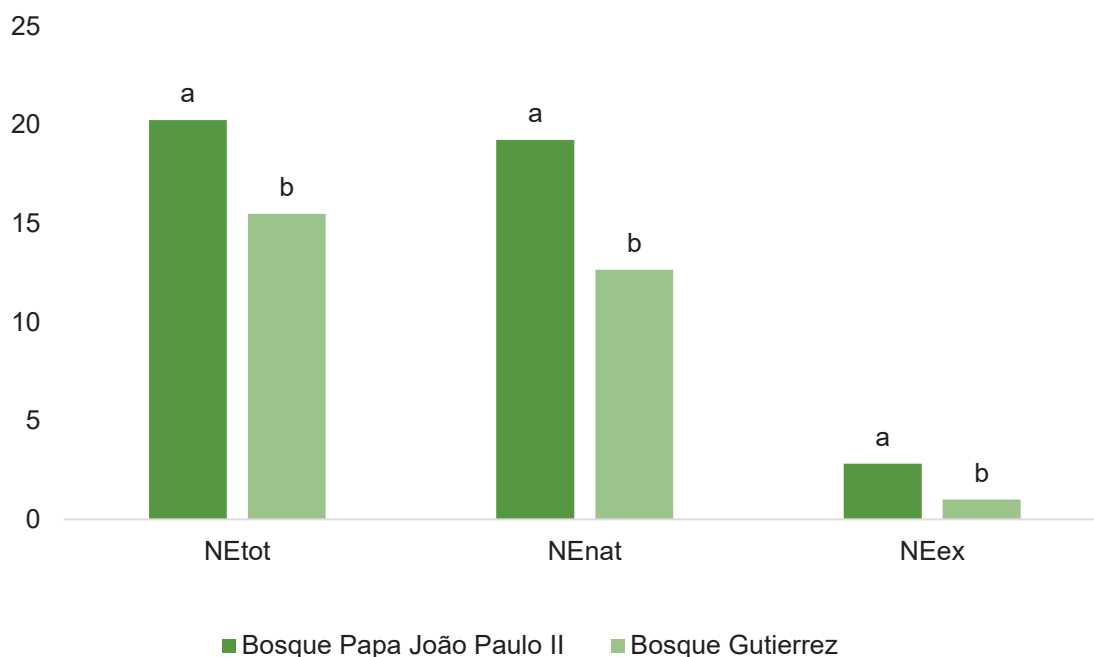
FONTE: O Autor (2023).

NOTA: NEtot: Número de espécies total em cada parcela; Número de indivíduos de espécies nativas em cada parcela; NEex: Número de espécies exóticas em cada parcela.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Na comparação de números de espécies entre os bosques, verifica-se uma diferença entre eles, de modo que o Bosque Papa João Paulo II apresentou maior número de espécies totais, possuindo também maior número de espécies nativas e exóticas que o Bosque Gutierrez (FIGURA 34). Contudo, o número de espécies exóticas foi próximo entre os bosques, uma vez que a maioria das espécies foi encontrada simultaneamente em ambos os FFU.

FIGURA 34 – COMPARAÇÃO DO NÚMERO DE ESPÉCIES ENTRE OS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.



FONTE: O Autor (2023).

NOTA: NEtot: Número de espécies total em cada parcela; NEnat: Número de indivíduos de espécies nativas em cada parcela; NEex: Número de espécies exóticas em cada parcela.

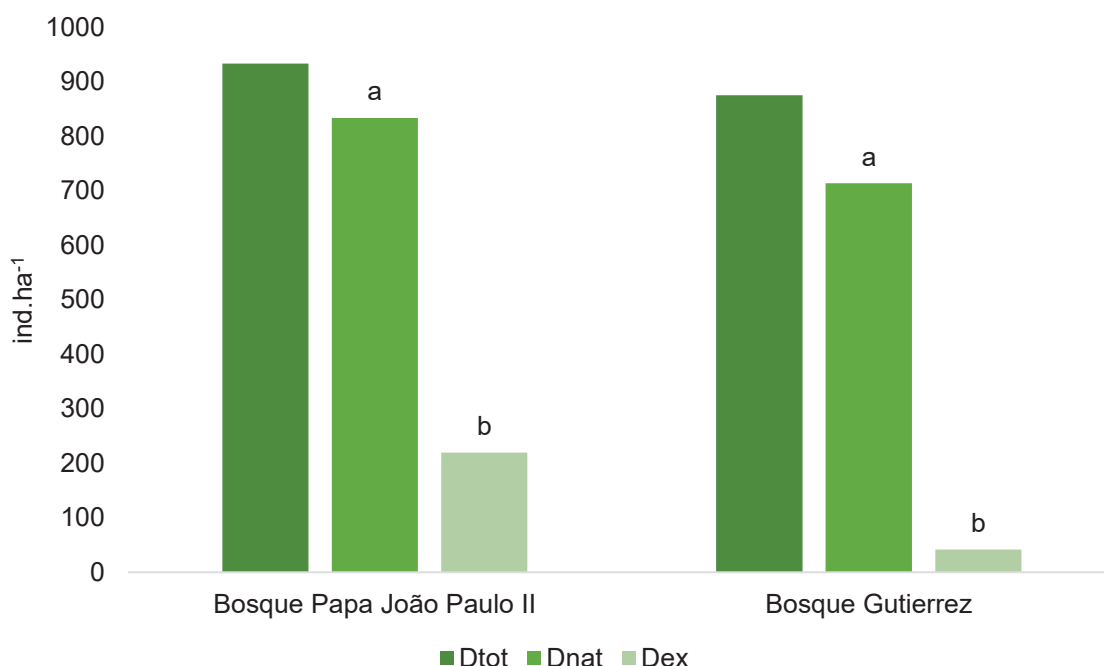
Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Como já discutido, a presença de espécies exóticas, principalmente as invasoras nos FFU avaliados exerce influência na deposição de serapilheira, refletindo nos estoques de fitomassa e carbono. Como foram verificadas apenas cinco espécies exóticas invasoras nos FFU, isso favorece o seu controle, considerando-se as características de reestabelecimento, como rebrota e disseminação de propágulos.

No entanto, conforme Timilsina et al. (2014), a composição florística da comunidade é mais importante que o número e abundância de espécies vegetais, sendo fatores que melhor explicam o armazenamento de carbono naquele ecossistema. Assim, em cada parcela amostral, a participação das espécies exóticas invasoras exerce um nível de influência sobre a composição florística total, de maneira proporcional à presença de espécies nativas.

Seguindo a mesma tendência, densidade de indivíduos arbóreos de espécies nativas foi superior entre as parcelas de ambos os bosques (FIGURA 35). Isso é um indicativo de aumento da sustentabilidade ecológica dos FFU, uma vez que a densidade arbórea contribui para impedir que as EEI, sobretudo aquelas tolerantes ao sombreamento, ocupem espaços vazios dentro da floresta.

FIGURA 35 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE DENSIDADE PARA AMBOS OS FFU.



FONTE: O Autor (2023).

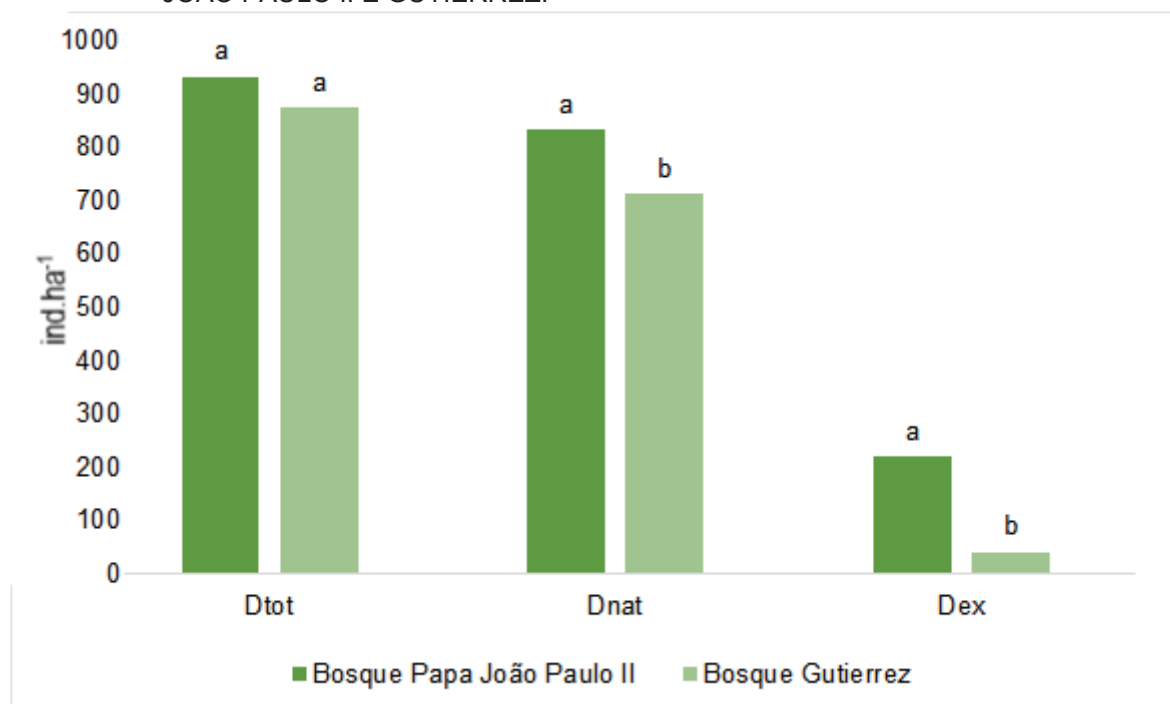
NOTA: Dtot: Densidade total de indivíduos arbóreos em cada parcela; Dnat: Densidade de indivíduos de espécies nativas; Dex: Densidade de indivíduos de espécies exóticas.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Os bosques João Paulo II e Gutierrez não apresentaram diferenças na variável densidade total de espécies. Contudo, houve diferença significativa entre as densidades de espécies nativas e de exóticas entre cada FFU. A Figura 36 reforça que o Bosque Papa João Paulo II apresentou maior densidade de espécies nativas e exóticas que o Bosque Gutierrez.

A maior densidade de espécies nativas pode, a depender das condições de conservação do local, consistir em uma barreira para a entrada de plantas de espécies invasoras. Na Floresta Nacional de Capão Bonito, SP, Ramos et al. (2019) verificaram que o incremento na densidade de vegetação nativa conduziu à diminuição na abundância de indivíduos de *Pinus* spp, diminuindo o seu estabelecimento, o que facilitou o seu controle.

FIGURA 36 – DENSIDADES TOTAL, DE ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS NOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.



FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Dtot: Densidade total de indivíduos arbóreos em cada parcela; Dnat: Densidade de indivíduos de espécies nativas; Dex: Densidade de indivíduos de espécies exóticas.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Embora a densidade de espécies exóticas nos FFU avaliados tenha sido inferior à de espécies nativas, considerando as pressões antrópicas que estas áreas sofrem, como discutido em relação à acumulação de serapilheira, isso exerce influência sobre o ciclo biogeoquímico nestes locais. Conforme Allison e Vitousek (2004) e Patil et al. (2020a), a serapilheira das EEI se decompõe mais rapidamente do que a das espécies nativas.

O reflexo disso é um aumento da produção de fitomassa, sendo os nutrientes liberados imediatamente (ALLISON; VITOUSEK, 2004). Considerando que este aumento ocasiona um desequilíbrio nos processos ecológicos naturais daquele ambiente, isso altera a acumulação de matéria orgânica no solo e favorece a capacidade competitiva entre as espécies pelos recursos do ambiente (PATIL et al., 2020a).

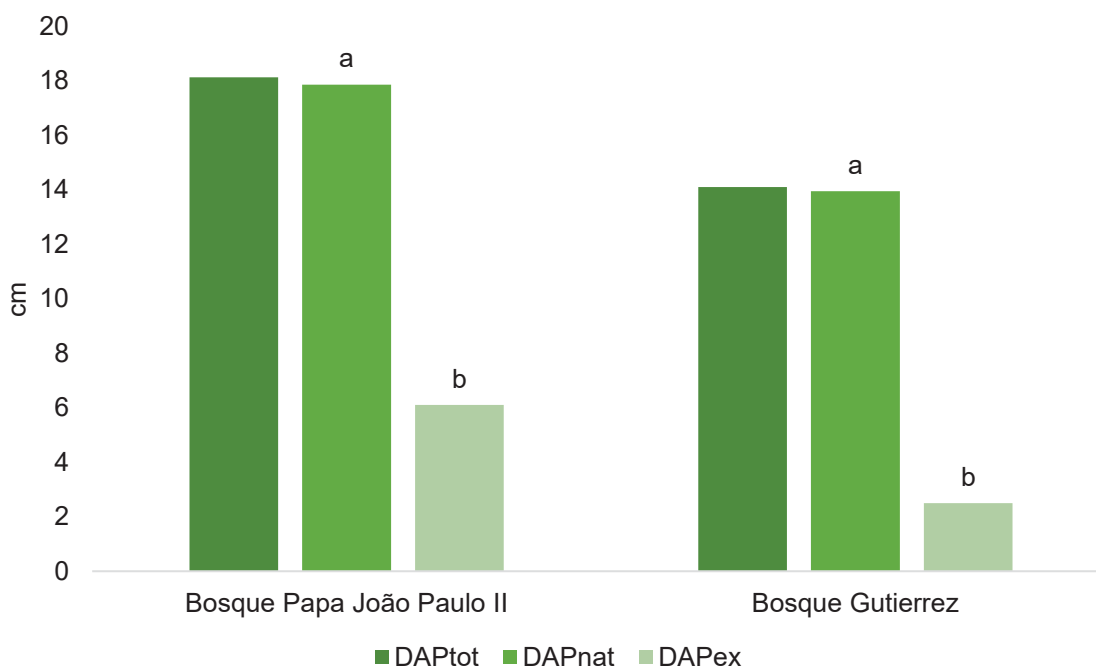
Sobre isso, Trammell et al. (2012) verificaram que a taxa de decomposição em áreas florestais com elevadas densidades da liana invasora *Lonicera maackii* (Rupr.) Maxim. (madressilva) em Louisville, EUA, foi 1,2 vezes mais rápida do que em áreas onde a espécie era menos abundante. A elevada densidade de *L. maackii* ocasionou

uma redução da área basal das árvores nativas, porque com a menor produtividade, e aumento de luz no sub-bosque, a espécie se aproveitou do nicho desocupado pelas espécies nativas (TRAMMELL et al., 2012). Desse modo, enfatiza-se a problemática da presença de espécies exóticas invasoras nos bosques Papa João Paulo II e Gutierrez sobre os processos ecológicos que ocorrem, de maneira geral, em outros FFU.

Na categoria de DAP, também houve diferenças estatisticamente significativas entre os grupos de espécies nativas e exóticas dentro de cada bosque (FIGURA 37). O DAP médio das espécies exóticas representou menos da metade do DAP de espécies nativas no Bosque Papa João Paulo II e aproximadamente  $\frac{1}{4}$  daquelas encontradas no Bosque Gutierrez.

Esse resultado mostra que, de maneira geral, as árvores de espécies exóticas e exóticas invasoras encontradas nos FFU avaliados são mais jovens do que as nativas, com poucos indivíduos de maior porte, chegando ao dossel e emergindo deste. Sendo assim, o manejo das EEI seria mais fácil nestes FFU devido as suas dimensões, caso esta atividade constasse em seus planos de manejo.

FIGURA 37 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE DAP PARA AMBOS OS FFU.



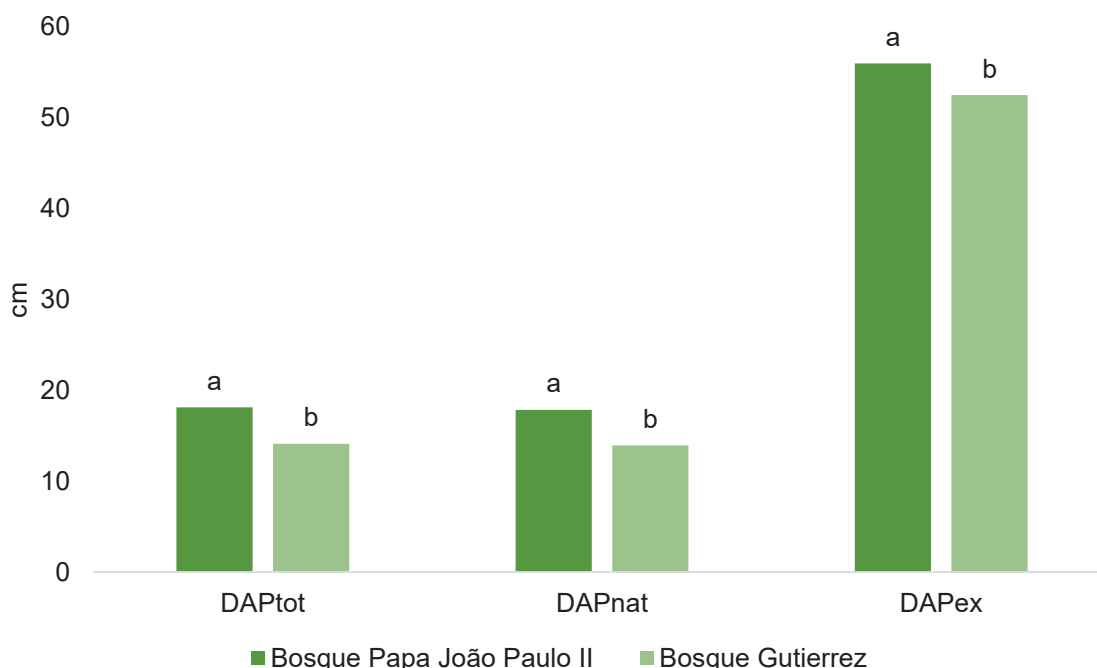
FONTE: O Autor (2023).

NOTA: DAPtot: DAP médio total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; DAPnat: DAP médio de indivíduos espécies nativas em cada parcela; DAPex: DAP médio de indivíduos espécies exóticas em cada parcela.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Os DAP, considerando todas as árvores da parcela, e de espécies nativas e exóticas foram superiores para o Bosque João Paulo II, com diferença em relação ao Bosque Gutierrez (FIGURA 38). Apesar disso, as distribuições dos DAP médios foram próximas, devido ao limite mínimo considerado para amostragem dos indivíduos arbóreos e ao estágio sucessional da vegetação ser semelhante em ambos os FFU.

FIGURA 38 – DAP TOTAL, DE ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS NOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.



FONTE: O Autor (2023).

NOTA: DAPtot: DAP médio total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; DAPnat: DAP médio de indivíduos espécies nativas em cada parcela; DAPex: DAP médio de indivíduos espécies exóticas em cada parcela.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

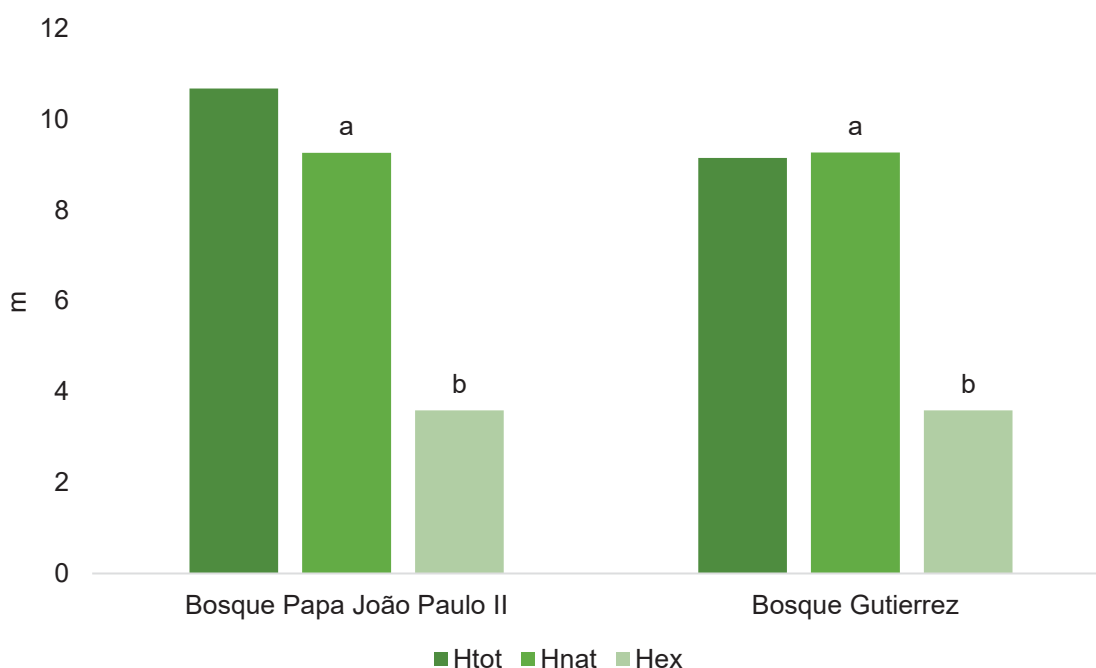
As alturas, total, de espécies nativas e exóticas foram superiores para o Bosque João Paulo II, apresentando diferença em relação ao Bosque Gutierrez (FIGURA 39). Verificou-se que a altura média das espécies exóticas foi cerca de 2,5 vezes maior no Bosque Papa João Paulo II, chegando a até 11 m, indicando que essas espécies já estão ocupando as classes superiores da estrutura vertical da floresta, como o dossel e o estrato emergente. As espécies mais representativas desses estratos foram *L. lucidum*, *H. dulcis* e *P. americana*, no referido bosque.

Essas maiores alturas das espécies exóticas trazem implicações no sombreamento dos estratos inferiores, afetando desde a germinação até o desenvolvimento das espécies nativas. Além disso, em um ambiente com espécies

tolerantes e intolerantes à sombra, as EEI tolerantes são favorecidas (TIMILSINA et al., 2014; GAGGINI; RUSTERHOLZ; BAUR, 2017). A consequência disso é uma modificação nos ciclos de luminosidade dentro da floresta, influenciando a disponibilidade hídrica e luminosa para o desenvolvimento de plantas nativas do sub-bosque (VALLADARES, 2017).

Por outro lado, no Bosque Gutierrez, os indivíduos de espécies exóticas encontradas ainda ocupam os estratos médios da floresta, ainda não atingindo 4 m de altura média. Contudo, como foram encontrados também indivíduos de *L. lucidum* e *P. americana*, além de *E. japonica* neste bosque, deve-se considerar que, devido a sua autoecologia, estas árvores têm a capacidade de atingir o dossel, como já ocorre no bosque Papa João Paulo II.

FIGURA 39 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CATEGORIAS DE ALTURA PARA AMBOS OS FFU.



FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Htot: Altura média total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; Hnat: Altura média dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Hex: Altura média dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Os indivíduos de EEI que já estão presentes nos FFU possivelmente já causam danos à qualidade da serapilheira depositada. Uriarte et al. (2015) afirmam que as espécies tolerantes à sombra que ocorrem em florestas secundárias geralmente produzem serapilheira de qualidade inferior, com mais lignina e menos nitrogênio, reduzindo as taxas de mineralização e a fertilidade do solo.

Sobre a comparação de médias de alturas entre os bosques, verifica-se que há diferença entre todas as categorias entre si (FIGURA 40). Destaque é dado para as alturas de espécies exóticas, cuja diferença estatística foi maior entre os bosques, sendo que as alturas dos indivíduos de espécies exóticas no Bosque Papa João Paulo II foram mais do que o dobro maior do que as do Bosque Gutierrez. Esse é um indicativo da ocupação mais avançada de espécies exóticas, sobretudo invasoras, no primeiro bosque.

FIGURA 40 – ALTURAS TOTAL E DE ESPÉCIES NATIVAS E EXÓTICAS DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.



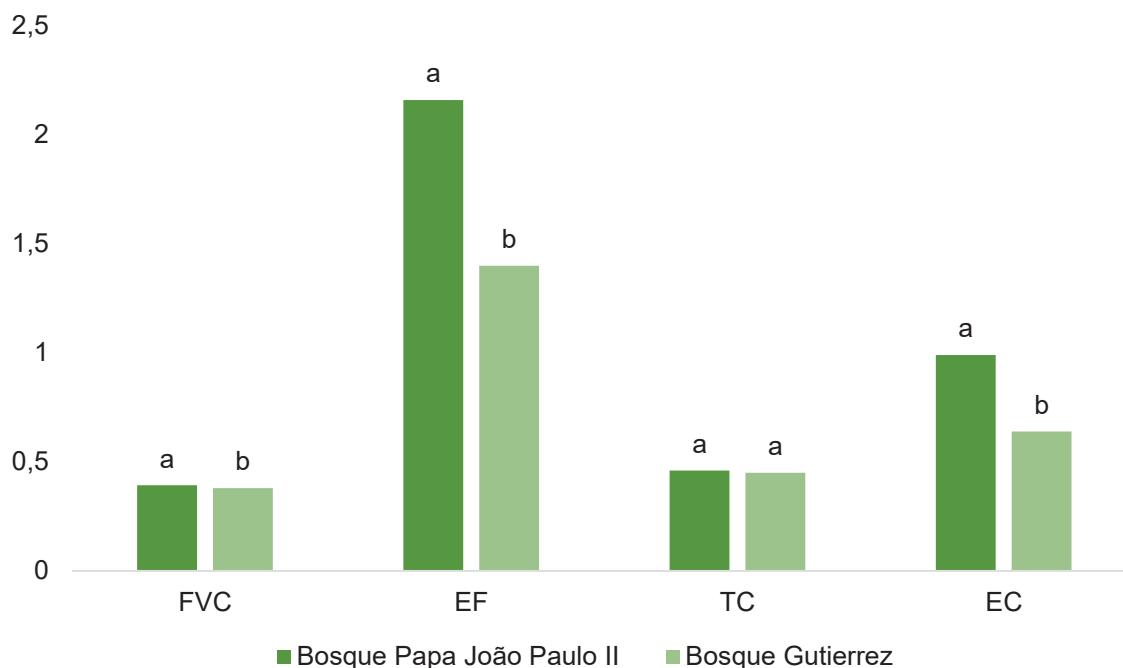
FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Htot: Altura média total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; Hnat: Altura média dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Hex: Altura média dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Os dados de comparação do Fator Visão do Céu (FVC), Estoque de Fitomassa (EF), Teor de Carbono (TC) e Estoque de Carbono (EC) são apresentados na Figura 41. O Bosque João Paulo II apresentou maiores valores médios para FVC, EF e EC em relação ao Bosque Gutierrez. Porém, o TC não apresentou diferença estatisticamente significativa entre os dois bosques avaliados, devido às médias encontradas serem semelhantes, por se tratar de um material, a serapilheira, com características pouco variáveis entre as áreas.

FIGURA 41 – FATOR VISÃO DO CÉU, ESTOQUE DE FITOMASSA, TEOR DE CARBONO E ESTOQUE DE CARBONO DOS BOSQUES PAPA JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.



FONTE: O Autor (2023).

NOTA: FVC: Fator de Visão do Céu; EF: Estoque de fitomassa; TC: Teor de carbono; EC: Estoque de carbono.

Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no Teste SNK a 5% de significância.

Com relação ao FVC, o resultado mostrou que a luminosidade média no Bosque Papa João Paulo II é ligeiramente maior do que a do Bosque Gutierrez, embora não tenha sido significativo. Isso está relacionado à menor densidade de dossel em algumas parcelas amostrais, de modo que as copas não se entrelaçam, permitindo a passagem de luz.

O FVC está relacionado à abertura do dossel e influenciado pelas copas de indivíduos de espécies exóticas invasoras. Schmidt, Castellani e Dechoum (2019), estudando os efeitos da invasão por *H. dulcis*, observaram que a cobertura do dossel gerada por indivíduos da espécie favorece a germinação e sobrevivência de plântulas desta espécie no verão, enquanto a abertura do dossel no inverno favorece seu crescimento. Com isso, infere-se que as copas de árvores desta e de outras EEI encontradas nos FFU avaliados interferem sobremaneira no desenvolvimento das espécies nativas.

Os estoques de fitomassa e de carbono do Bosque Gutierrez foram cerca de 2/3 dos calculados para o Bosque Papa João Paulo II, o que é explicado pela menor acumulação de material na serapilheira daquele bosque. Outros fatores, tanto bióticos

quanto abióticos também podem explicar essa diferença, o que poderá ser comprovado por meio de análises mais específicas em cada local.

#### 4.4.2 Seleção de indicadores de sustentabilidade ecológica

Para o Bosque Papa João Paulo II, foram encontradas 75 correlações (APÊNDICE I), indicando uma elevada relação entre a maioria das variáveis analisadas. Contudo, são apresentadas e discutidas apenas as que não foram consideradas como redundantes, por estarem no mesmo grupo, tais como o grupo de variáveis “totais”, o de “nativas”, de “exóticas” etc.

Assim, sobraram 52 correlações entre variáveis de grupos distintos, o que representa 69,33% do total de correlações para este bosque (TABELA 11). Todas estas relações são justificáveis.

TABELA 11 – CORRELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS INDICADORAS DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA PARA O BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.

(continua)

| Indicadores   | p (<0,5) |
|---------------|----------|
| P x EF        | -0,6441* |
| P x EC        | -0,6431* |
| P x Tméd      | 0,7981*  |
| P x Tmáx      | 0,7395*  |
| P x UR        | 0,5059*  |
| P x RS        | 0,5179*  |
| Gtot x Gnat   | 0,8754*  |
| Gtot x DAPnat | 0,7696*  |
| Gtot x Hnat   | 0,5336*  |
| Gnat x Nex    | -0,5195* |
| Gnat x Ntot   | 0,5291*  |
| Gnat x Dex    | -0,5195* |
| Gnat x DAPtot | 0,7861*  |
| Gex x Ntot    | 0,6745*  |
| Gex x NEtot   | -0,6135* |
| Gex x NEnat   | -0,6617* |
| Gex x Dtot    | 0,6745*  |
| Ntot x Nex    | 0,6718*  |
| Ntot x DAPex  | 0,6718*  |
| Nnat x NEtot  | 0,7842*  |
| Nnat x Hex    | -0,7384* |
| Nex x NEtot   | -0,5801* |
| Nex x NEnat   | -0,6431* |

TABELA 11 – CORRELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS INDICADORAS DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA PARA O BOSQUE PAPA JOÃO PAULO II.

(conclusão)

| Indicadores     | p (<0,5) |
|-----------------|----------|
| Nex x Dtot      | 0,6718*  |
| NEtot x NEnat   | 0,9715*  |
| NEtot x Dnat    | 0,7842*  |
| NEtot x Dex     | -0,5801* |
| NEtot x DAPex   | -0,5190* |
| NEtot x Hex     | -0,6165* |
| NEnat x Dex     | -0,6431* |
| NEnat x Hex     | -0,5790* |
| Dtot x Dex      | 0,6718*  |
| Dnat x Hex      | -0,7384* |
| DAPtot x DAPnat | 0,9651*  |
| DAPtot x DAPex  | 0,5783*  |
| DAPtot x Hnat   | 0,7845*  |
| DAPex x Htot    | 0,8750*  |
| DAPex x Hnat    | 0,5592*  |
| Htot x Hnat     | 0,7999*  |
| Htot x Hex      | 0,7152*  |
| FVC x EF        | -0,5515* |
| FVC x EC        | -0,5451* |
| FVC x Tméd      | 0,5126*  |
| FVC x Tmáx      | 0,5218*  |
| FVC x RS        | 0,5212*  |
| EF x EC         | 0,9995*  |
| EF x Tméd       | -0,5778* |
| EF x Tmáx       | -0,5186* |
| EF x VV         | -0,5866* |
| EC x Tméd       | -0,5755* |
| EC x Tmáx       | -0,5161* |
| EC x VV         | -0,5843* |

FONTE: O Autor (2023).

NOTA: P: Período; EF; Estoque de fitomassa; EC: Estoque de carbono; Tméd: Temperatura média; Tmáx: Temperatura máxima; UR: Umidade Relativa; RS: Radiação Solar; Gtot: Área basal total em cada parcela; Gnat: Área basal dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela; DAPnat: DAP médio de indivíduos espécies nativas em cada parcela; Hnat: Altura média dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Nex: Número de indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; Ntot: Número de indivíduos arbóreos total em cada parcela; Dex: Densidade de indivíduos de espécies exóticas; DAPtot: DAP médio total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; NEtot: Número de espécies total em cada parcela; NEnat: Número de espécies nativas em cada parcela; Dtot: Densidade total de indivíduos arbóreos em cada parcela; DAPex: DAP médio de indivíduos espécies exóticas em cada parcela; Nnat: Número de indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Hex: Altura média dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; Dnat: Densidade de indivíduos de espécies nativas; FVC: Fator de Visão do Céu (luminosidade do dossel) médio para cada parcela; VV: Velocidade do Vento.

\*Significativo ao nível de 5%.

Já para o Bosque Gutierrez, foram constatadas ao todo 116 correlações (APÊNDICE II), sendo que 82 foram consideradas relevantes, as quais representam 70,69% do total para o bosque (TABELA 12).

TABELA 12 – CORRELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS INDICADORAS DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA PARA O BOSQUE GUTIERREZ.

(continua)

| Indicadores   | p (<0,5) |
|---------------|----------|
| P x EF        | -0,7583* |
| P x EC        | -0,7546* |
| P x Tmín      | 0,8114*  |
| P x Tméd      | 0,7977*  |
| P x Tmáx      | 0,7392*  |
| P x RS        | 0,5168*  |
| Gtot x Gnat   | 0,9980*  |
| Gtot x Gex    | -0,5581* |
| Gtot x Nnat   | 0,9992*  |
| Gtot x NEex   | -0,6603* |
| Gtot x Dnat   | 0,9992*  |
| Gtot x DAPnat | 0,6832*  |
| Gtot x DAPex  | -0,8565* |
| Gtot x Hex    | -0,7605* |
| Gnat x Gex    | -0,6091* |
| Gnat x Ntot   | 0,9535*  |
| Gnat x NEex   | -0,7061* |
| Gnat x Dtot   | 0,9535*  |
| Gnat x DAPtot | -0,8665* |
| Gnat x DAPex  | -0,8854* |
| Gnat x Hex    | -0,7993* |
| Gex x Nnat    | -0,5240* |
| Gex x NEtot   | 0,6539*  |
| Gex x NEnat   | 0,5049*  |
| Gex x Dnat    | -0,5240* |
| Gex x Htot    | 0,8382*  |
| Gex x Hnat    | 0,7643*  |
| Ntot x Nnat   | 0,9792*  |
| Ntot x NEnat  | 0,5662*  |
| Ntot x Dnat   | 0,9792*  |
| Ntot x DAPnat | 0,8038*  |
| Ntot x DAPex  | -0,7216* |
| Ntot x Hex    | -0,5894* |
| Nnat x NEex   | -0,6293* |
| Nnat x Dtot   | 0,9792*  |
| Nnat x DAPtot | -0,8909* |
| Nnat x DAPex  | -0,8358* |
| Nnat x Hex    | -0,7338* |

TABELA 12 – CORRELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS INDICADORAS DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA PARA O BOSQUE GUTIERREZ.

(continuação)

| <b>Indicadores</b> | <b>p (&lt;0,5)</b> |
|--------------------|--------------------|
| Nex x NEtot        | 0,9553*            |
| Nex x NEnat        | 0,8862*            |
| Nex x DAPnat       | 0,5549*            |
| Nex x Htot         | 0,9425*            |
| Nex x Hnat         | 0,9675*            |
| NEtot x NEnat      | 0,9832*            |
| NEtot x NEex       | 0,5426*            |
| NEtot x Dex        | 0,9553*            |
| NEtot x DAPnat     | 0,7631*            |
| NEtot x Hnat       | 0,9384*            |
| NEnat x Dtot       | 0,5662*            |
| NEnat x Dex        | 0,8862*            |
| NEnat x Htot       | 0,7749*            |
| NEex x Dnat        | -0,6293*           |
| NEex x Htot        | 0,7690*            |
| NEex x Hnat        | 0,6730*            |
| Dtot x Dnat        | 0,9792*            |
| Dtot x DAPnat      | 0,8038*            |
| Dtot x DAPex       | -0,7216*           |
| Dtot x Hex         | -0,5894*           |
| Dnat x DAPtot      | -0,8909*           |
| Dnat x DAPex       | -0,8358*           |
| Dnat x Hex         | -0,7338*           |
| Dex x DAPnat       | 0,5549*            |
| Dex x Htot         | 0,9425*            |
| Dex x Hnat         | 0,9675*            |
| DAPtot x DAPnat    | -0,5315*           |
| DAPtot x DAPex     | 0,5763*            |
| DAPex x Htot       | 0,5326*            |
| DAPex x FVC        | -0,5189*           |
| Htot x Hnat        | 0,9725*            |
| Htot x Hex         | 0,6724*            |
| Hnat x Hex         | 0,5537*            |
| EF x EC            | 0,9993*            |
| EF x Tmín          | -0,7061*           |
| EF x Tméd          | -0,7086*           |
| EF x Tmáx          | -0,6494*           |
| EF x PP            | -0,5080*           |
| EF x VV            | -0,5706*           |
| EC x Tmín          | -0,7025*           |
| EC x Tmédia        | -0,7071*           |
| EC x Tmáx          | -0,6505*           |
| EC x VV            | -0,5778*           |

FONTE: O Autor (2023).

NOTA: P: Período; EF; Estoque de fitomassa; EC: Estoque de carbono; Tmín: Temperatura mínima; Tméd: Temperatura média; Tmáx: Temperatura máxima; RS: Radiação Solar; Gtot: Área basal total em

TABELA 12 – CORRELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS INDICADORAS DE SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA PARA O BOSQUE GUTIERREZ.

(conclusão)

cada parcela; Gnat: Área basal dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Gex: Área basal dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; Nnat: Número de indivíduos de espécies nativas em cada parcela; NEex: Número de espécies exóticas em cada parcela; Dnat: Densidade de indivíduos de espécies nativas; DAPnat: DAP médio de indivíduos espécies nativas em cada parcela; DAPex: DAP médio de indivíduos espécies exóticas em cada parcela; Hex: Altura média dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; Gex: Área basal dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; Ntot: Número de indivíduos arbóreos total em cada parcela; Dtot: Densidade total de indivíduos arbóreos em cada parcela; DAPtot: DAP médio total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; NETot: Número de espécies total em cada parcela; NEnat: Número de espécies nativas em cada parcela; Htot: Altura média total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; Hnat: Altura média dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela; NEex: Número de espécies exóticas em cada parcela; Nex: Número de indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; Dex: Densidade de indivíduos de espécies exóticas; Dtot: Densidade total de indivíduos arbóreos em cada parcela; FVC: Fator de Visão do Céu (luminosidade do dossel) médio para cada parcela; PP: Precipitação; VV: Velocidade do Vento.

\*Significativo ao nível de 5%.

Ao retirar as variáveis que não se correlacionaram com nenhuma outra, para o Bosque Papa João Paulo II foram definidas 26 variáveis, as quais passaram a constituir os indicadores de sustentabilidade ecológica para este FFU. Não foram consideradas as seguintes variáveis: número de espécies exóticas, teor de carbono, temperatura mínima e precipitação. Isso sugere que estas variáveis podem não ser boas indicadoras da sustentabilidade ecológicas dos FFU avaliados.

Da mesma forma que no Bosque Papa João Paulo II, foram definidas 29 variáveis indicadoras de sustentabilidade ecológica para o Bosque Gutierrez. Para este FFU, apenas o teor de carbono não foi considerado, por não ter se correlacionado com nenhuma outra variável. Por isso, esta variável pode não ser um bom indicador de sustentabilidade ecológica.

Devido ao Bosque Papa João Paulo II ser mais restritivo, optou-se pela utilização dos 26 indicadores gerados nele, uma vez que as outras três variáveis (número de espécies exóticas, temperatura mínima e precipitação) são fatores relacionados a apenas um dos FFU.

As análises indicaram correlações significativamente positivas entre o período e as variáveis meteorológicas de temperaturas, umidade relativa e radiação solar para ambos os bosques, com destaque para as temperaturas mínima e média, com correlações próximas de 80%.

Por outro lado, o período demonstrou ser inversamente proporcional aos estoques de fitomassa e de carbono na serapilheira, que é explicado pela tendência de diminuição da deposição de serapilheira ao longo do tempo. Além disso, a

velocidade da decomposição, tende a aumentar ao longo de períodos favoráveis, como de maior precipitação (BAUER; SANTOS; SCHMITT, 2016).

As áreas basais totais se correlacionaram positivamente com a área basal de indivíduos de espécies nativas e o DAP desta categoria em ambos os bosques, além da altura, número e densidade de nativas. Isso indica que as espécies nativas têm uma participação expressivamente maior na composição florística total dos bosques, em oposição às variáveis das espécies exóticas (área basal, número de espécies, DAP e altura). No caso das espécies exóticas, à medida que o componente florestal total dos bosques aumenta, a participação dos parâmetros deste grupo diminui.

Com relação às áreas basais de indivíduos de espécies nativas, também houve correlação significativamente positiva com parâmetros da composição florística total: número, DAP e densidade de indivíduos arbóreos. No entanto, as relações entre a área basal de indivíduos de espécies nativas foram estatisticamente inversas com o número de indivíduos de espécies exóticas, bem como a densidade, área basal, número de espécies, DAP e altura deste grupo.

Este resultado mostra que à medida que as espécies exóticas invadem o espaço, a quantidade de indivíduos de espécies nativas diminui. E com isso, os demais parâmetros relacionados às dimensões das árvores (DAP, altura etc.) também são afetados.

Ainda sobre a área basal de indivíduos de espécies nativas, foi verificada uma relação inversa com o DAP total, possivelmente devido à competição entre as árvores. Isso porque, a maior área basal na comunidade florestal tende a fazer com que o tronco dos indivíduos arbóreos fique mais fino, portanto, com DAP inferior.

A área basal de indivíduos de espécies exóticas mostrou relação positiva com a categoria total: número de indivíduos arbóreos, densidade, número de espécies e altura, além do número de espécies nativas e altura de indivíduos de espécies nativas. Destaca-se a relação com este último parâmetro, onde as correlações foram de 76,43 e 83,82%, para a altura total e de indivíduos de espécies nativas, respectivamente. Portanto, as árvores de espécies exóticas têm uma participação importante na composição florística total da comunidade florestal. Desse modo, a altura das árvores deste grupo eleva a altura total da floresta, influenciando, conforme já discutido, no sombreamento das plantas de sub-bosque.

As correlações negativas para esse parâmetro foram verificadas com o número de espécies total, número de espécies nativas, número de indivíduos de espécies nativas e densidade de indivíduos de espécies nativas.

O número total de indivíduos arbóreos se correlacionou positivamente com o número de indivíduos e DAP de espécies exóticas no Bosque Papa João Paulo II. Curiosamente, no Bosque Gutierrez foram verificadas correlações com outros parâmetros, com a exceção do DAPex, que foi comum a ambos os bosques, mas neste caso com correlação negativa. No Bosque Gutierrez, o número e densidade de indivíduos de espécies nativas se correlacionaram em quase 100% com o Ntot, além do número de espécies nativas, densidade e DAP desta categoria.

No caso do DAP de indivíduos de espécies exóticas, a relação positiva no Bosque Papa João Paulo II se deve à maior proporção de indivíduos deste grupo no FFU. Enquanto isso, como a participação das espécies exóticas no Bosque Gutierrez é menor, o DAP destas espécies influencia menos a comunidade florestal. Por isso, quanto mais o número total de indivíduos arbóreos aumenta, menor tende a ser o DAP daqueles indivíduos arbóreos de espécies exóticas. O mesmo padrão ocorre para a altura dos indivíduos de espécies exóticas. Isso indica que o FFU está mais adaptado à invasão de espécies, pois ainda consegue manter, mesmo que parcialmente, a sua estrutura florestal próxima do original.

O número de indivíduos de espécies nativas se correlacionou positivamente com o número de espécies e densidade total, devido à participação dessa categoria na composição e estrutura da comunidade florestal em ambos os bosques. Já as variáveis altura, número de espécies e DAP de indivíduos de espécies exóticas apresentaram uma relação inversamente proporcional com o Nnat. Também foram verificadas correlações inversamente proporcionais com o DAP total, em quase 90%, para o Bosque Gutierrez, possivelmente pela competição entre a quantidade maior de árvores e o DAP.

O número de indivíduos de espécies exóticas, ao contrário de outros parâmetros desta categoria, obteve mais correlações positivas com outras variáveis. Além disso, para o número de espécies total e de indivíduos de espécies nativas, ocorreu uma diferença entre os FFU. Para o Bosque Papa João Paulo II, essas duas correlações foram negativas, por motivos descritos anteriormente. Já para o Bosque Gutierrez, as correlações foram positivas e elevadas, acima de 88,62%, o que se deve

à maior diversidade florística deste FFU, e que tende a controlar a invasão por espécies exóticas.

O número total de espécies correlacionou positivamente com o número de espécies nativas para ambos os FFU. Porém as correlações com as demais variáveis diferiram entre os FFU quanto ao sinal. A densidade de indivíduos de espécies nativas no Bosque Papa João Paulo II foi correlacionada positivamente com o número total de espécies, de modo que há uma relação entre a diversidade de espécies e a densidade das espécies nativas.

Já para o Bosque Gutierrez, foram constatadas correlações positivas entre o NEtot e o número de espécies exóticas, embora seja uma correlação moderada (54,26%). Essa correlação, por ser inferior à de espécies nativas, mostra que a quantidade de espécies exóticas influencia menos a diversidade deste FFU em comparação com o outro.

Outras diferenças entre o NEtot e as demais variáveis foram verificadas entre os FFU. Enquanto no Bosque Papa João Paulo II a correlação com a densidade de exóticas foi negativa, para o Bosque Gutierrez, esta relação foi positiva. No primeiro bosque, o número total de espécies aumenta com a diminuição da densidade de espécies exóticas, e vice-versa, por este local ser mais afetado pela presença de espécies exóticas. Por outro lado, no segundo bosque, com uma correlação superior a 95%, o número total de espécies aumenta à medida que a densidade de indivíduos de espécies exóticas também aumenta.

No Bosque Papa João Paulo II, obteve-se correlação inversamente proporcional entre o NEtot e o DAP de indivíduos de espécies exóticas, possivelmente porque o número de espécies também é afetado pelo DAP, que tem relação com a densidade, conforme descrito no parágrafo anterior.

No Bosque Gutierrez, a correlação estatisticamente significativa foi verificada com o DAP dos indivíduos de espécies nativas, porque para este FFU o DAP que predomina é o das espécies nativas.

Com relação às alturas, no Bosque Papa João Paulo II, o NEtot foi negativamente correlacionado com a altura de indivíduos de espécies exóticas, pela maior participação das espécies exóticas neste FFU. Enquanto no Bosque Gutierrez, o NEtot se correlacionou positivamente com a altura de indivíduos de espécies nativas, mostrando que a altura desta categoria exerce mais influência do que as espécies exóticas.

Mostrando outra inversão nas correlações, o número de espécies nativas foi inversamente correlacionado com a densidade de indivíduos de espécies exóticas no Bosque Papa João Paulo II. A mesma relação entre variáveis no Bosque Gutierrez foi positiva e elevada, além da densidade total de indivíduos arbóreos.

Também em relação ao NEnat, no primeiro bosque, houve o mesmo padrão para a altura de indivíduos de espécies exóticas, como em outros parâmetros desta categoria. Já para a altura total de indivíduos arbóreos no segundo bosque, a correlação foi proporcional, mostrando uma relação maior entre as árvores de espécies nativas com parâmetros totais da comunidade florestal.

Não foram verificadas correlações significativas entre o número de espécies exóticas e outras variáveis para o Bosque Papa João Paulo II, apenas para o Bosque Gutierrez, embora moderadas. Neste FFU, o NEex foi positivamente correlacionado com as alturas de indivíduos arbóreos total e de nativas. Já para a densidade de indivíduos de espécies nativas, a correlação foi negativa. Isso pode ser explicado pela maior adaptabilidade das espécies exóticas às condições ambientais dos FFU, de modo que o aumento na sua diversidade diminui a presença de espécies nativas e, conseqüentemente, todos os seus parâmetros.

A densidade total de indivíduos arbóreos apenas se correlacionou positivamente com a densidade de espécies exóticas no Bosque Papa João Paulo II, porque a densidade das árvores destas espécies neste FFU é mais importante para a densidade geral do que a das espécies nativas. Contudo, outros parâmetros dessa categoria são menos afetados pela densidade total.

No Bosque Gutierrez, a densidade total foi correlacionada positivamente com a densidade e o DAP de indivíduos de espécies nativas, devido as suas relações biométricas, reforçando a maior participação destas espécies no FFU. No mesmo FFU, a densidade total foi correlacionada negativamente com o DAP e a altura dos indivíduos de espécies exóticas, devido à menor competição das espécies exóticas sobre as espécies nativas. Desse modo, quanto menor o DAP e a altura das árvores de espécies exóticas, maior tende a ser a densidade total da floresta, que é ocupada majoritariamente pelas espécies nativas.

Em comum, em ambos os FFU, foram constatadas correlações negativas entre a densidade total e a altura de indivíduos arbóreos de espécies exóticas. Assim, para esta variável, independentemente da proporção de árvores de espécies exóticas, as alturas destas diminuem com o aumento da densidade total de árvores. Esse

resultado pode indicar que ainda não há um domínio das espécies exóticas nas comunidades florestais avaliadas, pois elas ainda são dependentes das espécies nativas para se desenvolver.

A densidade de indivíduos arbóreos de espécies exóticas só apresentou correlações significativas com outras variáveis no Bosque Gutierrez, sendo todas elas positivas: DAP e altura de indivíduos de espécies nativas e altura total. Assim, pode-se dizer que as plantas de espécies exóticas dependem de uma maior cobertura pelas copas das espécies nativas para se desenvolver.

Contudo, devido às características já discutidas para os FFU avaliados, eles podem estar próximos de uma inversão, ocasionada pela homogeneização biótica. Isso porque as espécies exóticas invasoras, por terem facilidade de se dispersar, já estão ocupando também o estrato de regeneração dos FFU. De acordo com Miyamura et al. (2019), a regeneração destas espécies é um indicativo de que o FFU está com elevado nível de ameaça. Como o resultado de que *A. angustifolia*, *C. sylvestris* e *M. elaeagnoides* foram as espécies com maiores valores de importância para os FFU avaliados, infere-se que elas têm um papel fundamental no controle do estabelecimento de espécies invasoras nestes locais.

Enquanto isso, com uma correlação inferior, o DAP das árvores de espécies nativas também aumenta com o aumento da densidade de árvores de espécies exóticas. Isso pode ser uma resposta à invasão biológica, de modo que as árvores nativas tentam aumentar as suas dimensões para competir com as da outra categoria. Essa correlação é moderada, possivelmente pelas duas parcelas (8 e 10), que não apresentam árvores de espécies exóticas.

O DAP total foi correlacionado com o DAP de indivíduos tanto de espécies nativas quanto de exóticas em ambos os FFU. Para o DAP de espécies nativas, a correlação foi positiva e próxima a 100% no Bosque Papa João Paulo II, mostrando uma participação maior do DAP das árvores de espécies nativas sobre o DAP total da floresta. Já para o Bosque Gutierrez, essa correlação foi inversamente proporcional e moderada.

O DAP de indivíduos de espécies exóticas se correlacionou positivamente com o DAP total em ambos os bosques. Assim, para o Bosque Gutierrez, infere-se que o DAP das árvores de espécies exóticas influencia parcialmente o DAP total. Desse modo, sugere-se que a presença de espécies exóticas influencia menos a diversidade em um FFU com maior diversidade florística.

Quanto à altura total, esta variável foi correlacionada positivamente com as alturas de indivíduos arbóreos de espécies nativas e de exóticas em ambos os FFU. Desse modo, as alturas, sobretudo de espécies nativas, são responsáveis pelo aumento da altura total dos estratos das duas florestas. Essa correlação é mais forte no Bosque Gutierrez, devido à maior proporção de espécies nativas.

A altura de indivíduos de espécies nativas obteve uma correlação moderada com a altura de indivíduos de espécies exóticas no Bosque Gutierrez, provavelmente pela contribuição entre as ambas as categorias de espécies para o desenvolvimento do outro grupo. Isso porque o sombreamento, necessário para o desenvolvimento de determinadas espécies, pode ser proveniente de quaisquer espécies que estiverem nos estratos superiores (QIN et al., 2019).

O Fator de Visão do Céu (FVC) apresentou correlações estatisticamente significativas somente no Bosque Papa João Paulo II, variando de 51,26 a 55,15%, sendo, portanto, moderadas. As correlações do FVC com as temperaturas média e máxima e com a radiação solar foram positivas, de modo que o aumento dessas variáveis tem como consequência um aumento na luminosidade. Com isso, ocorre um aumento na fotodegradação da serapilheira (QUERINO et al., 2023).

Já os estoques de fitomassa e de carbono demonstraram correlações negativas com o FVC, uma vez que o aumento da luminosidade favorece a decomposição da serapilheira, diminuindo o seu volume. Em pesquisa conduzida por Schmidt, Castellani e Dechoum (2019), foi verificado que em áreas com e sem regeneração de *H. dulcis*, os locais menos adensados, com maior disponibilidade de luz e maior acúmulo de serapilheira, a diversidade de espécies foi incrementada.

Os estoques de fitomassa dos dois FFU se correlacionaram positivamente com os estoques de carbono, pela dependência entre eles. Também em ambos os FFU, as temperaturas média e máxima, e também a mínima no Bosque Gutierrez, se correlacionaram com esta variável. Isso é explicado pela maior temperatura favorecer a desintegração e decomposição da serapilheira, diminuindo assim o seu volume (BAUER; SANTOS; SCHMITT, 2016). Para o estoque de fitomassa na serapilheira, Aquino et al. (2016) obtiveram uma correlação também inversamente proporcional para a mata de galeria do Córrego Lava-pés, em Ipameri, GO, sendo que quanto maior a temperatura menor foi a produtividade da fitomassa.

Somente no Bosque Gutierrez, foram verificadas correlações negativas entre o estoque de fitomassa e a precipitação e velocidade do vento. Isso ocorre devido o

aumento da precipitação favorecer o apodrecimento da serapilheira, o mesmo que acontece em relação à aeração deste material pelo vento.

Os estoques de carbono foram correlacionados negativamente com temperaturas média e máxima em ambos os FFU, e temperatura mínima no Bosque Gutierrez, e velocidade do vento. A explicação disso é semelhante à dada para o estoque de fitomassa. Destaca-se que para o Bosque Gutierrez, essas variáveis apresentaram maiores importâncias, devido aos valores de correlação terem sido superiores.

Era esperado uma correlação significativa entre o estoque de carbono e a área basal de densidade de árvores, independentemente de sua categoria. A pesquisa de Mexia et al. (2018) em um parque urbano localizado em Almada, Portugal, mostrou uma correlação estatística entre a fixação de carbono e a densidade da vegetação. Na referida pesquisa, a fixação de carbono foi correlacionada positivamente com a densidade de árvores, sendo de 262,35 Mg.ha<sup>-1</sup> nas florestas e 228,10 Mg.ha<sup>-1</sup> nas pradarias com alta densidade de árvores.

No caso desta pesquisa, essa correlação pode não ter sido visualizada devido à variação na acumulação de serapilheira causada pela presença antrópica nos FFU. Em outras palavras, locais que poderiam acumular mais serapilheira, por terem mais árvores, e com maiores dimensões, também podem ter mais acesso e consequente pisoteio de pessoas.

Além disso, conforme Almeida, Luizão e Rodrigues (2015), a área basal e densidade de árvores, por estarem relacionadas à estrutura da floresta, podem evidenciar alterações nestas características e, assim, causar modificações na produtividade da floresta. Diante disso, reforça-se a alteração nas características ambientais a que os FFU avaliados estão submetidos. A variável temperatura foi indicada por Wendling et al. (2019) como um indicador para a avaliação de SbN em FFU, devido ao seu papel na formação de ilhas de calor e conforto microclimático. Além da temperatura, as outras variáveis meteorológicas, como precipitação, umidade relativa, e velocidade do vento, bem como o FVC, também são representativas do microclima de um local, de modo que podem representar um perfil para a sustentabilidade ecológica dos FFU.

Os indicadores sugeridos também podem ser utilizados como critérios para a classificação de estágios sucessionais em FFU, por demonstrarem quais parâmetros são mais relevantes para representar estes ambientes. O destaque maior é dado para

a composição de espécies nativas, uma vez que a presença de espécies exóticas e, principalmente, de invasoras, é um reflexo de alterações nas características naturais dos ecossistemas.

#### 4.4.3 Análise do estoque de carbono para fragmentos florestais urbanos

As análises de regressão múltipla para gerar o modelo de estoque de carbono mostraram que apenas o período de avaliação e o estoque de fitomassa possuem influências significativas para esta variável (TABELA 13).

TABELA 13 – CORRELAÇÃO ENTRE ESTOQUE DE CARBONO E DEMAIS VARIÁVEIS, PARA OS BOSQUES JOÃO PAULO II E GUTIERREZ.

| Variáveis            | Estoque de carbono – JP II | Estoque de carbono – GU |
|----------------------|----------------------------|-------------------------|
| Período              | -0,6431*                   | -0,5215*                |
| Estoque de Fitomassa | 0,9994*                    | 0,9698*                 |

FONTE: O Autor (2023).

NOTA: JP II – Bosque Papa João Paulo II; GU – Bosque Gutierrez. \*Significativo ao nível de 5%.

O período de estoque acumulado possui uma correlação indireta, moderada, e o estoque de fitomassa apresentou correlação direta forte. Para o período, verifica-se que à medida que o tempo passa, ao longo do ano, o estoque de carbono diminui. Por outro lado, o estoque de carbono acompanha a tendência do estoque de fitomassa. Assim, essas duas variáveis foram selecionadas para gerar o modelo, por serem comuns aos dois bosques.

As demais variáveis aparentaram não ser relacionadas com o acúmulo de serapilheira e seus consequentes estoques de fitomassa e carbono. Mesmo a presença de espécies exóticas não ocasionou, com as técnicas estatísticas utilizadas, uma influência na sustentabilidade dos FFU avaliados. Possivelmente com uma análise que considere fatores específicos de cada local e da qualidade da serapilheira em função de cada espécie, os resultados seriam mais precisos.

Em uma floresta preservada ou até mesmo restaurada, com relações interespecíficas em equilíbrio, são esperadas correlações significativas entre a área basal da comunidade e o estoque de fitomassa e carbono. Miranda Neto et al. (2014) verificaram uma relação significativa entre deposição de serapilheira e área basal da vegetação, com aumento da deposição de serapilheira com a fitomassa da floresta.

Outra explicação é dada por Finotti et al. (2007), de que com as modificações antrópicas as florestas tendem a apresentar estágios de desenvolvimento mais tardios, ficando por mais tempo com características similares aos estágios sucessionais iniciais. Assim, o resultado encontrado nesta pesquisa pode ser explicado pela heterogeneidade das condições bióticas e abióticas existente dentro dos FFU em relação aos diferentes níveis de estrutura vegetal devido à antropização.

Timilsina et al. (2014), em pesquisa realizada na área metropolitana de San Juan, Porto Rico, encontraram correlações entre a área basal da vegetação e o uso do solo, o estoque de carbono acima do solo e o uso do solo, e o estoque de carbono e a área basal da vegetação. Contudo, a diversidade de espécies, incluindo-se as EEI *Spathodea campanulata* P.Beauv. (espatódea) e *Syzygium jambos* (L.) Alston (jambo), não afetou significativamente o armazenamento de carbono (TIMILSINA et al., 2014).

Devido ao microclima diferenciado, poluição, e ciclos biogeoquímicos, a dinâmica do carbono nos FFU se torna diferente das áreas florestais não-urbanas (ESCOBEDO et al., 2010). De acordo com Trammell et al. (2012), normalmente nos FFU as taxas de decomposição da serapilheira são mais rápidas devido à concentração de metais pesados no solo.

Além do que foi descrito, as EEI geralmente produzem serapilheira de qualidade inferior, com maior densidade e teor de lignina, e menores teores de nitrogênio, do que as espécies nativas (CASAS et al., 2013). Fontana, Restello e Hepp (2022), estudaram a influência de *H. dulcis* na dinâmica da deposição de serapilheira em um parque municipal situado em Marcelino Ramos, RS, e verificaram que a decomposição de *H. dulcis* foi mais rápida do que a serapilheira de espécies nativas no outono e primavera.

O estoque de carbono é altamente dependente do estoque de fitomassa na serapilheira, seja de espécies nativas ou exóticas. Isso demonstra a importância de se manter a deposição de serapilheira sobre o solo da floresta, visando o armazenamento de carbono nesse compartimento florestal.

Como comprovado pelos resultados, mesmo dentro da mesma cidade, diferentes FFU podem apresentar diferenças expressivas em sua capacidade de estocar carbono na fitomassa, pelo menos da serapilheira. Por isso, são importantes as análises em nível local para se conhecer quais fatores e como estes afetam o ciclo do carbono naquele ambiente.

A análise de sustentabilidade ecológica realizada nesta pesquisa deve ser compreendida como um panorama das condições ecológicas dos FFU avaliados e não puramente como uma comparação da deposição de serapilheira por espécies nativas e exóticas. Isso porque, como relatado anteriormente, não foi possível a separação de material vegetal entre estes grupos, bem como a sua influência direta nos processos ecológicos dos FFU.

Os indivíduos da mesma espécie competem por recursos do ambiente, cuja disponibilidade pode ser afetada por eventos físicos e pelas EEI, o que aumenta a competição e dificulta a sobrevivência das espécies nativas (ADLER; TANNER, 2015; GAGGINI; RUSTERHOLZ; BAUR, 2017). Assim, estando alterado, o ecossistema tende a ter dificuldade em amadurecer e permanecerá com a florística em um baixo nível de diversidade (JENSEN, 1974). Patil et al. (2020a) explicam que as condições ambientais alteradas dos FFU formam novas interações bióticas, reduzindo as interações negativas como competição e predação, e aumentando as interações positivas como facilitação e polinização, beneficiando a invasão biológica.

Embora as características do local influenciem a decomposição da serapilheira mais do que o clima, a mudança do clima deve impactar sobremaneira as variáveis do ecossistema, como a vegetação, o solo e as comunidades microbianas (ESCOBEDO et al., 2010; DUBOC et al., 2012). Com isso, as perdas de carbono para a atmosfera devem ser intensificadas. Segundo TNC (2018), o Brasil está entre as regiões onde ocorrerão as maiores perdas de carbono devido ao crescimento urbano até 2030, com uma perda total de cerca de 100 milhões de toneladas de carbono, a uma taxa média de 60 ton.ha<sup>-1</sup>.

Com relação à análise de estimativa de estoque de carbono para os FFU, verifica-se uma maior participação do estoque de fitomassa ao modelo gerado. A Equação 13 apresenta a fórmula gerada a partir da Regressão Linear Múltipla.

$$EC = 0,0006375 * P + 0,4655443 * EF - FE \quad (\text{Equação 13})$$

Em quê: EC = Estoque de carbono estimado;

P = Período (número do mês de coleta);

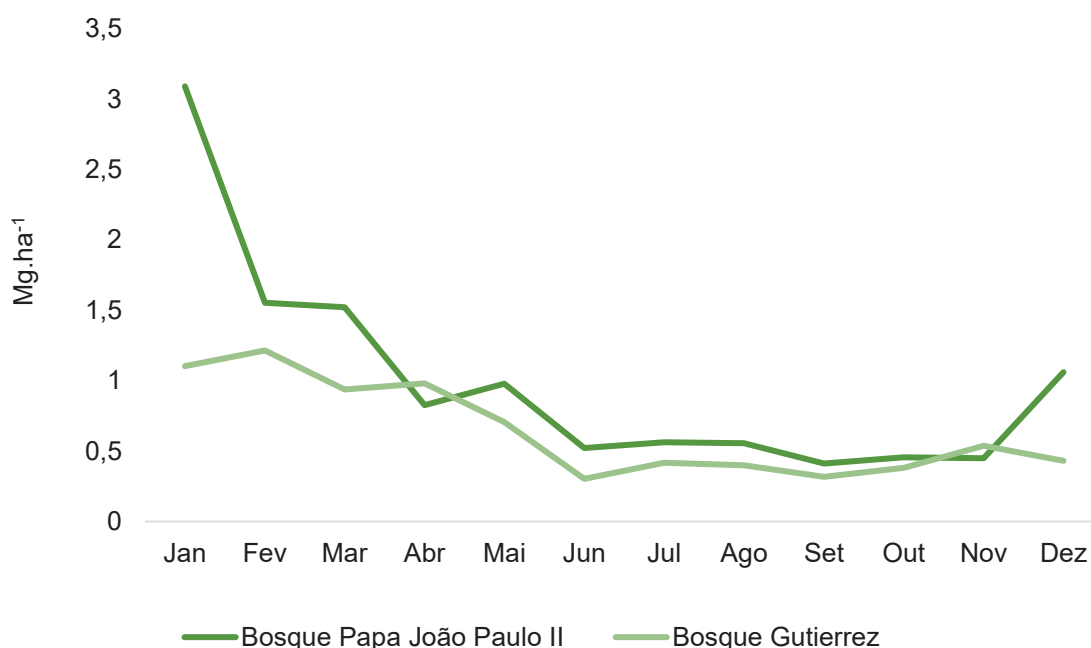
EF = Estoque de fitomassa coletado;

FE = Fator estimado para o bosque.

O Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ) para o modelo gerado foi de 99,89%, indicando que o modelo é capaz de explicar quase 100% o comportamento do estoque de carbono ao longo do tempo, ou seja, a sua acurácia é elevada. O período é um fator cumulativo, devido ao acúmulo de fitomassa na serapilheira. Como resultado do modelo de Regressão Linear Múltipla, o FE médio estimado para ambos os FFU foi de -0,0139841.

O período de coleta do ano contribuiu com um total de acúmulo aproximado de 0,0006 no estoque de carbono, e o estoque de fitomassa contribuiu com aproximadamente 0,4655 do valor de estoque acumulado por período. Assim, é possível fazer a estimativa do comportamento do estoque de carbono ao longo do ano em cada bosque, segundo essas variáveis, como observado na Figura 42.

FIGURA 42 – ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO PARA OS FFU PELO MODELO ELABORADO.



Fonte: O Autor (2023).

Quanto à elaboração do modelo, ainda que não tenham sido adicionadas variáveis relativas à composição florística ao modelo, pode-se comparar o perfil de estoque de carbono na fitomassa da serapilheira nos FFU estudados. Com isso, verifica-se uma tendência comum entre os meses de maio e novembro, de maior estoque no Bosque Papa João Paulo II. A partir de novembro, porém, há uma inversão

nos valores, voltando ao padrão anterior a partir de dezembro. Entre dezembro e março, o padrão dos FFU se distancia, havendo um pico entre janeiro e fevereiro, com estoque de carbono superando  $3,0 \text{ Mg.ha}^{-1}$  no Bosque Papa João Paulo II.

Desse modo, o modelo elaborado pode ser um indicativo de como FFU se comportam ao longo de um período de tempo, o que pode compor índices mais abrangentes, com mais indicadores específicos para cada FFU. Portanto, a partir da experiência adquirida nesta pesquisa, esses indicadores podem servir como base para a elaboração de índices mais abrangentes e em diferentes escalas e contextos urbanos.

Como o carbono sofre influência de vários fatores do ambiente, para se poder generalizar o seu comportamento em outros FFU, é necessário a inclusão de variáveis mais específicas de cada local, como parâmetros que representem a fitofisionomia da região e o nível de urbanização.

De acordo com os resultados obtidos para o modelo de regressão linear, verifica-se que a presença de espécies exóticas não teve um impacto estatisticamente significativo na sustentabilidade ecológica dos FFU avaliados. Contudo, conforme já discutido, a presença dessas espécies pode ocasionar importantes alterações ecológicas nesses ambientes ao longo do tempo.

Apesar de poucos parâmetros terem sido relacionados à sustentabilidade ecológica dos FFU avaliados, pode-se considerar que os indicadores testados podem ser utilizados para esta abordagem, devido a apresentarem padrões ecológicos. Além disso, possivelmente se a mesma análise for aplicada em FFU menos impactados pela urbanização, outros parâmetros irão demonstrar a sustentabilidade ecológica desses locais. Assim, a segunda hipótese, de que a dinâmica do carbono depositado na fitomassa da serapilheira em FFU é um fator relacionado a outros parâmetros que indicam a sustentabilidade ecológica destes ambientes, fica comprovada.

Além desse aspecto, como índices abrangentes, tem-se os índices que abordam a sustentabilidade urbana. Os índices de sustentabilidade urbana avaliam a sustentabilidade da cidade como uma ferramenta de avaliação de desempenho dos aspectos ambiental, social e econômico, tendo como objetivo principal orientar os gestores locais sobre ações sustentáveis (MORI; CHRISTODOULOU, 2012).

Na literatura científica há diversos trabalhos que avaliaram indicadores de sustentabilidade para o meio urbano. Kenney, Wassenaer e Satel (2011) elaboraram um conjunto de 25 indicadores para a avaliação da gestão da floresta urbana, considerando aspectos gerais, que vão desde as características da cobertura florestal,

até a participação de diferentes atores nas ações e decisões de gestão. Contudo, esses indicadores são genéricos do ponto de vista ambiental e não consideram a dinâmica da floresta urbana ao longo do tempo.

Kabisch, Van den Bosch e Laforzezza (2017) propuseram indicadores para o planejamento e avaliação da eficácia das SbN relacionados à performance ecológica do ambiente, como a redução da poluição atmosférica e emissão de CO<sub>2</sub>; ampliação da biodiversidade; regeneração de áreas degradadas; e desserviços ambientais (como a presença de EEI). Porém, embora seja uma abordagem semelhante à proposta desta pesquisa, ela é mais abrangente, considerando outros elementos que compõem diferentes tipologias de floresta urbana.

Apenas a quantificação da cobertura do dossel não fornece informações sobre parâmetros essenciais para a gestão da floresta urbana, como a diversidade de espécies, condição dos recursos florestais, e classes de tamanho e idade das árvores (KENNEY; WASSENAER; SATEL, 2011). Por isso, comumente, os programas e projetos florestais urbanos têm como foco o aumento da cobertura florestal na cidade, com a formação de áreas verdes onde se considera pouco a escolha das espécies mais adequadas aos ambientes naturais (KENNEY; WASSENAER; SATEL, 2011).

Com isso, a avaliação se torna genérica e não considera a dinâmica dos processos ecológicos em cada local, prejudicando a gestão das áreas de floresta, além da quantificação dos serviços ecossistêmicos que elas podem fornecer. Soma-se a isso, que os índices supracitados não consideram as características específicas de cada cidade, as quais possuem inúmeras configurações espaciais e formas de gestão da floresta urbana.

De acordo com Sikorska et al. (2021), a classificação da vegetação nos FFU, com a separação entre vegetação exótica e/ou introduzida e nativa espontânea, permite avaliar o sucesso de intervenções baseadas em processos naturais. Assim, os indicadores propostos podem se somar aos sugeridos nas pesquisas citadas, tornando a avaliação de FFU mais coerente com as suas características.

Outra abordagem relacionada aos indicadores propostos diz respeito a sua aplicação na avaliação de projetos de SbN no meio urbano. Como as SbN lidam com questões que se manifestam em diferentes escalas espaciais, como fixação e armazenamento de carbono, quando aplicadas em escala local podem ser mais facilmente monitoradas em um curto espaço de tempo e em função de desafios locais específicos (NESSHÖVER et al., 2017).

Portanto, a partir das correlações discutidas, foram gerados 26 indicadores de sustentabilidade ecológica para FFU, com base nos dois bosques avaliados, os quais são descritos no Quadro 3. Foram considerados como sentidos “positivo” ou “negativo” os valores dos indicadores para a manutenção dos estoques de fitomassa e carbono na serapilheira de FFU, por isso refletir na sua sustentabilidade ecológica.

QUADRO 3 – INDICADORES SUGERIDOS COMO REPRESENTANTES DA SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DE FFU.

(continua)

| Grupo de indicador              | Indicador                                        | Sentido da variável |
|---------------------------------|--------------------------------------------------|---------------------|
| Período                         | Período de estoque acumulado                     | ↓                   |
| Florística total                | Área basal total dos indivíduos arbóreos         | ↑                   |
|                                 | Número de indivíduos arbóreos total              | ↑                   |
|                                 | Número de espécies total                         | ↑                   |
|                                 | Densidade total de indivíduos arbóreos           | ↑                   |
|                                 | DAP médio total dos indivíduos arbóreos          | ↑                   |
|                                 | Altura média total dos indivíduos arbóreos       | ↑                   |
| Florística de espécies nativas  | Área basal das espécies nativas                  | ↑                   |
|                                 | Número de indivíduos de espécies nativas         | ↑                   |
|                                 | Número de espécies nativas                       | ↑                   |
|                                 | Densidade de indivíduos de espécies nativas      | ↑                   |
|                                 | DAP médio de indivíduos espécies nativas         | ↑                   |
|                                 | Altura média dos indivíduos de espécies nativas  | ↑                   |
| Florística de espécies exóticas | Área basal das espécies exóticas                 | ↓                   |
|                                 | Número de indivíduos de espécies exóticas        | ↓                   |
|                                 | Densidade de indivíduos de espécies exóticas     | ↓                   |
|                                 | DAP médio de indivíduos espécies exóticas        | ↓                   |
|                                 | Altura média dos indivíduos de espécies exóticas | ↓                   |
| Fator de Visão do Céu           | Fator de Visão do Céu médio                      | ↓                   |
| Estoque de fitomassa            | Estoque de fitomassa na serapilheira             | ↑                   |
| Estoque de carbono              | Estoque de carbono na serapilheira               | ↑                   |
| Variáveis meteorológicas        | Temperatura média do ar                          | ↓                   |
|                                 | Temperatura máxima do ar                         | ↓                   |
|                                 | Umidade relativa do ar                           | ↓                   |
|                                 | Radiação solar                                   | ↓                   |
|                                 | Velocidade do vento                              | ↓                   |

FONTE: O Autor (2023).

NOTA: Seta para baixo: significa que a variável não é um bom indicador de sustentabilidade ecológica; Seta para cima: significa que a variável é um bom indicador de sustentabilidade ecológica.

#### 4.5 OS FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS AVALIADOS E AS SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA

Os FFU avaliados possuem características ambientais que podem ser comuns em outros locais de mesma tipologia, e que tornam as análises dos dados de difícil comparação entre pesquisas, são eles:

- a) Heterogeneidade das características ecológicas, devido à composição florística e suas relações biogeoquímicas sobre a serapilheira e o solo, diferentes níveis de impactos antrópicos, variações nas quantidades de CO<sub>2</sub> e outros gases atmosféricos poluentes fixados e armazenados na vegetação e solo, de acordo com os usos dentro e em seu entorno;
- b) Variações microclimáticas, seja pela localização dentro do FFU, ou pela composição florística e sua estrutura vertical, uma vez que o dossel pode não ser contínuo. Isso também afeta a dinâmica dos processos ecológicos naqueles ambientes, sendo destacado nesta pesquisa a dinâmica do acúmulo de serapilheira e respectivos estoques de fitomassa e carbono;
- c) Habitat para animais, insetos e microrganismos, tanto nas árvores, quanto na serapilheira e no solo, uma vez que devido à disponibilidade de recursos, como alimentos e abrigo, a sua presença acaba sendo prejudicada nos FFU. Além disso, com a presença de EEI nestes locais, possivelmente ocorrem alterações na dieta dos animais. Isso também tem influência na dinâmica dos processos ecológicos, conforme descrito no item anterior.

Portanto, os fatores descritos devem ser considerados na avaliação da sustentabilidade ecológica de FFU, pois afetam as suas capacidades de suporte ecológico, devido às interações entre eles. Isso aumenta as possibilidades de abordagens em pesquisas sobre temas relativos à ecologia urbana.

Embora apenas o carbono estocado na fitomassa da serapilheira tenha sido quantificado nesta pesquisa, pode-se inferir sobre como os dois FFU avaliados podem contribuir para mitigar, em escala local, as emissões de GEE em Curitiba. Isso porque, uma vez que o aumento das emissões de CO<sub>2</sub> em escala local influencia os processos naturais na escala global (SANESI et al., 2016; TNC, 2018), o processo inverso, ainda que parcialmente, também é possível. Com isso, pode-se replicar a sua capacidade de estocar carbono para outros FFU e definir estratégias de manejo adequadas visando a sua sustentabilidade ecológica.

Verificou-se que o Bosque Papa João Paulo II apresentou uma maior participação de espécies exóticas sobre a sua sustentabilidade ecológica do que o Bosque Gutierrez. Com isso, foi verificada uma diminuição da diversidade florística nesse FFU, indicando que a sua composição florística está sendo influenciada expressivamente por espécies exóticas. Por outro lado, o Bosque Papa João Paulo II apresentou, durante o período de estudo, maiores quantidades de fitomassa depositada na serapilheira. Contudo, isso é explicado pela maior densidade total arbórea, com árvores de maiores dimensões (DAP e altura) em comparação com o Bosque Gutierrez.

Assim, considerando os parâmetros citados, infere-se que o Bosque Gutierrez possua maior capacidade de se autossustentar e, conseqüentemente, se tornar mais resiliente aos impactos urbanos e da mudança do clima em Curitiba. Contudo, deve-se considerar que, sozinho, este FFU não vai atingir este objetivo, sendo essencial a implementação de intervenções para a melhoria de seus aspectos ecológicos e conseqüente sustentabilidade. Para isso, deve ser iniciado o controle das árvores de espécies invasoras e o plantio de espécies nativas, além de favorecer a melhoria do solo para permitir a regeneração natural de espécies nativas, conforme recomendado por Biondi e Martini (2022).

As áreas com um número elevado de EEI não são desejáveis para a sustentabilidade dos FFU, pois a diversidade biológica favorece a formação de ambientes mais resistentes a distúrbios naturais e antrópicos relativos às reservas de carbono (TIMILSINA et al., 2014; ADLER; TANNER, 2015; BIZ, 2017; GAGGINI; RUSTERHOLZ; BAUR, 2017; MIYAMURA et al., 2019; VIVANCO; AUSTIN, 2019). Isso também tem implicações na gestão desses locais com base nas premissas das SbN, de que o ambiente deve ser saudável e capaz de se autossustentar ecologicamente.

Por isso, para serem considerados como uma SbN, os FFU devem ser manejados de modo a erradicar as EEI e sofrer o mínimo de interferências externas, considerando que é impossível voltarem a sua condição original, devido às pressões antrópicas no seu entorno. O que se espera é que estes ambientes sejam capazes de manter processos ecológicos que favoreçam a sustentabilidade ecológica tanto em relação aos recursos naturais abióticos (água, solo, dentre outros), quanto os biológicos (flora e fauna).

Desse modo, com base no conhecimento sobre as alterações ambientais a que os FFU avaliados estão submetidos, devem ser realizadas ações de manejo da

vegetação e melhorias ambientais nestes locais. Isso tem como objetivo favorecer a sua capacidade de autossustentar ecologicamente e, assim, prover de modo mais eficiente os serviços ecossistêmicos.

É importante a promoção da restauração ecológica destes locais, com vistas a facilitar o estabelecimento de vegetação nativa e espontânea (SIKORSKA et al., 2021). Para isso, deve-se inventariar os indivíduos arbóreos adultos e regenerantes de EEI e removê-los, de acordo com métodos menos invasivos ao ambiente florestal. Concomitante a isso, devem ser feitos plantios de espécies nativas da FOM, dando-se preferência àquelas ameaçadas de extinção e adaptadas ao ambiente urbano (ELMQVIST et al., 2015; ABELLA et al., 2020).

É importante que os FFU também sirvam como ambientes relevantes para a conservação de espécies ameaçadas de extinção. Reis et al. (2021b) verificaram que ambos os bosques avaliados nesta pesquisa são pertinentes à conservação de espécies ameaçadas. Contudo, os autores não avaliaram as características fitossociológicas desses locais *in loco*. Agora, com uma caracterização mais detalhada desses locais, pode-se gerir com maior sucesso a conservação dessas espécies.

Martini e Biondi (2022) explicam que o Código Florestal Brasileiro (Lei Nº 12.651/2012) incentiva a recuperação de áreas degradadas pela urbanização. Para isso, as autoras recomendam a aplicação de técnicas que visem à recuperação ecológica da área, a partir de quatro ações principais (MARTINI; BIONDI, 2022):

- a) Definir a escala de trabalho: pontual, local ou regional;
- b) Estabelecer os objetivos: restauração florestal, controle de EEI, recuperação da diversidade florística e faunística, dentre outros;
- c) Conhecer o zoneamento ambiental: identificação e delimitação das situações ambientais, a partir de características do solo, relevo, clima, fauna e flora;
- d) Determinar técnicas de implantação: com base na situação ambiental da área, priorizando a eficiência ecológica, uso racional dos recursos e amenização de custos do projeto.

A partir de ações de restauração ecológica, os FFU avaliados podem melhorar ou até restabelecer a sua funcionalidade e sustentabilidade ecológica. Desse modo, os serviços ecossistêmicos que os FFU provêm será maximizado (DINIZ et al., 2015). Contudo, deve-se considerar que os FFU poderão ter inúmeras dificuldades para retornar as suas características originais, devido ao contexto antrópico em que estão

inseridos. Assim, o que é possível tentar manter ao máximo a biodiversidade e os processos ecológicos suficientes para a sustentabilidade ecológica destes ambientes.

Em ambientes alterados, o ecossistema tende a ter dificuldade de se autossustentar, permanecendo com baixa diversidade florística (ADLER; TANNER, 2015; BIZ, 2017; MIYAMURA et al., 2019; SIKORSKA et al., 2021). Além disso, os ecossistemas não são estáticos e são influenciados por inúmeros fatores bióticos e abióticos inter-relacionados (CHAPIN; TORN; TATENO, 1996). Assim, o monitoramento torna-se essencial na compreensão sobre a dinâmica da floresta a partir das influências antrópicas, e para identificar problemas ou riscos ambientais, como a ocorrência de novas invasões biológicas e atividades humanas que sejam incompatíveis com a conservação dos recursos naturais.

A população também tem um papel fundamental na sustentabilidade ecológica dos FFU, devendo ser instruída sobre os benefícios destes locais e sobre como as suas ações impactam e podem contribuir para a sua preservação. Ademais, como a presença humana afeta a deposição e decomposição de serapilheira, isso deve ser tratado pelos gestores dos FFU com prioridade.

A quantidade de serapilheira depositada sobre o piso florestal pode ser um parâmetro utilizado para servir como indicador da sustentabilidade ecológica dos FFU, devido à heterogeneidade que ocorre em função do acesso de pessoas. Por isso, para além das ações descritas, o acesso à vegetação fora das trilhas deve ser restrito, a fim de ser impedir a remoção de fitomassa e pisoteio e favorecer a sucessão ecológica com espécies nativas (BATISTA et al., 2020; SIKORSKA et al., 2021). Isso já ocorre no Bosque Papa João Paulo II, onde há equipes de vigilância contínua, mas não foi verificado no Bosque Gutierrez.

Esta não é uma tarefa fácil de ser executada, considerando a necessidade de recursos financeiros e de mão-de-obra, além da dificuldade em se trabalhar com a percepção da população quanto aos problemas causados pelas EEI. No entanto, isso não pode justificar o abandono dos FFU, devendo-se, na medida do possível, implantar medidas que visem a restauração funcional desses ambientes, com ações a curto, médio e longo prazo.

Além disso, nos FFU, o manejo da estrutura florestal influencia a capacidade de fixação e permanência do carbono estocado (NOWAK et al., 2002; ZHAO et al., 2010; HODGMAN et al., 2012; BATISTA et al., 2020). Por isso, o serviço ecossistêmico

de armazenamento de carbono pode ser incluído nos planos de manejo dos FFU (MEXIA et al., 2018).

Outro aspecto relacionado à aplicabilidade desta pesquisa em escala local é a seleção de indicadores para a avaliação da sustentabilidade ecológica dos FFU e que podem indicar a sua participação como uma SbN. É importante que se considere as características específicas desses ambientes, em função dos diferentes níveis de urbanização a que estão expostos.

Além disso, um dos desafios para a gestão dos FFU com uma abordagem de SbN é a necessidade do controle das EEI, e a reintrodução de espécies nativas (BIZ, 2017; CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS (CGEE), 2022; SANTOS et al., 2023). Embora as EEI também possam contribuir para o armazenamento de carbono na fitomassa dos FFU, ao se considerar todo o conjunto de fatores que são influenciados pela sua presença, verifica-se que elas promovem muito mais perdas do que ganhos em termos ecológicos. Essa afirmação é reforçada por Biz (2017), que cita o elevado potencial de fixação de carbono de *L. lucidum*, pelo seu elevado potencial de desenvolvimento, mas que, apesar disso, também pode ocasionar sérios riscos à integridade ecológica dos ecossistemas.

Assim, as ações de MbS se tornam mais efetivas quando direcionadas para áreas de elevada biodiversidade, com métodos de gestão que a mantenham ou restaurem, visando a resiliência do ambiente a longo prazo (EPPLE et al., 2016). Além disso, o potencial para a introdução e disseminação de EEI deve ser considerado no desenvolvimento de estratégias nacionais de mitigação da mudança do clima, considerando como a infraestrutura natural pode minimizar essa questão (BURGIEL; MUIR, 2010; BIZ, 2017; MEXIA et al., 2018).

As florestas urbanas são importantes para os planos de ação climática municipais pela maior facilidade e rapidez em fixar e manter as remoções de carbono enquanto são criadas estratégias de redução das emissões pelos setores mais poluentes. Por isso, em todo o mundo, cidades têm investido em suas florestas urbanas visando, dentre outros objetivos, atingir a neutralidade das emissões de CO<sub>2</sub> nas próximas décadas.

Por se tratar de um conceito relativamente recente, ainda existe uma carência sobre as métricas que podem ser utilizadas para a elaboração de projetos de SbN, sobretudo em se tratando de estratégias de mitigação para o meio urbano. Por outro lado, como já existe um conhecimento amplo com relação à fixação e armazenamento

de carbono nos ecossistemas naturais, os projetos de SbN podem, inicialmente, se valer da adaptação das metodologias já existentes. Isso pode ser feito até que sejam desenvolvidos métodos específicos para essa abordagem, considerando as características do meio urbano.

Diante deste contexto, com base nos resultados obtidos e nas características ambientais dos FFU descritos na literatura científica (CHAPIN; TORN; TATENO, 1996; ADLER; TANNER, 2015; BIONDI, 2015a; b; COHEN-SHACHAM et al., 2016; BIZ, 2017; FERREIRA et al., 2019; MIYAMURA et al., 2019; BATISTA et al., 2020; VOGT, 2020; JOHNSON et al., 2020; SIKORSKA et al., 2021), foram sugeridos outros parâmetros que podem ser abordados em futuras pesquisas de sustentabilidade ecológica de FFU (QUADRO 4).

QUADRO 4 – INDICADORES SUGERIDOS PARA A AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS.

| Indicador sugerido       | Justificativa                                                                                                                                                                                                                                                                     |
|--------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Biodiversidade local     | Devido ao seu papel na manutenção dos processos ecológicos na região. Podem ser considerados, além dos parâmetros utilizados nesta pesquisa, também os traços funcionais de cada espécie, tanto para a flora quanto para a fauna, e a presença de espécies ameaçadas de extinção. |
| Qualidade do ar          | Devido à capacidade das árvores em reduzir a concentração de poluentes atmosféricos. Podem ser quantificados os níveis de poluição em cada região do FFU e a capacidades das espécies vegetais em reter essas partículas.                                                         |
| Qualidade do solo        | Devido ao seu papel de suporte das plantas, de modo que quanto mais saudável for o solo, maior a sua capacidade em manter espécies nativas e todos os ciclos biogeoquímicos do ecossistema.                                                                                       |
| Qualidade da água        | Devido à importância do ciclo hidrológico nos demais processos ecológicos e biogeoquímicos do ecossistema.                                                                                                                                                                        |
| Ciclagem de nutrientes   | Devido à manutenção da fertilidade do solo e a saúde das plantas, com efeitos sobre a taxa de decomposição da matéria orgânica.                                                                                                                                                   |
| Conectividade ecológica  | Devido à dinâmica da paisagem urbana, os FFU ecologicamente sustentáveis devem formar uma rede de conexões com outros FFU, a fim de se permitir o fluxo gênico, tanto de espécies da flora quanto da fauna.                                                                       |
| Acessibilidade           | O uso público dos FFU deve ser controlado, visando-se, por um lado, que as pessoas tenham boas experiências na visita ao local, mas também que tenham consciência sobre o seu papel na preservação desses espaços.                                                                |
| Armazenamento de carbono | Para além da serapilheira, outros compartimentos da floresta devem ser avaliados como sumidouros de carbono, a fim de se traçar um perfil geral das potencialidades do FFU para a mitigação da mudança do clima.                                                                  |
| Gestão pública           | O monitoramento e planejamento das ações de manejo nos FFU para fins de sustentabilidade ecológica é importante para garantir que as atividades antrópicas não causem impactos nocivos ao local.                                                                                  |

Fonte: O Autor (2023).

Embora os FFU avaliados já sejam consolidados na gestão da floresta urbana de Curitiba, ao se aplicar um olhar voltado para as SbN pode-se dar mais ênfase a sua importância para a sustentabilidade da cidade. Isso pode ser feito com uma gestão

adequada. A partir disso, a abordagem de SbN para os FFU pode contribuir para promover a transição de um modelo de gestão que considera pouco as particularidades desses ambientes para um modelo específico para cada local.

Destaca-se que o desenvolvimento de um índice com os indicadores sugeridos deve incluir mais parâmetros pertinentes à abordagem de sustentabilidade e SbN. Estes devem ser relacionados aos demais compartimentos da floresta, como a fitomassa e carbono estocados nas partes aéreas e subterrâneas das árvores, e no solo, além da ciclagem de nutrientes.

Assim, esse conjunto de parâmetros pode caracterizar com maior profundidade os FFU, indicando como esses ambientes devem responder aos impactos antrópicos e às futuras mudanças no clima. Além disso, é importante destacar que a escolha dos indicadores pode variar de acordo com as características do local e dos objetivos da avaliação.

Ao se expandir essas ações, outros aspectos da sociedade irão se beneficiar, devido à maximização dos serviços ecossistêmicos que essas áreas já fornecem. Isso porque na implementação de SbN, a conservação da biodiversidade é um objetivo, e também um pré-requisito, uma vez que os ecossistemas funcionais são necessários para garantir a prestação de serviços ecossistêmicos (COHEN-SHACHAM et al., 2016; KABISCH et al., 2016; FAIVRE et al., 2017).

Atualmente, a cidade de Curitiba pode ser enquadrada na categoria 3 da definição de categorias de SbN proposta por Eggermont et al. (2015), as quais foram citadas no tópico “Revisão de Literatura”. Isso devido às variadas iniciativas ambientais e climáticas que a cidade vem desenvolvendo nas últimas décadas.

Porém, justamente por estas ações, a cidade de Curitiba pode passar para a categoria 2. Conforme Eggermont et al. (2015), as categorias 2 e 3 devem fornecer o máximo possível de serviços ecossistêmicos de modo que os sistemas naturais, no caso os FFU, sejam saudáveis e possam se autossustentar ecologicamente.

Essa mudança de categoria pode ser alcançada se uma análise mais ampla dos serviços ecossistêmicos fornecidos por sua floresta urbana, e em especial os seus FFU, for realizada a partir das premissas das SbN. Neste aspecto, Barot, Lata e Lacroix (2012) citam os seguintes passos para o alcance dos objetivos das SbN nas cidades:

- 1) Proteção e restauração de sistemas ecológicos;

- 2) Modificação de sistemas ecológicos para aumentar a quantidade, qualidade e sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos que fornecem; ou
- 3) Construção de novos sistemas ecológicos que forneçam serviços que de outra forma seriam fornecidos por meio de engenharia convencional.

Diante do que foi apresentado, verifica-se que a cidade de Curitiba possui elevado potencial para administrar de forma sustentável a sua floresta urbana, de maneira próxima ao possível para uma metrópole. Para isso, são necessárias mais pesquisas sobre as relações entre as características específicas de cada um dos FFU de Curitiba e o respectivo fornecimento de serviços ecossistêmicos por eles. A partir dessas informações, pode-se modelar a resiliência dos FFU aos impactos da mudança do clima.

## 5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A análise florística nos bosques Papa João Paulo II e Gutierrez revelou que a presença de espécies nativas ainda supera a de espécies exóticas e exóticas invasoras. Contudo, a invasão biológica de espécies arbóreas já começou a afetar a sua estrutura florestal, sendo um problema que deve ser considerado no manejo de ambos os FFU a fim de conservar a biodiversidade e os processos ecológicos.

É dado destaque à espécie exótica invasora *Ligustrum lucidum*, a qual já vem influenciando de maneira preocupante a sustentabilidade ecológica dos FFU, sobretudo do Bosque Papa João Paulo II. Demonstrou-se a importância de se realizar estudos fitossociológicos para compreender a dinâmica ecológica de FFU com vistas ao planejamento de ações de manejo e conservação destas áreas verdes.

O Bosque Papa João Paulo II apresentou um estoque total de fitomassa na serapilheira superior ao do Bosque Gutierrez. As diferenças nos estoques de fitomassa entre os bosques estudados e outras regiões revelam que os FFU possuem uma complexidade em suas características ambientais, que sofrem variações para cada local, dependendo do contexto urbano em que estão inseridos.

Verificou-se que a composição de espécies, diversidade florística e impactos humanos são fatores importantes que influenciam a distribuição de fitomassa em ecossistemas florestais no meio urbano.

Foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os bosques para os parâmetros de sustentabilidade ecológica selecionados, indicando que há uma diferenciação entre eles. Além disso, foi verificado que a presença de espécies exóticas invasoras nos bosques avaliados exerce influência na deposição de serapilheira, refletindo nos estoques de fitomassa e carbono.

A pesquisa identificou diversas variáveis que podem ser utilizadas como indicadores de sustentabilidade ecológica para FFU de Curitiba, com destaque para a dinâmica do carbono presente na serapilheira. No entanto, os padrões encontrados sugerem que cada FFU é único em sua composição de espécies e deve ser gerenciado individualmente para garantir a preservação da biodiversidade e dos processos ecológicos.

Apenas o período e o estoque de fitomassa tiveram influência significativa no estoque de carbono, considerando ambos os bosques. Porém, com uma análise mais específica de cada local e da qualidade da serapilheira em relação a cada espécie,

resultados mais precisos podem ser obtidos. Portanto, os resultados encontrados neste estudo podem ser explicados pela heterogeneidade das condições bióticas e abióticas existentes nas florestas urbanas devido à antropização.

O estoque de carbono é altamente dependente da fitomassa da serapilheira, seja de espécies nativas ou exóticas. Portanto, é importante manter a deposição de serapilheira no solo da floresta para armazenar carbono neste compartimento florestal, visando favorecer o papel dos FFU na mitigação em escala local da mudança do clima.

A gestão adequada da floresta urbana de Curitiba pode ser aprimorada com uma abordagem voltada para a sustentabilidade ecológica a partir das premissas das SbN. A cidade de Curitiba possui um elevado potencial para gerir de maneira sustentável a sua floresta urbana, sendo necessários mais pesquisas para entender as características específicas de cada um dos FFU e suas respectivas capacidades de fornecimento de serviços ecossistêmicos.

Os resultados alcançados nesta pesquisa podem ser utilizados na gestão pública da floresta urbana de Curitiba e de outras cidades, com vistas a promover a conservação de FFU e a melhoria da qualidade ambiental em áreas urbanas.

## REFERÊNCIAS

- ABELLA, S. R.; CHIQUOINE, L. P.; MOSS, J. M.; LASSANCE, E. D.; SCHELZ, C. D. Developing minimal-input techniques for invasive plant management: perimeter treatments enlarge native grass patches. **Invasive Plant Science and Management**, Lawrence, v. 13, n. 2, p. 108-113, 2020.
- ADLER, F. R.; TANNER, C. J. **Ecossistemas urbanos**: princípios ecológicos para o ambiente construído. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 384 p.
- AERTS, R. Leaf litter and leaf litter in climate, chemistry decomposition terrestrial a triangular ecosystems: relationship. **Oikos**, Copenhagen, v. 79, p. 439-449, 1997.
- ÅGREN, G. I.; ANDERSSON, F. O. **Terrestrial Ecosystem Ecology**: Principles and Applications. 1 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. 265 p.
- AITKENHEAD, M. Modelling Nature-based Solutions from Soil Ecosystem Services. In: SANG, N. (Ed.). **Modelling Nature-based Solutions integrating computational and participatory scenario modelling for environmental management and planning**. New York: Cambridge University Press, 2020. pp. 82-109.
- ALLAM, Z.; JONES, D.; THONDOO, M. **Cities and Climate Change** – Climate Policy, Economic Resilience and Urban Sustainability. Cham: Palgrave Macmillan, 2020. 136 p.
- ALLISON, S. D.; VITOUSEK, P. M. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawaii. **Oecologia**, Berlin, v. 141, n. 4, p. 612-619, 2004.
- ALMAGRO, M.; MAESTRE, F. T.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, J.; VALENCIA, E.; REY, A. Climate change may reduce litter decomposition while enhancing the contribution of photodegradation in dry perennial Mediterranean grasslands. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 90, 214-223, 2015.
- ALMEIDA, E. J.; LUIZÃO, F.; RODRIGUES, D. J. Produção de serrapilheira em florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da vegetação e da densidade de plantas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 45, n. 2, p. 157-166, 2015.
- ANDERSSON, E.; BARTHEL, S.; BORGSTROM, S.; COLDING, J.; ELMQVIST, T.; FOLKE, C.; GREN, A. Reconnecting cities to the biosphere: stewardship of green infrastructure and urban ecosystem services. **AMBIO**, Stockholm, v. 43, p. 445-453, 2014.
- AQUINO, P. S. R.; NAPPO, M. E.; RODRIGUES, M. S.; PEREIRA, I. M.; MATRICARDI, E. A. T.; PELÁ, G. M. Análise espacial da produtividade de serrapilheira em uma mata de galeria. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 2, p. 489-500, 2016.
- ARAÚJO, E. C. G.; SILVA, T. C.; ROCHA, M. P.; SANQUETTA, C. R. Estoque de carbono na madeira de *Eucalyptus*: relação material genético x espaçamento entre árvores. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 14, n. 2, p. 01-08, 2021. doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n2e7998

- ARAUJO, P. I.; AUSTIN, A. T. A shady business: Pine afforestation alters the primary controls on litter decomposition along a precipitation gradient in Patagonia, Argentina. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 103, n. 6, p. 1408-1420, 2015.
- BABBAR, D.; AREENDRAN, G.; SAHANA, M.; SARMA, K.; RAJ, K.; SIVADAS, A. Assessment and prediction of carbon sequestration using Markov chain and InVEST model in Sariska Tiger Reserve, India. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 278, p. 1-17, 2021. doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123333
- BANOHO, L. P. R. K.; ZAPFACK, L.; WELADJI, R. B.; et al. Biodiversity and carbon sequestration potential in two types of tropical rainforest, Cameroon. **Acta Oecologica**, Montrouge, v. 105, p. 1-11, 2020. doi.org/10.1016/j.actao.2020.103562.
- BAÑUELAS, D. C.; QUESTAD, E. J.; BOBICH, E. G. Interactions between the invasive *Schinus molle* (peruvian pepper tree) with six plant species commonly found in Southern California nature reserves. **Urban Forestry and Urban Greening**, Amsterdam, v. 43, p. 1-7, 2019. doi.org/10.1016/j.ufug.2019.05.010
- BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E.; PAULA, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 24, p. 1-9, 2017.
- BARDGETT, R. D. Plant-soil interactions in a changing world. **F1000 Biology Reports**, London, v. 3, n. 1, p. 1-6, 2011.
- BAROT, S.; LATA, J. C.; LACROIX, G. Meeting the relational challenge of ecological engineering within ecological sciences. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 45, p. 13-23, 2012.
- BARDGETT, R. D.; MANNING, P.; MORRIEN, E.; DE VRIES, F. T. Hierarchical responses of plant – soil interactions to climate change: consequences for the global carbon cycle. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 101, p. 334-343, 2013.
- BARÓ, F.; CHAPARRO, L.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; LANGEMEYER, J.; NOWAK, D. J.; TERRADAS, J. Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain. **AMBIO**, Stockholm, v. 43, p. 466-479, 2014.
- BARÓ, F.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Assessing the Potential of Regulating Ecosystem Services as Nature-Based Solutions in Urban Areas. In: KABISCH, N.; KORN, H.; STADLER, J.; BONN, A. (Eds.). **Nature-based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas** – Linkages between Science, Policy and Practice. Cham: Springer, 2017. p. 139-158.
- BARRON, S.; SHEPPARD, S. R. J.; CONDON, P. M. Urban forest indicators for planning and designing future forests. **Forests**, Basel, v. 7, n. 208, p. 01-17, 2016.
- BARROS, Y. J.; MELO, V. D. F.; ZANELLO, S.; ROMANÓ, E. N. D. L.; LUCIANO, P. R. Teores de metais pesados e caracterização mineralógica de solos do Cemitério Municipal de Santa Cândida, Curitiba (PR). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1763-1773, 2008.

- BASTIN, J. F.; FINEGOLD, Y.; GARCIA, C.; MOLLICONE, D.; REZENDE, M.; ROUTH, D.; ZOHNER, C. M.; CROWTHER, T. W. Understanding climate change from a global analysis of city analogues. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 14, n. 7, p. 1-13, 2019.
- BATISTA, D. B.; DACOL, F. V.; CORTE, A. P. D.; MARTINI, A.; REIS, A. R. N. Aporte de serapilheira e teor de carbono orgânico em um fragmento florestal urbano. **Nature and Conservation**, Aracajú, v. 13, n. 4, p. 22-30, 2020.
- BAUER, D.; SANTOS, E. L.; SCHMITT, J. L. Avaliação da decomposição de serapilheira em dois fragmentos de Caatinga no Sertão Paraibano. **Pesquisas, Botânica**, São Leopoldo, v. 69, p. 307-318, 2016.
- BAZI, C. A. **Produção e decomposição de serapilheira em um fragmento urbano de Mata Atlântica**. 141f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, São Paulo, 2019.
- BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, Oxford, v. 15, n. 4, p. 365-377, 2012.
- BELLIS, L. M.; ASTUDILLO, A.; GAVIER-PIZARRO, G.; DARDANELLI, S.; LANDI, M.; HOYOS, L. Glossy privet (*Ligustrum lucidum*) invasion decreases Chaco Serrano forest bird diversity but favors its seed dispersers. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 23, n. 3, p. 723-739, 2020.
- BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant Litter** – Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. 4<sup>th</sup> Edition. Berlin: Springer Nature, 2020. 342 p.
- BERG B.; LASKOWSKI, R. **Litter decomposition**: a guide to carbon and nutrient turnover. San Diego: Elsevier Academic Press, 2005. 447 p.
- BERGERON, A.; LAVOIE, C.; DOMON, G.; PELLERIN, S. Changes in spatial structures of plant communities lead to functional homogenization in an urban forest park. **Applied Vegetation Science**, Bethesda, v. 22, n. 2, p. 256-268, 2019.
- BHUGELLOO, A.; RAMDHANI, S.; PEERBHAY, K.; KAMBAJ, O. K.; SERSHEN. Forest canopy gaps offer a window into the future: The case of subtropical coastal forests within an urban matrix in South Africa. **Forest Systems**, Madrid, v. 30, n. 1, p. 1-13, 2021.
- BIONDI, D.; BOBROWSKI, R. Utilização de índices ecológicos para análise do tratamento paisagístico arbóreo dos parques urbanos de Curitiba-PR. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 18, 2014.
- BIONDI, D. Floresta urbana: conceitos e terminologias. In: BIONDI, D. (Ed). **Floresta Urbana**. Curitiba: a autora, 2015a. pp. 11-27.
- BIONDI, D. Fragmentos florestais e áreas protegidas urbanas. In: BIONDI, D. (Ed). **Floresta Urbana**. Curitiba: a autora, 2015b. pp. 29-48.

- BIONDI, D.; MARTINI, A. Floresta Urbana e Sustentabilidade. In: SOUZA, M. M. (Coord.). **Arborização urbana**: considerações sobre planejamento, implantação, manejo e gestão. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), 2022. pp. 161-200.
- BIONDI, D.; MULLER, E. Espécies arbóreas invasoras no paisagismo dos parques urbanos de Curitiba, PR. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 69-82, 2013.
- BIONDI, D.; PEDROSA-MACEDO, J. H. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 129-144, 2008.
- BIZ, S. **Dinâmica e sequestro de carbono em Floresta Ombrófila Mista Aluvial urbana**. 108f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, 2017.
- BLUM, C. T.; BORGIO, M.; SAMPAIO, A. C. F. Espécies exóticas invasoras na arborização de vias públicas de Maringá-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 3, n. 2, p. 78-97, 2008.
- BOLOS, O.; CERVI, A. C.; HATSCHBACH, G. Estudios sobre la vegetación del estado de Paraná (Brasil meridional). **Collectanea Botanica**, Barcelona, v. 20, p. 79-182, 1991.
- BORGIO, M.; SILVA, S. M. Epífitos vasculares em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, Curitiba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 3, p. 391-401, 2003.
- BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; GESSNER, M. O.; et al. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. **Ecology Letters**, Oxford, v. 14, n. 3, p. 289-294, 2011.
- BRADFORD, M. A.; BERG, B.; MAYNARD, D. S.; WIEDER, W. R.; WOOD, S. A. Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 104, n. 1, p. 229-238, 2016.
- BRAVO, F.; JANDL, R.; LEMAY, V.; GADOW, K. Introduction. In: BRAVO, F.; LEMAY, V.; JANDL, R. (Eds.). **Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change**. 2 ed. Cham: Springer, 2017a. pp. 03-14.
- BRAVO, F.; RÍO, M.; BRAVO-OVIEDO, A.; RUIZ-PEINADO, R.; PESO, C.; MONTERO, G. Forest Carbon Sequestration: The Impact of Forest Management. In: BRAVO, F.; LEMAY, V.; JANDL, R. (Eds.). **Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change**. 2 ed. Cham: Springer, 2017b. pp. 251-276.
- BREARS, R. C. **Nature-based Solutions to 21<sup>st</sup> century challenges**. New York: Routledge, 2020. 620 p.
- BURGIEL, S. W.; MUIR, A. A. **Invasive Species, Climate Change and Ecosystem-Based Adaptation**: Addressing Multiple Drivers of Global Change. Washington and Nairobi: Global Invasive Species Programme (GISP), 2010. 55 p.

- BUSTAMANTE, M. M. C.; ROITMAN, I.; AIDE, T. M.; et al. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, Oxford, v. 22, p. 92-109, 2016.
- CALDEIRA, M. V. W.; MARQUES, R.; SOARES, R. V.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. **Revista Acadêmica Ciência Animal**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.
- CALLIARI, E.; STACCIONE, A.; MYSIAK, J. An assessment framework for climate-proof nature-based solutions. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 656, p. 691-700, 2019. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.341
- CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPÍNDULA JÚNIOR, A. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de Floresta Atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 131-138, 2009.
- CAMERON, D. R.; MARVIN, D. C.; REMUCAL, J. M.; PASSERO, M. C. Ecosystem management and land conservation can substantially contribute to California's climate mitigation goals. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 114, n. 48, p. 12833-12838, 2017.
- CARVALHO, H. C. S.; FERREIRA, J. L. S.; CALIL, F. N.; SILVA-NETO, C. M. Estoque de nutrientes na serapilheira acumulada em quatro tipos de vegetação no Cerrado em Goiás, Brasil. **Ecologia e Nutrição Florestal**, Santa Maria, v. 7, n. 6, p. 1-11, 2019.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Vol. 2. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 627 p.
- CASAS, J. J.; LARRAÑAGA, A.; MENÉNDEZ, M.; et al. Leaf litter decomposition of native and introduced tree species of contrasting quality in headwater streams: How does the regional setting matter? **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 458-460, p. 197-208, 2013. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.004
- CASTELLANO, M. J.; MUELLER, K. E.; OLK, D. C.; SAWYER, J. E.; SIX, J. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. **Global Change Biology**, Oxford, v. 21, n. 9, p. 3200-3209, 2015.
- CASTELNOU, A. M. N. Parques urbanos de Curitiba: de espaços de lazer a objetos de consumo. **Cadernos de Arquitetura e Urbanismo**, Belo Horizonte, v. 13, n. 14, p. 53-73, 2006.
- CAVENDER, N.; DONNELLY, G. Intersecting urban forestry and botanical gardens to address big challenges for healthier trees, people, and cities. **Plants, People, Planet**, Hoboken, v. 1, p. 315-322, 2019.
- CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS (CGEE). **Políticas e soluções para cidades sustentáveis: Soluções baseadas na Natureza (SbN)**. Resumo Executivo. Brasília: CGEE, 2022. 38 p.

CHAPIN, F. S.; TORN, M. S.; TATENO, M. Principles of Ecosystem Sustainability. **The American Naturalist**, Chicago, v. 148, n. 6, p. 1016-1037, 1996.

CHAPIN; F. S.; MATSON; P. A.; VITOUSEK, P. M. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. 2<sup>nd</sup> ed. New York: Springer, 2012. 536 p.

CHEN, G.; OZELKAN, E.; SINGH, K. K.; ZHOU, J.; BROWN, M. R.; MEENTEMEYER, R. K. Uncertainties in mapping forest carbon in urban ecosystems. **Journal of Environmental Management**, London, v. 187, p. 229-238, 2017. doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.062

CHEN, W. Y. The role of urban green infrastructure in offsetting carbon emissions in 35 major Chinese cities: A nationwide estimate. **Cities**, Amsterdam, v. 44, p. 112-120, 2015. doi.org/10.1016/j.cities.2015.01.005

CLIMATE ACTION RESERVE (CAR). **Urban Forest Management** – Project Protocol. Los Angeles: Climate Action Reserve, 2019. 45 p.

CLIMATE POLICY INITIATIVE (CPI). **Global Landscape of Climate Finance 2021**. San Francisco: Climate Policy Initiative, 2021. 55 p.

COHEN-SHACHAM, E.; ANDRADE, A.; DALTON, J.; et al. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. **Environmental Science and Policy**, Exeter, v. 98, p. 20-29, 2019. doi.org/10.1016/j.envsci.2019.04.014

COHEN-SHACHAM, E.; WALTERS, G.; JANZEN, C.; MAGINNIS, S. **Nature-based Solutions to address global societal challenges**. Gland: International Union for Conservation of Nature (IUCN), 2016. 114 p.

CONTI, G.; DÍAZ, S. Plant functional diversity and carbon storage - an empirical test in semi-arid forest ecosystems. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 101, n. 1, p. 18-28, 2013.

CONWAY, T. M.; BOURNE, K. S. A comparison of neighborhood characteristics related to canopy cover, stem density and species richness in an urban forest. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 113, p. 10-18, 2013. doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.01.005

CORBIN, J. D.; D'ANTONIO, C. M. Gone but Not Forgotten? Invasive Plants' Legacies on Community and Ecosystem Properties. **Invasive Plant Science and Management**, Lawrence, v. 5, n. 1, p. 117-124, 2012.

COSTALONGA, S. A.; BATITUCCI, M. C. P. Avaliação alelopática e fitoquímica de *Artocarpus heterophyllus* Lam e *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl., duas espécies invasoras presentes em unidades de conservação do Espírito Santo, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 6, n. 8, p. 56486-56505, 2020.

CROWTHER, T. W.; THOMAS, S. M.; MAYNARD, D. S.; BALDRIAN, P.; COVEY, K.; FREY, S. D.; VAN DIEPEN, L. T. A.; BRADFORD, M. A. Biotic interactions mediate soil microbial feedbacks to climate change. **PNAS**, Oxford, v. 112, n. 22, p. 7033-7038, 2015.

ČUDA, J.; VÍTKOVÁ, M.; ALBRECHTOVÁ, M.; GUO, W. Y.; BARNEY, J. N.; PYŠEK, P. Invasive herb *Impatiens glandulifera* has minimal impact on multiple components of temperate forest ecosystem function. **Biological Invasions**, Berlin, v. 19, n. 10, p. 3051-3066, 2017. doi.org/ 10.1007/s10530-017-1508-z

CURITIBA. **Bosque Gutierrez**. 2015. Disponível em: <<https://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/bosque-gutierrez/273>>. Acesso em 16 fev. 2020.

CURITIBA. **Decreto nº 529/1986**. Declara de utilidade pública para fins de desapropriação, área de propriedade de diversos. 1986. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/pr/c/curitiba/decreto/1986/52/529/decreto-n-529-1986-declara-de-utilidade-publica-para-fins-de-desapropriacao-area-de-propriedade-de-diversos>>. Acesso em 16 fev. 2020.

CURITIBA. **Decreto nº 252/1994**. Dispõe sobre a homologação da criação dos Parques, Bosques, Passeio Público e Jardim Botânico de Curitiba. 1994. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/pr/c/curitiba/decreto/1994/26/252/decreto-n-252-1994-dispoe-sobre-a-homologacao-da-criacao-dos-parques-bosques-passeio-publico-e-jardim-botanico-de-curitiba>>. Acesso em 16 fev. 2020.

CURITIBA. **Decreto nº 473**. Estabelece a Lista Oficial de Espécies Florestais Exóticas Invasoras para o Município de Curitiba e dá outras providências. 2008. Disponível: <<https://mid.curitiba.pr.gov.br/2010/00086345.pdf>>. Acesso em 01 mai. 2020.

CURITIBA. **Decreto nº 1186**. Institui Fórum Curitiba sobre Mudanças Climáticas, seus membros e o Plano de Ação para o Município. 2009. Disponível em: <<https://mid.curitiba.pr.gov.br/2010/00086376.pdf>>. Acesso em 18 out. 2020.

CURITIBA. **Decreto nº 498**. Atualiza a composição do Fórum Curitiba sobre Mudanças do Clima e estabelece a estratégia do Município para as ações sobre a mudança do clima e resiliência. 2016. Disponível em: <<https://mid.curitiba.pr.gov.br/2016/00182809.pdf>>. Acesso em 18 out. 2020.

CURITIBA. **Diagnóstico regional** – Matriz. 2021a. Disponível em: <[https://www.ippuc.org.br/visualizar.php?doc=https://admsite2013.ippuc.org.br/arquivos/documentos/D496/D496\\_006\\_BR.pdf](https://www.ippuc.org.br/visualizar.php?doc=https://admsite2013.ippuc.org.br/arquivos/documentos/D496/D496_006_BR.pdf)>. Acesso em: 30 jul. 2021.

CURITIBA. **Diagnóstico regional** – Santa Felicidade. 2021b. Disponível em: <[https://www.ippuc.org.br/visualizar.php?doc=https://admsite2013.ippuc.org.br/arquivos/documentos/D496/D496\\_009\\_BR.pdf](https://www.ippuc.org.br/visualizar.php?doc=https://admsite2013.ippuc.org.br/arquivos/documentos/D496/D496_009_BR.pdf)>. Acesso em: 30 jul. 2021.

CURITIBA. **Geomorfologia**. 2017a. Disponível em: <<https://mid.curitiba.pr.gov.br/2017/00214142.pdf>>. Acesso em: 29 abr. 2021.

CURITIBA. **Hidrografia**. 2017b. Disponível em: <<https://mid.curitiba.pr.gov.br/2017/00214179.pdf>>. Acesso em: 29 abr. 2021.

CURITIBA. **Inventário de emissões de Gases de Efeito Estufa da cidade de Curitiba** – ano-base 2016. 2019a. Disponível em: <<https://mid.curitiba.pr.gov.br/2019/00284780.pdf>>. Acesso em: 04 dez. 2019.

CURITIBA. **Lei nº 15.511, de 10 de outubro de 2019**. Dispõe sobre o zoneamento, uso e ocupação do solo no Município de Curitiba e dá outras providências. 2019b. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/pr/c/curitiba/lei-ordinaria/2019/1551/15511/lei-ordinaria-n-15511-2019-dispoe-sobre-o-zoneamento-uso-e-ocupacao-do-solo-no-municipio-de-curitiba-e-da-outras-providencias>>. Acesso em 16 fev. 2020.

CURITIBA. **Plano Municipal de Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas – PlanClima**. 2020. Disponível em: <<https://mid.curitiba.pr.gov.br/2020/00306556.pdf>>. Acesso em 12 fev. 2021.

DASONIE, D. **Climate** – Causes and effects of climate change. New York: Chelsea House, 2008. 216 p.

DAVID, A. A. J.; BOURA, A.; LATA, J. C.; RANKOVIC, A.; KRAEPIEL, Y.; CHARLOT, C.; BAROT, S.; ABBADIE, L.; NGAO, J. Street trees in Paris are sensitive to spring and autumn precipitation and recent climate changes. **Urban Ecosystems**, London, v. 21, n. 1, p. 133-145, 2018.

DAVIES, Z. G.; DALLIMER, M.; EDMONDSON, J. L.; LEAKE, J. R.; GASTON, K. J. Identifying potential sources of variability between vegetation carbon storage estimates for urban areas. **Environmental Pollution**, Barking, v. 183, p. 133-142, 2013. doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.005

DAWSON, B.; SPANNAGLE, M. **The complete guide to climate change**. New York: Routledge, 2009. 448 p.

DEL PINO, D. P.; BORELLI, S.; PAULEIT, S. Nature-Based Solutions in Latin American Cities: A Stakeholder Perspective. In: BREARS, R. C. (Ed.). **The Palgrave Handbook of Climate Resilient Societies**. Cham: Palgrave Macmillan, 2020. pp. 01-28.

DENIS, D. J. **Applied univariate, bivariate, and multivariate statistics**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2016. 757 p.

DHYANI, S.; KARKI, M.; GUPTA, A. K. Opportunities and Advances to Mainstream Nature-Based Solutions in Disaster Risk Management and Climate Strategy. In: DHYANI, S.; GUPTA, A. K.; KARKI, M. (Eds.). **Nature-based Solutions for Resilient Ecosystems and Societies**. Singapore: Springer Nature, 2020. pp. 01-28.

DIAS, M. A.; PAULA, E. V. Mapeamento de Antropossolos: estudo de caso no bairro Santa Felicidade (Curitiba/Paraná). **RA'EGA – O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 44, p. 212-230, 2018. doi.org/10.5380/raega

DIDION, M.; REPO, A.; LISKI, J.; FORSIUS, M.; BIERBAUMER, M. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags — A field study and model application. **Forests**, Basel, v. 7, n. 167, 2016.

DINIZ, A. R.; MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. D. C.; MENEZES, C. E. G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 10, n. 3, p. 443-451, 2015.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, Lavras, v. 18, p. 75-86, 2012.

DOBBS, C.; ESCOBEDO, F. J.; ZIPPERER, W. C. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 99, n. 3-4, p. 196-206, 2011. doi.org/10.1016/j.landurbplan. 2010. 11.004

DU, J.; NIU, J.; GAO, Z.; CHEN, X.; ZHANG, L.; LI, X.; DOORN, N. S.; LUO, Z.; ZHU, Z. Effects of rainfall intensity and slope on interception and precipitation partitioning by forest litter layer. **Catena**, Amsterdam, v. 172, p. 711-718, 2019. doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.036

DUBOC, O.; ZEHETNER, F.; DJUKIC, I.; TATZBER, M.; BERGER, T. W.; GERZABEK, M. H. Decomposition of European beech and Black pine foliar litter along an Alpine elevation gradient: Mass loss and molecular characteristics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 189-190, p. 522-531, 2012. doi.org/10.1016/j.geoderma. 2012.06.018

DYDERSKI, M. K.; JAGODZIŃSKI, A. M. Impact of invasive tree species on natural regeneration species composition, diversity, and density. **Forests**, Basel, v. 11, n. 4, p. 1-20, 2020.

EGGERMONT, H.; BALIAN, E.; AZEVEDO, J. M. N.; et al. Nature-based Solutions: New Influence for Environmental Management and Research in Europe Nature-based Solutions, an Emerging Term. **Gaia**, Munich, v. 24, n. 4, p. 243–248, 2015.

EHRENFELD, J. G. Ecosystem consequences of biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 41, p. 59-80, 2010.

EISENBERG, B.; POLCHER, V. **Nature Based Solutions** – Technical Handbook. Stuttgart: UNaLab, 2019. 137 p.

ELMQVIST, T.; SETÄLÄ, H.; HANDEL, S. N.; PLOEG, S.; ARONSON, J.; BLIGNAUT, J. N.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; NOWAK, D. J.; KRONENBERG, J.; GROOT, R. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Maryland Heights, v. 14, p. 101-108, 2015.

EMILSSON, T.; SANG, A. O. Impacts of Climate Change on Urban Areas and Nature-Based Solutions for Adaptation. In: KABISCH, N.; KORN, H.; STADLER, J.; BONN, A. (Eds.). **Nature-based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas** – Linkages between Science, Policy and Practice. Cham: Springer, 2017. p. 15-28.

EPPLÉ, C.; RANGEL, S. G.; JENKINS, M.; GUTH, M. **Managing ecosystems in the context of climate change mitigation**: a review of current knowledge and recommendations to support ecosystem-based mitigation actions that look beyond terrestrial forests. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2016. 55 p.

ESCOBEDO, F. J.; KROEGER, T.; WAGNER, J. E. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. **Environmental Pollution**, Barking, v. 159, n. 8-9, p. 2078-2087, 2011. doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010

ESCOBEDO, F. J.; VARELA, S.; ZHAO, M.; WAGNER, J. E.; ZIPPERER, W. Analyzing the efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon emissions from cities. **Environmental Science and Policy**, Exeter, v. 13, n. 5, p. 362-372, 2010. doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.009

EUROPEAN SPATIAL AGENCY (ESA). **Copernicus Service catalogue**: Climate Change. Disponível em: <<https://www.copernicus.eu/pt-pt/node/11854>>. Acesso em 09 ago. 2022.

FAIVRE, N.; FRITZ, M.; FREITAS, T.; BOISSEZON, B.; VANDEWOESTIJNE, S. Nature-Based Solutions in the EU: Innovating with nature to address social, economic and environmental challenges. **Environmental Research**, New York, v. 159, p. 509-518, 2017.

FAJARDO, A.; GUNDALE, M. J. Canopy cover type, and not fine-scale resource availability, explains native and exotic species richness in a landscape affected by anthropogenic fires and posterior land-use change. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 20, n. 2, p. 385-398, 2018.

FAN, P.; OUYANG, Z.; BASNOU, C.; PINO, J.; PARK, H.; CHEN, J. Nature-based solutions for urban landscapes under post-industrialization and globalization: Barcelona versus Shanghai. **Environmental Research**, New York, v. 156, p. 272-283, 2017. doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.043

FARIAS, A. R.; MINGOTI, R.; VALLE, L. B.; SPADOTTO, C. A.; LOVISI FILHO, E. **Identificação, mapeamento e quantificação das áreas urbanas do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas, 2017.

FAUSET, S.; JOHNSON, M. O.; GLOOR, M.; et al. Hyperdominance in Amazonian Forest carbon cycling. **Nature Communications**, London, v. 6, p. 1-9, 2015.

FEI, S.; PHILLIPS, J.; SHOUSE, M. Biogeomorphic impacts of invasive species. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 45, p. 69-87, 2014.

FELFILI, J. M.; ROITMAN, I.; MEDEIROS, M. M.; SANCHEZ, M. Procedimentos e métodos de amostragem de Vegetação. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil**: Métodos e estudos de casos. Viçosa: Editora UFV, 2015. v. 2. p. 86-121.

FERNANDEZ, R. D.; CEBALLOS, S. J.; ARAGÓN, R.; MALIZIA, A.; MONTTI, L.; WHITWORTH-HULSE, J. I.; CASTRO-DÍEZ, P.; GRAU, H. R. A global review of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) invasion. **The Botanical Review**, Berlin, v. 86, n. 2, p. 93-118, 2020.

FERREIRA, M. L.; ANDRADE, N. G. V.; COSTA, M. C. L. D.; ARAUJO, D. M.; CÔRTEZ, P. L.; QUARESMA, C. C.; CONTI, D. M.; CAMARGO, P. B. Soil fertility

and litterfall assessment in a peri-urban forest of São Paulo, SP: understanding for urban green areas management. **Holos**, Natal, v. 3, n. 1-16, 2019.

FERREIRA, M. L.; RIBEIRO, A. P.; ALBUQUERQUE, C. R.; FERREIRA, A. P. D. N. L.; FIGUEIRA, R. C. L.; LAFORTEZZA, R. Air contaminants and litter fall decomposition in urban forest areas: The case of São Paulo-SP, Brazil. **Environmental Research**, New York, 155, 314-320, 2017.

FERREIRA, R. L. C.; LIRA JUNIOR, M. A.; ROCHA, M. S.; SANTOS, M. V. F.; LIRA, M. A.; BARRETO, L. P. Deposição e acúmulo de matéria seca e nutrientes em serapilheira em um bosque de sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.). **Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 7-12, 2007.

FINK, H. S. Human-Nature for Climate Action: Nature-Based Solutions for Urban Sustainability. **Sustainability**, Basel, v. 8, n. 254, p. 1-21, 2016.

FINOTTI, R.; SOUSA I.; BARROS H. S.; CERQUEIRA R.; GARAY, I. Comparação da densidade e área basal dos Indivíduos arbóreos entre dois fragmentos florestais na Bacia do Rio Guapiaçu (cachoeiras de Macacu e Guapi-Mirim – RJ). **Anais... VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL**, 23 a 28 de setembro de 2007, Caxambu, MG, 2007.

FISCHER, L. K.; LIPPE, M.; RILLIG, M. C.; KOWARIK, I. Creating novel urban grasslands by reintroducing native species in wasteland vegetation. **Biological Conservation**, Barking, v. 159, p. 119-126, 2013. doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.028

FLOWER, C. E.; KNIGHT, K. S.; GONZALEZ-MELER, M. A. Impacts of the emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire) induced ash (*Fraxinus* spp.) mortality on forest carbon cycling and successional dynamics in the eastern United States. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 15, n. 4, p. 931-944, 2012.

FONTANA, L. E.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) invasion in the riparian zone alters the dynamics and decomposition of organic matter in subtropical streams, but not of associated invertebrate assemblages. **Limnology**, Tokyo, v. 23, n. 2, p. 365-373, 2022. doi.org/10.1007/s10201-021-00695-7

FRANTZESKAKI, N. Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. **Environmental Science and Policy**, Exeter, v. 93, p. 101-111, 2019. doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.033

FREIRE, G. A. P.; SOUZA, R. D. S.; VENTURA, D. J.; BRITO, Y. D.; FOTOPOULOS, I. G. Análise espacial de serapilheira foliar em parcela permanente, Amazônia Ocidental, Rondônia: comparação de diferentes métodos. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, Rolim de Moura, v. 7, n. 2, p. 41-47, 2018.

FRESCHET, T.; CORNWELL, W. K.; WARDLE, D. A.; et al. Linking litter decomposition of above- and below-ground organs to plant – soil feedbacks worldwide. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 101, n. 4, p. 943-952. 2013.

FRIEDLINGSTEIN, P.; JONES, M. W.; O'SULLIVAN, M.; ANDREW, R. M.; BAKKER, D. C.; HAUCK, J.; et al. Global carbon budget 2021. **Earth System Science Data**, Katlenberg-Lindau, v. 14, n. 4, p. 1917-2005, 2022.

GAERTNER, M.; WILSON, J. R. U.; CADOTTE, M. W.; MACIVOR, J. S.; ZENNI, R. D.; RICHARDSON, D. M. Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 19, n. 12, p. 3461-3469, 2017.

GAGGINI, L.; RUSTERHOLZ, H.; BAUR, B. Settlements as a source for the spread of non-native plants into Central European suburban forests. **Acta Oecologica**, Montrouge, v. 79, p. 18-25, 2017. doi.org/10.1016/j.actao.2016.12.008

GARCIA-PALACIOS, P.; PRIETO, I.; OURCIVAL, J. M.; HÄTTENSCHWILER, S. Disentangling the litter quality and soil microbial contribution to leaf and fine root litter decomposition responses to reduced rainfall. **Ecosystems**, New York, v. 19, p. 490-503, 2016a.

GARCIA-PALACIOS, P.; SHAW, E. A.; WALL, D. H.; HÄTTENSCHWILER, S. Temporal dynamics of biotic and abiotic drivers of litter decomposition. **Ecology Letters**, Oxford, v. 19, p. 554-563, 2016b.

GAVAZOV, K. S. Dynamics of alpine plant litter decomposition in a changing climate. **Plant Soil**, The Hague, v. 337, p. 19-32, 2010.

GEISLER, H. J. **Análise de critérios para localização de áreas verdes urbanas de Curitiba-PR estudo de caso**: Bosque do Papa e Parque Barigüi. 305f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

GILBERT, B.; LEVINE, J. M. Plant invasions and extinction debts. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 110, n. 5, p. 1744-1749, 2013.

GODINHO, T. O.; CALDEIRA, M. V. W.; CALIMAN, J. P.; PREZOTTI, L. C.; WATZLAWICK, L. F.; AZEVEDO, H. C. A.; ROCHA, J. H. T. Biomassa, macronutrientes e carbono orgânico na serapilheira depositada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 97, p. 131-144, 2013.

GODINHO, T. O.; CALDEIRA, M. V. W.; ROCHA, J. H. T.; CALIMAN, J. P.; TRAZZI, P. A. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Cerne**, Lavras, v. 20, n. 1, p. 11-20, 2014.

GONG, J.; ZHU, C.; YANG, L.; YANG, B.; WANG, B.; BAOYIN, T.; LIU, M.; ZHANG, Z.; SHI, J. Effects of nitrogen addition on above-and belowground litter decomposition and nutrient dynamics in the litter-soil continuum in the temperate steppe of Inner Mongolia, China. **Journal of Arid Environments**, London, v. 172, p. 1-11, 2020. doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104036

- GONZÁLEZ-MORENO, P.; PINO, J.; GASSÓ, N.; VILÀ, M. Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 15, n. 3, p. 547-557, 2013.
- GRAÇA, M. A. S.; POQUET, J. M. Do climate and soil influence phenotypic variability in leaf litter, microbial decomposition and shredder consumption? **Oecologia**, Berlin, v. 174, p. 1021-1032, 2014.
- GRASSI, G.; HOUSE, J.; DENTENER, F.; FEDERICI, S.; ELZEN, M.; PENMAN, J. The key role of forests in meeting climate targets requires science for credible mitigation. **Nature Climate Change**, London, v. 7, n. 3, p. 220-226, 2017.
- GRATANI, L.; VARONE, L.; BONITO, A. Carbon sequestration of four urban parks in Rome. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 19, p. 184-193, 2016. doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.007
- GRISCOM, B. W.; ADAMS, J.; ELLIS, P. W.; et al. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 114, n. 44, p. 11645-11650, 2017.
- GRISE, M. M.; BIONDI, D.; ARAKI, H. Índices espaciais da floresta urbana de Curitiba-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 13, n. 4, p. 1-14, 2019.
- GUEDES, S. P. L. C.; ISSBERNER, G. E. O Memorial de Imigração Polonesa em Curitiba: dinâmicas culturais e interesses políticos no âmbito memorialista. **Anais do Museu Paulista: História e Cultura Material**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 427-455, 2017. doi.org/10.1590/1982-02672017v25n011
- HAMBERG, L.; LEHVÄVIRTA, S.; KOTZE, D. J. Forest edge structure as a shaping factor of understorey vegetation in urban forests in Finland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 2, p. 712-722, 2009.
- HAMBERG, L.; LEHVÄVIRTA, S.; MINNA, M. L.; RITA, H.; KOTZE, D. J. The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. **Applied Vegetation Science**, Bethesda, v. 11, n. 1, p. 83-98, 2008.
- HAQ, S. M.; CALIXTO, E. S.; KUMAR, M. Assessing Biodiversity and Productivity over a Small-scale Gradient in the Protected Forests of Indian Western Himalayas Assessing Biodiversity and Productivity over a Small-scale. **Journal of Sustainable Forestry**, Tsukuba, v. 40, n. 7, p. 1-20, 2020. doi.org/10.1080/10549811.2020.1803918
- HARMON, M. E.; FRANKLIN, J. F.; SWANSON, F. J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S. V.; LATTIN, J. D.; ANDERSON, N. H.; CLINE, S. P.; AUMEN, N. G.; SEDELL, J. R.; LIENKAEMPER, G. W.; CROMACK, K.; CUMMINS, K. W. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. **Advances in Ecological Research**, London, v. 15, p.131-302, 1986.
- HEINRICHS, S.; PAUCHARD, A. Struggling to maintain native plant diversity in a peri-urban reserve surrounded by a highly anthropogenic matrix. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 24, n. 11, p. 2769-2788, 2015.

HERZOG, C. P.; ROZADO, C. A. **Diálogo Setorial UE-Brasil sobre soluções baseadas na natureza** – Contribuição para um roteiro brasileiro de soluções baseadas na natureza para cidades resilientes. Luxemburgo: Serviço das Publicações da União Europeia, 2020. 135 p.

HIGA, R. C. V.; CARDOSO, D. J.; ANDRADE, G. C.; ZANATTA, J. A.; ROSSI, L. M. B.; PULROLNIK, K.; NICODEMO, M. L. F.; GARRASTAZU, M. C.; VASCONCELOS, S. S.; SALIS, S. M. **Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal**. Colombo: Embrapa Florestas, 2014. 89 p.

HODGMAN, T.; MUNGER, J.; HALL, J. S.; ASHTON, M. S. Managing Afforestation and Reforestation for Carbon Sequestration: Considerations for Land Managers and Policy Makers. In: ASHTON, M. S.; TYRRELL, M. L.; SPALDING, S.; GENTRY, B. (Eds.). **Managing Forest Carbon in a Changing Climate**. Cham: Springer, 2012. pp. 227-256.

HORN, J.; ESCOBEDO, F. J.; HINKLE, R.; HOSTETLER, M.; TIMILSINA, N. The Role of Composition, Invasives, and Maintenance Emissions on Urban Forest Carbon Stocks. **Environmental Management**, Cham, v. 55, p. 431-442, 2015.

HOUGHTON, R. A. Balancing the Global Carbon Budget. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, Palo Alto, v. 35, p. 313-347, 2007.

HOYOS, L. E.; GAVIER-PIZARRO, G. I.; KUEMMERLE, T.; BUCHER, E. H.; RADELOFF, V. C.; TECCO, P. A. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 12, n. 9, p. 3261-3275, 2010.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Atlas Climático do Paraná**. Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, 2019. 210 p.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT). **Parque Estadual João Paulo II (PEJP)**. 2021. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Parque-Estadual-Joao-Paulo-II-PEJP>>. Acesso em 27 fev. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Curitiba**. 2022. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/curitiba/panorama>>. Acesso em 27 jan. 2023.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Arquivo shapefile de pedologia**. Curitiba, 2017. Fornecido.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Dados geográficos**. 2022. Disponível em: <<https://ippuc.org.br/geodownloads/geo.htm>>. Acesso em: 11 jun. 2022.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Mapas – Zoneamento**. 2013. Disponível em: <[https://ippuc.org.br/visualizar.php?doc=http://admsite2013.ippuc.org.br/arquivos/documentos/D352/D352\\_010\\_BR.pdf](https://ippuc.org.br/visualizar.php?doc=http://admsite2013.ippuc.org.br/arquivos/documentos/D352/D352_010_BR.pdf)>. Acesso em 16 fev. 2020.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Marcos Geodésicos**. 2021. Disponível em: <<https://geoapp.ippuc.org.br/marcosgeodesicos/>>. Acesso em: 19 mar. 2021.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Nossa Curitiba**: perfil físico - territorial e socioeconômico da cidade de Curitiba, 2015. Curitiba: IPPUC, 2015. 36 p.

INSTITUTO HÓRUS. **Espécies** – *Hovenia dulcis*. 2022. Disponível em: <<https://bd.institutohorus.org.br/especies>>. Acesso em 04 mar. 2022a.

INSTITUTO HÓRUS. **Espécies** – *Ligustrum lucidum*. 2022. Disponível em: <<https://bd.institutohorus.org.br/especies>>. Acesso em 03 mar. 2022b.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2022**: Impacts, Adaptation and Vulnerability – Summary for Policymakers. IPCC WGII Sixth Assessment Report (AR6). Cambridge: Cambridge University Press, 2022a. 3676 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2022**: Mitigation of Climate Change – Summary for Policymakers. IPCC WGIII Sixth Assessment Report (AR6). Cambridge: Cambridge University Press, 2022b. 2913 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2021**: The Physical Science Basis – Summary for Policymakers. IPCC WGI Sixth Assessment Report (AR6). Cambridge: Cambridge University Press, 2021a. 3949 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **IPCC FACTSHEET** – What is the IPCC? 2021b. Disponível em: <[https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2021/07/AR6\\_FS\\_What\\_is\\_IPCC.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2021/07/AR6_FS_What_is_IPCC.pdf)>. Acesso em: 01 abr. 2022.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **El cambio climático y la tierra**: Informe especial del IPCC sobre el cambio climático, la desertificación, la degradación de las tierras, la gestión sostenible de las tierras, la seguridad alimentaria y los flujos de gases de efecto invernadero en los ecosistemas terrestres – Resumen para responsables de políticas. New York: Cambridge University Press, 2020. 40 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories** – Forest land. Kanagawa: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006. 46 p.

INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES (IPBES); INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change**. Geneva: IPBES, 2021. 256 p.

JENSEN, V. Decomposition of Angiosperm tree leaf litter. In: DICKINSON, C. H.; PUGH, G. J. F. **Biology of Plant Litter Decomposition**. Vol. 1. London: Academic Press, 1974. pp. 69-104.

JIANG, W.; DENG, Y.; TANG, Z.; LEI, X.; CHEN, Z. Modelling the potential impacts of urban ecosystem changes on carbon storage under different scenarios by linking the CLUE-S and the InVEST models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 345, p. 30-40, 2017. doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.12.002

JOHNSON, L. R.; JOHNSON, M. L.; ARONSON, M. F. J.; et al. Conceptualizing social-ecological drivers of change in urban forest patches. **Urban Ecosystems**, London, v. 24, n. 4, p. 633-648, 2020.

JONES, G. L.; SCULLION, J.; WORGAN, H.; GWYNN-JONES, D. Litter of the invasive shrub *Rhododendron ponticum* (Ericaceae) modifies the decomposition rate of native UK woodland litter. **Ecological Indicators**, New York, v. 107, p. 1-9, 2019. doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105597

KABISCH, N.; FRANTZESKAKI, N.; HANSEN, R. Principles for urban Nature-based Solutions. **Ambio**, Stockholm, v. 51, p. 1-14, 2022.

KABISCH, N.; FRANTZESKAKI, N.; PAULEIT, S.; et al. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. **Ecology and Society**, Ottawa, v. 21, n. 2, 2016.

KABISCH, N.; VAN DEN BOSCH, M.; LAFORTEZZA, R. The health benefits of nature-based solutions to urbanization challenges for children and the elderly – a systematic review. **Environmental Research**, New York, v. 159, p. 362-373, 2017.

KANIESKI, M. R.; LONGHI, S. J.; NARVAES, I. S.; SOARES, P. R. C.; LONGHI-SANTOS, T.; CALLEGARO, R. M. Diversidade e padrões de distribuição espacial de espécies no estágio de regeneração natural em São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 2, n. 3, p. 509-518, 2012.

KARMAKAR, D.; GHOSH, T.; PADHY, P. K. Effects of air pollution on carbon sequestration potential in two tropical forests of West Bengal, India. **Ecological Indicators**, New York, v. 98, p. 377-388, 2019. doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.014

KAUAI, F.; DALLA CORTE, A. P.; CYSNEIROS, V.; PELISSARI, A. L.; SANQUETTA, C. R. Evaluation of forest inventory processes in a forest under concession in the southwestern Brazilian Amazon. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 49, n. 2, p. 91-96, 2019. doi.org/10.1590/1809-4392201801331

KEESSTRA, S.; NUNES, J.; NOVARA, A.; FINGER, D.; AVELAR, D.; KALANTARI, Z.; CERDÀ, A. The superior effect of nature-based solutions in land management for enhancing ecosystem services. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 610, p. 997-1009, 2018. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077

KENDAL, D.; DOBBS, C.; LOHR, V. I. Global patterns of diversity in the urban forest: Is there evidence to support the rule? **Urban Forestry and Urban Greening**, Amsterdam, v. 13, n. 3, p. 411-417, 2014. doi.org/10.1016/j.ufug.2014.04.004

- KENNEY, W. A.; WASSENAER, P. J.; SATEL, A. L. Criteria and indicators for strategic urban forest planning and management. **Arboriculture & Urban Forestry**, Champaign, v. 37, n. 3, p. 108-117, 2011.
- KERSTEN, R.; BORGO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. Viçosa: Editora UFV, 2015. v. 2. p. 156-182.
- KHAMARI, A.; MANSINGH, A.; PRADHAN, A. Assessment of biodiversity and biomass carbon stock from an urban forest: A case study of Sambalpur university campus forest. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, Jaipur, v. 3, n. 1, p. 423-429, 2021.
- KIM, C.; KIM, S.; BAEK, G.; YANG, A. R. Carbon and nitrogen responses in litterfall and litter decomposition in red pine (*Pinus densiflora* S. et Z.) stands disturbed by pine wilt disease. **Forests**, Basel, v. 10, n. 244, p. 1-13, 2019.
- KLEIN, R. M.; HATSCHBACH, G. Fitofisionomia e notas sobre a vegetação para acompanhar a planta fitogeográfica do município de Curitiba e arredores (Paraná). **Boletim da Universidade do Paraná**, Curitiba, n. 4, 1962.
- KNAPP, S.; INGOLF, K.; STOLLE, J.; KLOTZ, S. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 12, p. 235-244, 2010.
- KOOCH, Y.; MOGHIMIAN, N.; WIRTH, S.; NOGHRE, N. Effects of grazing management on leaf litter decomposition and soil microbial activities in northern Iranian rangeland. **Geoderma**, Amsterdam, v. 361, p. 114100, 2020. doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114100
- KUMMER, L.; BARROS, Y. J.; ZANELLO, S. Teores de metais pesados e caracterização mineralógica dos solos do Cemitério Municipal do Boqueirão, Curitiba (PR). **HOLOS**, Natal, v. 5, p. 69-79, 2013.
- LAFORTEZZA, R.; CHEN, J.; VAN DEN BOSCH, C. K.; RANDRUP, T. B. Nature-based solutions for resilient landscapes and cities. **Environmental Research Journal**, Hauppauge, v. 165, p. 431-441, 2018.
- LAHR, E. C.; DUNN, R. R.; FRANK, S. D. Getting ahead of the curve: cities as surrogates for global change. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 285, p. 01-09, 2018.
- LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, London, v. 123, p. 1-22, 2004.
- LAMARQUE, P.; LAVOREL, S.; MOUCHET, M.; QUÉTIER, F. Plant trait-based models identify direct and indirect effects of climate change on bundles of grassland ecosystem services. **PNAS**, Oxford, v. 111, n. 38, p. 13751-13756, 2014.

LAPAIX, R.; HARPER, K.; FREEDMAN, B. Patterns of exotic plants in relation to anthropogenic edges within urban forest remnants. **Applied Vegetation Science**, Bethesda, v. 15, n. 4, p. 525-535, 2012.

LEMAY, V.; KURZ, W. A. Estimating Carbon Stocks and Stock Changes in Forests: Linking Models and Data Across Scales. In: BRAVO, F.; LEMAY, V.; JANDL, R. (Eds.). **Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change**. 2 ed. Cham: Springer, 2017. pp. 61-80.

LI, H.; WEI, Z.; HUANGFU, C.; CHEN, X.; YANG, D. Litter mixture dominated by leaf litter of the invasive species, *Flaveria bidentis*, accelerates decomposition and favors nitrogen release. **Journal of Plant Research**, Tokyo, v. 130, n. 1, p. 167-180, 2016.

LIMA, W. P. **Informações sobre controle de espécies invasoras** [Mensagem pessoal]. Mensagem recebida por: <allan.nunho@gmail.com>. 01 ago. 2022.

LIQUETE, C.; UDIAS, A.; CONTE, G.; GRIZZETTI, B.; MASI, F. Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits. **Ecosystem Services**, Amsterdam, v. 22, p. 392-401, 2016. doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.011

LIU, X.; TROGISCH, S.; HE, J. S.; et al. Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. **Proceedings of Biological Sciences**, London, v. 285, n. 1885, p. 01-09, 2018. doi.org/10.1098/rspb.2018.1240

LORENZ, K.; LAL, R. **Carbon Sequestration in Forest Ecosystems**. Dordrecht: Springer, 2010. 279 p.

LOYDI, A.; DONATH, T. W.; ECKSTEIN, R. L.; OTTE, A. Non-native species litter reduces germination and growth of resident forbs and grasses: allelopathic, osmotic or mechanical effects? **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 17, n. 2, p. 581-595, 2015.

LU, H. **Eco-Cities and Green Transport**. Amsterdam: Elsevier, 2020. 408 p.

LU, Y.; WANG, R.; ZHANG, Y.; SU, Y.; WANG, P.; JENKINS, A.; FERRIER, R. C.; BAILEY, M.; SQUIRE, G. Ecosystem health towards sustainability. **Ecosystem Health and Sustainability**, London, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2015.

LÜTTGE, U.; BUCKERIDGE, M. Trees: structure and function and the challenges of urbanization. **Trees - Structure and Function**, Berlin, p. 1-8, 2020. doi.org/10.1007/s00468-020-01964-1

MAAS, G. C. B. **Compartimentação do estoque de carbono em Floresta Ombrófila Mista**. 177f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 4. ed. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2017.

MACEDO, S. S.; SAKATA, F. G. **Parques urbanos no Brasil**. 3. ed. São Paulo: Edusp, 2010. 216 p.

MARTINEZ, M. M.; MEDRI, M. E. Alguns aspectos da anatomia-ecológica de *Persea americana* Mili (abacateiro) e interpretações fisio-ecológicas. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v. 6, n. 3, p. 140-146, 1985.

MCPHERSON, E. G.; XIAO, Q.; AGUARON, E. A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 120, p. 70-84, 2013. doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.005

MAČIULYTĖ, E.; DURIEUX, E. **Public Procurement of Nature-Based Solutions Addressing barriers to the procurement of urban NbS: case studies and recommendations**. Brussels: European Commission, 2020. 48 p.

MAES, J.; JACOBS, S. Nature-Based Solutions for Europe's Sustainable Development. **Conservation Letters**, Malden, v. 10, n. 1, p. 121-124, 2017.

MAKKONEN, M.; BERG, M. P.; HANDA, I. T.; HÄTTENSCHWILER, S.; VAN RUIJVEN, J.; VAN BODEGOM, P. M.; AERTS, R. Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient. **Ecology Letters**, Oxford, v. 15, n. 9, p. 1033-1041, 2012.

MAPBIOMAS. **Área urbanizada nos últimos 36 anos**: Destaques do mapeamento anual das áreas urbanizadas no Brasil entre 1985 a 2020. Projeto MapBiomass – Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra do Brasil – Coleção 6. 2021. Disponível em: <<https://mapbiomas.org>>. Acesso em 15 nov. 2021.

MARGULIS, S. **Mudanças do clima**: tudo o que você queria e não queria saber. Rio de Janeiro: Konrad Adenauer Stiftung, 2020. 180 p.

MARTÍN, E. G.; COSTA, M. M.; MÁÑEZ, K. S. An operationalized classification of Nature Based Solutions for water-related hazards: From theory to practice. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 167, 2020. doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106460

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M.; SANTOS-SILVA, J. C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v. 49, n. 4, p. 443-451, 2017.

MARTÍNEZ, J. G.; BOAS, I.; LENHART, J.; MOL, A. P. J. Revealing Curitiba's flawed sustainability: how discourse can prevent institutional change. **Habitat International**, Oxford, v. 53, p. 350-359, 2016. doi.org/10.1016/j.habitatint.2015.12.007

MARTINI, A.; BIONDI, D. Planejamento da Arborização Urbana. In: SOUZA, M. M. (Coord.). **Arborização urbana**: considerações sobre planejamento, implantação, manejo e gestão. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), 2022. pp. 101-160.

MAYNARD, D. S.; CROWTHER, T. W.; BRADFORD, M. A. Competitive network determines the direction of the diversity – function relationship. **PNAS**, Oxford, v. 114, n. 43, p. 11465-11469, 2017.

MELLIGER, R. L.; RUSTERHOLZ, H. P.; BAUR, B. Ecosystem functioning in cities: Combined effects of urbanization and forest size on early-stage leaf litter decomposition of european beech (*Fagus sylvatica* L.). **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 28, p. 88-96, 2017.

MENDONÇA, V. M. M.; SANTOS, G. L.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, C. E. G. Contribution of litter on different geomorphological conditions in the Atlantic Forest – state of Rio de Janeiro, Brazil. **Floresta**, Curitiba, v. 49, n. 3, p. 373-382, 2019.

MENSAH, S.; VELDTMAN, R.; ASSOGBADJO, A. E.; KAKAI, R. G.; SEIFERT, T. Tree species diversity promotes aboveground carbon storage through functional diversity and functional dominance. **Ecology and Evolution**, London, v. 6, n. 20, p. 7546-7557, 2016.

MEXIA, T.; VIEIRA, J.; PRÍNCIPE, A.; ANJOS, A. A.; SILVA, P.; LOPES, N.; FREITAS, C.; SANTOS-REIS, M.; CORREIA, O.; BRANQUINHO, C.; PINHO, P. Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. **Environmental Research**, New York, v. 160, p. 469-478, 2018. doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023

MIELKE, E. C. **Árvores exóticas invasoras em unidades de conservação de Curitiba, Paraná**: subsídios ao manejo e controle. 116f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

MILLWARD, A. A.; SABIR, S. Structure of a forested urban park: Implications for strategic management. **Journal of Environmental Management**, London, v. 91, n. 11, p. 2215-2224, 2010. doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.006

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES (MCTI). **Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília: MCTI, 2020a. 620 p.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES (MCTI). **Quarto relatório de atualização bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília: MCTI, 2020b. 112 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022**. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. 2022. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>>. Acesso em: 22 set. 2022.

MISSIO, F. D. F.; SILVA, A. C. D.; HIGUCHI, P., et al. Atributos funcionais de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages-SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, p. 215-224.

MIYAMURA, F. Z.; MANFRA, R.; FRANCO, G. A. D. C.; ESTEVES, R.; SOUZA, S. C. P. M.; IVANAUSKAS, N. M. Influência de espécies exóticas invasoras na regeneração natural de um fragmento florestal urbano. **Scientia Plena**, Aracaju, v. 15, n. 8, 2019.

- MOGNON, F.; DALLAGNOL, F. S.; SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; BARRETO, T. G. Uma década de dinâmica da fixação de carbono na biomassa arbórea em Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 153-164, 2013.
- MONTTI, L.; AYUP, M. M.; ARAGÓN, R.; QI, W.; RUAN, H.; FERNÁNDEZ, R.; CASERTANO, S. A.; ZOU, X. Herbivory and the success of *Ligustrum lucidum*: evidence from a comparison between native and novel ranges. **Australian Journal of Botany**, East Melbourne, v. 64, n. 3, p. 181-192, 2016.
- MORI, K.; CHRISTODOULOU, A. Review of sustainability indices and indicators: Towards a new City Sustainability Index (CSI). **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v. 32, n. 1, p. 94-106, 2012.
- MUÑOZ-VALLÉS, S.; CAMBROLLÉ, J.; FIGUEROA-LUQUE, E.; LUQUE, T.; NIELL, F. X.; FIGUEROA, M. E. An approach to the evaluation and management of natural carbon sinks: From plant species to urban green systems. **Urban Forestry and Urban Greening**, Amsterdam, v. 12, n. 4, p. 450-453, 2013.
- MUTTER, J. C. **Climate Change Science** – A primer for sustainable development. New York: Columbia University Press, 2020. 189 p.
- MYEONG, S.; NOWAK, D. J.; DUGGIN, M. J. A temporal analysis of urban forest carbon storage using remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 101, n. 2, p. 277-282, 2006.
- MYSCZAK, L. A.; PAULA, E. V. Aplicação da proposta de ordem dos Antropossolos no bairro do Ganchinho - Curitiba/PR. **Revista Brasileira de Cartografia**, Uberlândia, v. 69, n. 9, p. 1783-1798, 2017.
- NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). **Trends in Atmospheric Carbon Dioxide**. 2022. Disponível em: <<https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/global.html>>. Acesso em: 22 jan. 2023.
- NATURE-BASED SOLUTIONS POLICY PLATFORM (NBSPP). **Brazil**. 2021. Disponível em: <<https://www.nbspolicyplatform.org/your-nation/?country=280>>. Acesso em: 30 nov. 2021.
- NESSHÖVER, C.; ASSMUTH, T.; IRVINE, K. N.; RUSCH, G. M.; WAYLEN, K. A. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 579, p. 1215-1227, 2017. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106
- NITOSLAWSKI, S. A.; DUINKER, P. N.; BUSH, P. G. A review of drivers of tree diversity in suburban areas: Research needs for North American cities. **Environmental Reviews**, Ottawa, v. 24, n. 04, p. 471-483, 2016.
- NOGUEIRA, G. S.; SEGER, G. D.; BOEGER, M. R. T.; MUSCHNER, V. C. The phenology of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae): climatic niche conservatism as an important driver of species invasion in Araucaria forest. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 22, n. 10, p. 2975-2987, 2020.

NOWAK, D. J.; HIRABAYASHI, S.; DOYLE, M.; MCGOVERN, M.; PASHER, J. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. **Urban Forestry and Urban Greening**, Amsterdam, v. 29, p. 40-48, 2018. doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019

NOWAK, D. J.; STEVENS, J. C.; SISINNI, S. M.; LULEY, C. J. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. **Journal of Arboriculture**, Champaign, v. 28, p. 113-122, 2002.

NUNES, A. D. S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. D.; KILCA, R. D. V.; SILVA, M. A. F. D.; LARSEN, J. G. *Ligustrum lucidum* como uma espécie invasora oportunista em uma Floresta com Araucária no sul do Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 69, p. 351-362, 2018.

NUNEZ, S.; VERBOOM, J.; ALKEMADE, R. Assessing land-based mitigation implications for biodiversity. **Environmental Science and Policy**, Exeter, v. 106, p. 68-76, 2020. doi.org/10.1016/j.envsci.2020.01.006

O'DONOGHUE, A.; SHACKLETON, C. M. Current and potential carbon stocks of trees in urban parking lots in towns of the Eastern Cape, South Africa. **Urban Forestry and Urban Greening**, Amsterdam, v. 12, n. 4, p. 443-449, 2013. doi.org/10.1016/j.ufug.2013.07.001

OGDEN, L. A.; AOKI, C.; GROVE, J. M.; SONTI, N. F.; HALL, W.; LOCKE, D.; PICKETT, S. T. A.; AVINS, M.; LAUTAR, K.; LAGROSA, J. Forest ethnography: An approach to study the environmental history and political ecology of urban forests. **Urban Ecosystems**, London, v. 22, n. 1, p. 49-63, 2018.

OLIVEIRA, U. A.; RODRIGUES, A. S. CARDOSO, E. S.; ROSSI, A. A. B. Efeito alelopático de extratos aquosos de *Persea americana* Mill. sobre a germinação e desenvolvimento inicial de *Lactuca sativa* L. **Ensaios e Ciência: Ciência Biológicas, Agrárias e da Saúde**, Belo Horizonte, v. 22, n. 3, p. 148-151, 2018.

ORDÓÑEZ, C.; DUINKER, P. N. Assessing the vulnerability of urban forests to climate change. **Environmental Reviews**, Ottawa, v. 22, n. 3, p. 311-321, 2014.

OSAKO, L. K.; BRITO, L.; SILVA, P. A. Árvores de florestas urbanas: uma ótica ecológica para uma gestão promotora e mantenedora da biodiversidade na cidade. **Research, Society and Development**, Vargem Grande Paulista, v. 11, n. 1, p. 01-16, 2022.

PANNO, A.; CARRUS, G.; LAFORTEZZA, R.; MARIANI, L.; SANESI, G. Nature-based solutions to promote human resilience and wellbeing in cities during increasingly hot summers. **Environmental Research**, New York, v. 159, p. 249-256, 2017.

PARANÁ. **Decreto nº 8.299, de 8 de maio de 1986**. Dispõe sobre a criação do Parque Estadual Papa João Paulo II e adota outras providências. Curitiba, PR, Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Lei/1986/lei\\_8299\\_1986\\_parqueestadualjoaopauloii\\_pr.pdf](http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Lei/1986/lei_8299_1986_parqueestadualjoaopauloii_pr.pdf)>. Acesso em: 16 fev. 2020.

PARANÁ. **Portaria nº 059, de 15 de abril de 2015**. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná. 2015. Disponível em: [http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Lista\\_invasoras\\_PR\\_corrigida\\_set\\_2015.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Lista_invasoras_PR_corrigida_set_2015.pdf). Acesso em: 16 fev. 2020.

PARSONS, S. A.; CONGDON, R. A.; LAWLER, I. R. Determinants of the pathways of litter chemical decomposition in a tropical region. **New Phytologist**, London, v. 1, p. 873-882, 2014.

PATHAK, R.; NEGI, V. S.; RAWAL, R. S.; BHATT, I. D. Alien plant invasion in the Indian Himalayan Region: state of knowledge and research priorities. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 28, n. 12, p. 3073-3102, 2019. doi.org/10.1007/s10531-019-01829-1

PATIL, M.; KUMAR, A.; KUMAR, P.; CHEEMA, N. K.; KAUR, R.; BHATTI, R.; SINGH, A. N. Comparative litter decomposability traits of selected native and exotic woody species from an urban environment of north-western Siwalik region, India. **Scientific Reports**, London, v. 10, n. 1, p. 1-15, 2020a. doi.org/10.1038/s41598-020-64576-2

PATIL, M.; KUMAR, A.; KUMAR, P.; SINGH, A. N. Litter decomposability traits and their linkage with the cycling of nutrients in the forest ecosystems under the lens of climate change: a conceptual overview. **Advances in Zoology and Botany**, London, v. 8, n. 3, p. 269-277, 2020b.

PAULA, M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic Forest: The role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, Menlo Park, v. 4, n. 3, p. 349-358, 2011.

PELTZER, D. A.; ALLEN, R. B.; LOVETT, G. M.; WHITEHEAD, D.; WARDLE, D. A. Effects of biological invasions on forest carbon sequestration. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 2, p. 732-746, 2010.

POTGIETER, L. J.; GAERTNER, M.; O'FARRELL, P. J.; RICHARDSON, D. M. Perceptions of impact: Invasive alien plants in the urban environment. **Journal of Environmental Management**, Berlin, v. 229, p. 76-87, 2019. doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.080

POWELL, P. A.; ARÁOZ, E. Biological and environmental effects on fine-scale seed dispersal of an invasive tree in a secondary subtropical forest. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 20, n. 2, p. 461-473, 2017.

PREGITZER, C. C.; CHARLOP-POWERS, S.; BIBBO, S.; FORGIONE, H. M.; GUNTHER, B.; HALLETT, R. A.; BRADFORD, M. A. A city-scale assessment reveals that native forest types and overstory species dominate New York City forests. **Ecological Applications**, Washington, v. 29, n. 1, p. 01-11, 2018.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Invasive species, environmental change and management, and health. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 35, p. 25-55, 2010.

QIN, Q.; WANG, H.; LI, X.; XIE, Y.; LEI, X.; ZHENG, Y.; YANG, D.; WANG, F. Spatial heterogeneity and affecting factors of litter organic carbon and total nitrogen over natural spruce-fir mixed forests in northeastern China. **Catena**, Amsterdam, v. 174, p. 293-300, 2019. doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.020

QUERINO, C. A. S.; VAZ, M. A. B.; QUERINO, J. K. A. S.; ANDRADE, A. M. D., MOURA, M. A. L. Efeitos de elementos climáticos na deposição e decomposição da serapilheira de Mata Atlântica no estado de Alagoas. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 43, p. 1-10, 2023.

RACITI, S. M.; HUTYRA, L. R.; RAO, P.; FINZI, A. C. Inconsistent definitions of 'urban' result in different conclusions about the size of urban carbon and nitrogen stocks. **Ecological Applications**, Washington, v. 22, n. 3, p. 1015-1035, 2012.

RAMON, M. **Carbono e nitrogênio em solos e metais pesados em serapilheiras de florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP**. 106f. Dissertação (Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis) – Universidade Nove de Julho, São Paulo, 2018.

R CORE TEAM. **The R Project for Statistical Computing**. 2022. Disponível: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 02 abr. 2022.

RAMOS, M.; MAGRO, T. C.; COUTO, H. T. Z. D.; CASTRO, T. N. D. Dispersão e impacto de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em área ripária na Floresta Nacional de Capão Bonito-SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, p. 75-85, 2019.

RANI, V.; SREELEKSHMI, S.; PREETHY, C. M.; BIJOYNANDAN, S. Phenology and litterfall dynamics structuring ecosystem productivity in a tropical mangrove stand on South West coast of India. **Regional Studies in Marine Science**, Amsterdam, v. 8, n. 03, p. 400-407, 2016. doi.org/10.1016/j.rsma.2016.02.008

REIS, A. R. N.; BIONDI, D.; VIEZZER, J.; FREIMAN, F. P.; FOGAÇA, L. Vulnerability to biological invasion of *Hovenia dulcis* Thunb. in green areas of Curitiba, Paraná, Brazil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 31, n. 4, p. 1768-1788, 2021a.

REIS, A. R. N.; BIONDI, D.; VIEZZER, J.; OLIVEIRA, J. D.; KOVALSYKI, B. Using landscape metrics and species potential distribution modeling in cities to develop the Selection of Areas for Species Conservation Index (SASCI). **Trees – Structure and Function**, Berlin, v. 35, n. 02, p. 01-10, 2021b.

REJMÁNEK, M. Invasiveness. In: SIMBERLOFF, D.; REJMÁNEK, M. (Eds.). **Encyclopedia of Biological Invasions**. Los Angeles: University of California Press, 2011. pp. 379-390.

REN, Z.; ZHENG, H.; HE, X.; ZHANG, D.; SHEN, G.; CHAI, Z. Changes in spatio-temporal patterns of urban forest and its above-ground carbon storage: implication for urban CO<sub>2</sub> emissions mitigation under China's rapid urban expansion and greening. **Environment International**, Amsterdam, v. 129, p. 438-450, 2019. doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.010

REYER, C.; LASCH-BORN, P.; SUCKOW, F.; GUTSCH, M.; MURAWSKI, A.; PILZ, T. Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. **Annals of Forest Science**, Paris, v. 71, n. 2, p. 211-225, 2013.

REYNOLDS, C. C.; ESCOBEDO, F. J.; CLERICI, N.; ZEA-CAMAÑO, J. Does “Greening” of Neotropical Cities Considerably Mitigate Carbon Dioxide Emissions? The Case of Medellin, Colombia. **Sustainability**, Basel, v. 9, n. 785, p. 1-16, 2017.

RITCHIE, H.; ROSER, M. **Our World in Data** – CO<sub>2</sub> and Greenhouse Gas Emissions. 2020. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/co2-and-other-greenhouse-gas-emissions>>. Acesso em: 19 fev. 2021.

RIUTTA, T.; SLADE, E. M.; BEBBER, D. P.; TAYLOR, M. E.; MALHI, Y.; RIORDAN, P.; MACDONALD, D. W.; MORECROFT, M. D. Experimental evidence for the interacting effects of forest edge, moisture and soil macrofauna on leaf litter decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 49, p. 124-131, 2012. doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.028

ROCHA, G. P.; FERNANDES, L. A.; CABACINHA, C. D.; LOPES, I. D. P.; RIBEIRO, J. M.; FRAZÃO, L. A.; SAMPAIO, R. A. Characterization and carbon storage of agroforestry systems in Brazilian savannas of Minas Gerais, Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 7, p. 1197-1203, 2014.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná, Brasil. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 24, n. 1, p. 75-92, 2002.

RUSSO, A.; ESCOBEDO, F. J.; TIMILSINA, N.; ZERBE, S. Transportation carbon dioxide emission offsets by public urban trees: A case study in Bolzano, Italy. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 14, n. 2, p. 398-403, 2015. doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.002

SALAMUNI, E.; EBERT, H. D.; HASUI, Y. Morfotectônica da Bacia Sedimentar de Curitiba. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 34, n. 4, p. 469-478, 2004.

SALAMUNI, E.; NASCIMENTO, E. R.; SILVA, P. A. H.; OKA-FIORI, C. Geomorfologia do município de Curitiba-PR. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília, v. 14, n. 4, 2013.

SANESI, G.; COLANGELO, G.; LAFORTEZZA, R.; CALVO, E.; DAVIES, C. Urban green infrastructure and urban forests: a case study of the Metropolitan Area of Milan. **Landscape Research**, Manchester, v. 42, n. 2, p. 164-175, 2016.

SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; PINTO, C.; MELO, L. A. N. Biomass and carbon in non-woody vegetation, dead wood and litter in Iguaçu National Park. **Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 2, p. 185-194, 2014.

SANTOS, A. S.; SOUZA, I.; SOUZA, J. M. T.; SCHAFFRATH, V. R.; GALVÃO, F.; RECKZIEGEL, R. B. Urban Parks in Curitiba as Biodiversity Refuges of Montane Mixed Ombrophilous Forests. **Sustainability**, Basel, v. 5, n. 968, p. 1-22, 2023.

- SCHMIDT, A. D.; CASTELLANI, T. T.; DECHOUM, M. S. Biotic and abiotic changes in subtropical seasonal deciduous forest associated with invasion by *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae). **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 22, p. 293-306, 2020.
- SCHRÖTER, M.; RING, I.; SCHRÖTER-SCHLAACK, C.; BONN, A. The Ecosystem Service Concept: Linking Ecosystems and Human Wellbeing. In: SCHRÖTER, M.; BONN, A.; KLOTZ, S.; SEPPELT, R.; BAESSLER, C. (Eds.). **Atlas of Ecosystem – Services Drivers, Risks, and Societal Responses**. Cham: Springer, 2019. pp. 7-12.
- SEDDON, N.; SENGUPTA, S.; GARCÍA-ESPINOSA, M.; HAULER, I.; HERR, D.; RIZVI, A. R. **Nature-based Solutions in Nationally Determined Contributions – Synthesis and recommendations for enhancing climate ambition and action by 2020**. Gland and Oxford: IUCN and University of Oxford, 2019. 62 p.
- SHINWARI, M. I.; IIDA, O.; SHINWARI, M. I.; FUJII, Y. Evaluation of phytodiversity for allelopathic activity and application to minimize climate change impact: Japanese medicinal plants. **Pakistan Journal of Botany**, Karachi, v. 49, p. 139-144, 2017.
- SIKORSKA, D.; CIEŻKOWSKI, W.; BABĄNCZYK, P.; CHORMAŃSKI, J.; SIKORSKI, P. Intended wilderness as a Nature-based Solution: Status, identification and management of urban spontaneous vegetation in cities. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdam, v. 62, p. 1-13, 2021.
- SILVA, C. A. D.; YAMANAKA, E. H. U.; MONTEIRO, C. S. Microbiological monitoring from fountains in public parks in Curitiba (PR), Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 271-275, 2017.
- SILVA, T. C.; ARAUJO, E. C. G.; SANQUETTA, C. R.; COELHO, J. B. M.; BEZERRA NETO, E.; BARRETO, L. P. Comparison of methodologies for determining the carbon content in wood. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 14, n. 02, p. 1-8, 2021.
- SILVEIRA, P.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 185-206, 2008.
- SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL (SPVS). **Apoio à conservação da biodiversidade do município de Curitiba – Programa de avaliação e quantificação do potencial de absorção de carbono por florestas nativas em Curitiba**. Relatório técnico. SPVS / Prefeitura Municipal de Curitiba / Secretaria Municipal do Meio Ambiente, 2009. 44 p.
- SONTI, N. F.; HALLETT, R. A.; GRI, K. L.; SULLIVAN, J. H. White oak and red maple tree ring analysis reveals enhanced productivity in urban forest patches. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 453, p. 01-11, 2019.
- SOUSA, S. G. A. **Produção e decomposição de serapilheira de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Rio Barigüi, Araucária, PR**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

STEPHENSON, N. L.; DAS, A. J.; CONDIT, R.; et al. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature**, London, v. 507, n. 7490, p. 90-93, 2014.

STROHBACH, M. W.; ARNOLD, E.; HAASE, D. The carbon footprint of urban green space - a life cycle approach. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 104, n. 2, p. 220-229, 2012. doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.013

TAMURA, M.; THARAYIL, N. Plant litter chemistry and microbial priming regulate the accrual, composition and stability of soil carbon in invaded ecosystems. **New Phytologist**, London, v. 203, n. 1, p. 110-124, 2014.

THE NATURE CONSERVANCY (TNC). **Nature in the Urban Century** – A global assessment of where and how to conserve nature for biodiversity and human wellbeing. Arlington: The Nature Conservancy, 2018. 85 p.

TIMILSINA, N.; ESCOBEDO, F. J.; STAUDHAMMER, C. L.; BRANDEIS, T. Analyzing the causal factors of carbon stores in a subtropical urban forest. **Ecological Complexity**, Amsterdam, v. 20, p. 23-32, 2014. doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.07.001

TRAMMELL, T. L. E.; RALSTON, H. A.; SCROGGINS, S. A.; CARREIRO, M. M. Foliar production and decomposition rates in urban forests invaded by the exotic invasive shrub, *Lonicera maackii*. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 14, n. 3, p. 529-545, 2012.

TRANMER, M.; MURPHY, J.; ELLIOT, M.; PAMPAKA, M. **Multiple Linear Regression**. 2<sup>nd</sup> ed. 2020. Disponível em: <<https://hummedia.manchester.ac.uk/institutes/cmist/archive-publications/working-papers/2020/2020-1-multiple-linear-regression.pdf>>. Acesso em 29 dez. 2022.

TRIPATHI, M. Sequestration and carbon storage potential of some selective tree species Sequestration and carbon storage potential of some selective tree species growing in Tanda Forest, Uttarakhand, India. **Bioscience Discovery**, Jalna, v. 8, n. 4, p. 828-832, 2017.

UN-HABITAT. **Climate Change**. 2021. Disponível em: <<https://unhabitat.org/topic/climate-change>>. Acesso em 09 abr. 2021.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Nationally Appropriate Mitigation Actions (NAMAs)**. 2022. Disponível em: <<https://unfccc.int/es/node/470#eq-1>>. Acesso em 17 mar. 2022.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Nature-based solutions for climate change mitigation**. Nairobi and Gland: UNEP/ONU, 2021. 42 p.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO); WORLD RESOURCES INSTITUTE (WRI); INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **World Heritage forests** – Carbon sinks under pressure. Paris: UNESCO, 2021. 36 p.

UNITED NATIONS (UN). **Cities and local action** – Cities and Pollution. 2021. <<https://www.un.org/es/climate-change/climate-solutions/cities-pollution>>. Acesso em: 09 abr. 2021.

UNITED NATIONS (UN). **Department of Economic and Social Affairs** – Sustainable Development. 2022. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/goals/goal15>>. Acesso em: 12 abr. 2022.

UNITED NATIONS (UN). **Paris Agreement**. 2015. Disponível em: <[https://unfccc.int/sites/default/files/english\\_paris\\_agreement.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf)>. Acesso em 12 jan. 2021.

UNITED NATIONS (UN). **Take Action for the Sustainable Development Goals**. 2020. Disponível em: <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>>. Acesso em: 24 jun. 2021.

URBAN CLIMATE. **RayMan**. 2009. Disponível em: <<http://www.urbanclimate.net/rayman/>>. Acesso em: 03 jun. 2021.

URIARTE, M.; TURNER, B. L.; THOMPSON, J.; ZIMMERMAN, J. K. Linking spatial patterns of leaf litterfall and soil nutrients in a tropical forest: A neighborhood approach. **Ecological Applications**, Washington, v. 25, n. 7, p. 2022-2034, 2015.

VALLADARES, F. A mechanistic view of the capacity of forests to cope with climate change. In: BRAVO, F.; LEMAY, V.; JANDL, R. (Eds.). **Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change**. 2 ed. Cham: Springer, 2017. pp. 15-40.

VAN DER PUTTEN, W. H. Climate change, interactions, and species' range shifts. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 43, p. 365-383, 2012.

VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M. V. Variação mensal da deposição de serapilheira em povoamento de *Pinus taeda* L. em área de campo nativo em Cambará do Sul-RS. **Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 487-494, 2010.

VIVANCO, L.; AUSTIN, A. T. The importance of macro- and micro-nutrients over climate for leaf litter decomposition and nutrient release in Patagonian temperate forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 441, p. 144-154, 2019. doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.019

VOGT, J. Urban Forests as Social-Ecological Systems. In: GOLDSTEIN, M. I.; DELLASALA, D. A. (Eds.). **Encyclopedia of the World's Biomes**. Amsterdam: Elsevier, 2020. pp. 48-57.

WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W.; VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; GODINHO, T. D. O.; BALBINOT, R. Stock of biomass and carbon in the montane mixes shade forest, Paraná. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 95, p. 353-362, 2012.

WENDLING, L.; RINTA-HIIRO, V.; JERMAKKA, J.; FATIMA, Z.; RÜDENHAUSEN, M. Z. C.; ASCENSO, A.; MIRANDA, A. I.; ROEBELING, P.; MARTINS, R.; MENDONÇA, R. **Performance and impact monitoring of Nature-based Solutions**. Brussels: UNaLab – European Commission, 2019. 229 p.

WREGGE, M. S.; FRITZSONS, E. **Dados climáticos dos municípios da região Sul do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas, 2015. 441 p.

XIA, C.; LI, Y.; XU, T.; CHEN, Q.; YE, Y.; SHI, Z.; LIU, J.; DING, Q.; LI, X. Analyzing spatial patterns of urban carbon metabolism and its response to change of urban size: A case of the Yangtze River Delta, China. **Ecological Indicators**, New York, v. 104, p. 615-625, 2019. doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.031

XING, Y.; JONES, P.; DONNISON, I. Characterization of Nature-Based Solutions for the built environment. **Sustainability**, Basel, v. 9, n. 149, p. 1-20, 2017.

ZANELLO, S.; MELO, V. F.; WOWK, G. I. T. H. Mineralogia e teores de cromo, níquel, cobre, zinco e chumbo nos solos no entorno do aterro sanitário da Caximba em Curitiba-PR. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 10, n. 1, p. 51-60, 2009.

ZHANG, L.; WANG, H.; ZOU, J.; ROGERS, W. E.; SIEMANN, E. Non-native plant litter enhances soil carbon dioxide emissions in an invaded annual grassland. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 9, n. 3, 2014.

ZHAO, M.; KONG, Z. HONG; ESCOBEDO, F. J.; GAO, J. Impacts of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. **Journal of Environmental Management**, London, v. 91, n. 4, p. 807-813, 2010. doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.10.010

ZOMER, R. J.; BOSSIO, D. A.; SOMMER, R.; VERCHOT, L. V. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils. **Scientific Reports**, London, v. 7, n. 1, p. 1-8, 2017. doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8

ZWIERZCHOWSKA, I.; FAGIEWICZ, K.; PONIŻY, L.; LUPA, P.; MIZGAJSKI, A. Introducing nature-based solutions into urban policy—facts and gaps. Case study of Poznań. **Land Use Policy**, Amsterdam, v. 85, p. 161-175, 2019.

## APÊNDICE I

## a) Bosque Papa João Paulo II

| Dtot | NEex | NEnat | NEtot | Nex | Nnat | Ntot | Gex | Gnat | Gtot | P        | P       | P      |
|------|------|-------|-------|-----|------|------|-----|------|------|----------|---------|--------|
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 1,0000   | 1,0000  | P      |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,0000  | Gtot   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,8754* | Gnat   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | -0,0069 | Gex    |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,3057  | Ntot   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,4432  | Nnat   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | -0,0448 | Nex    |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,2666  | NEtot  |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,1586  | NEnat  |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,4871  | NEex   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,3057  | Dtot   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,4432  | Dnat   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | -0,0448 | Dex    |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,7789* | DAPtot |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,7696* | DAPnat |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,1388  | DApex  |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,4315  | Htot   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | 0,5336* | Hnat   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,0000   | -0,1838 | Hex    |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,3821   | 0,0178  | FVC    |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | -0,6441* | 0,1384  | EF     |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | -0,1106  | -0,1673 | TC     |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | -0,6431* | 0,1338  | EC     |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,1370   | 0,0000  | Tmín   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,7981*  | 0,0000  | Tméd   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,7395*  | 0,0000  | Tmáx   |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,5059*  | 0,0000  | UR     |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,5179*  | 0,0000  | RS     |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,4365   | 0,0000  | PP     |
|      |      |       |       |     |      |      |     |      |      | 0,2961   | 0,0000  | VV     |

| EC | TC | EF       | FVC      | Hex     | Hnat    | Htot    | DAPex   | DAPnat  | DAPtot  | Dex     | Dnat     | P      |
|----|----|----------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|--------|
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | Gtot   |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | Gnat   |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | Gex    |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | Ntot   |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | Nnat   |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | Nex    |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | NEtot  |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | NEnat  |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | NEex   |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         |          | Dtot   |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         |         | 1,0000   | Dnat   |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         |         | 1,0000  | -0,3259  | Dex    |
|    |    |          |          |         |         |         |         |         | 1,0000  | -0,2825 | 0,0021   | DAPtot |
|    |    |          |          |         |         |         |         | 1,0000  | 0,9651* | -0,4944 | 0,1364   | DAPnat |
|    |    |          |          |         |         |         | 1,0000  | 0,3907  | 0,5783* | 0,1843  | -0,4994  | DAPex  |
|    |    |          |          |         |         | 1,0000  | 0,8750* | 0,7175  | 0,8483* | -0,0691 | -0,3490  | Htot   |
|    |    |          |          |         | 1,0000  | 0,7999* | 0,5592* | 0,7552* | 0,7845* | -0,4122 | 0,2154   | Hnat   |
|    |    |          |          |         | 0,2866  | 0,7152* | 0,9305* | 0,1584  | 0,3374  | 0,2174  | -0,7384* | Hex    |
|    |    |          |          | 1,0000  | 0,0448  | 0,0449  | -0,0593 | 0,1236  | 0,0857  | -0,1698 | -0,0563  | FVC    |
|    |    |          |          | -0,0435 | -0,0211 | -0,1030 | -0,1853 | 0,0927  | 0,0392  | -0,1180 | 0,1736   | EF     |
|    |    | 1,0000   | -0,5515* | -0,0912 | -0,1895 | -0,2038 | -0,1815 | -0,0424 | -0,1237 | -0,2298 | -0,0019  | TC     |
|    |    | 0,0966   | 0,1846   | -0,2200 | -0,0255 | -0,1091 | -0,1901 | 0,0891  | 0,0341  | -0,1214 | 0,1758   | EC     |
|    |    | 0,9995*  | -0,5451* | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   | Tmin   |
|    |    | -0,3995  | 0,3922   | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   | Tméd   |
|    |    | -0,5778* | 0,5126*  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   | Tmax   |
|    |    | -0,5161* | 0,5218*  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   | UR     |
|    |    | -0,2800  | 0,0220   | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   | RS     |
|    |    | -0,4891  | -0,2786  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   | PP     |
|    |    | -0,0294  | 0,5212*  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   | VV     |
|    |    | -0,4437  | 0,3560   | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   |        |
|    |    | -0,5843* | 0,3514   | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000  | 0,0000   |        |

| W      | PP     | RS     | UR      | Tmáx    | Tméd    | Tmín    | P      |
|--------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|
|        |        |        |         |         |         |         | Gtot   |
|        |        |        |         |         |         |         | Gnat   |
|        |        |        |         |         |         |         | Gex    |
|        |        |        |         |         |         |         | Ntot   |
|        |        |        |         |         |         |         | Nnat   |
|        |        |        |         |         |         |         | Nex    |
|        |        |        |         |         |         |         | NEtot  |
|        |        |        |         |         |         |         | NEnat  |
|        |        |        |         |         |         |         | NEex   |
|        |        |        |         |         |         |         | Dtot   |
|        |        |        |         |         |         |         | Dnat   |
|        |        |        |         |         |         |         | Dex    |
|        |        |        |         |         |         |         | DAPtot |
|        |        |        |         |         |         |         | DAPnat |
|        |        |        |         |         |         |         | DAPex  |
|        |        |        |         |         |         |         | Htot   |
|        |        |        |         |         |         |         | Hnat   |
|        |        |        |         |         |         |         | Hex    |
|        |        |        |         |         |         |         | FVC    |
|        |        |        |         |         |         |         | EF     |
|        |        |        |         |         |         |         | TC     |
|        |        |        |         |         |         |         | EC     |
|        |        |        |         |         |         | 1,0000  | Tmín   |
|        |        |        |         |         | 1,0000  | 0,6072* | Tméd   |
|        |        |        |         | 1,0000  | 0,9702* | 0,5802* | Tmáx   |
|        |        |        | 1,0000  | 0,2529  | 0,4628  | 0,1574  | UR     |
|        |        | 1,0000 | -0,1206 | 0,8694* | 0,7756* | 0,6648* | RS     |
|        | 1,0000 | 0,0388 | 0,7627* | 0,2746  | 0,4623  | 0,3177  | PP     |
| 1,0000 | 0,3872 | 0,4470 | 0,1762  | 0,3500  | 0,4232  | 0,7483* | VV     |

Fonte: O Autor (2023).

NOTA: P: Período de deposição de serapilheira (dinâmica), de acordo com o número do mês de coleta; Gtot: Área basal total em cada parcela; Gnat: Área basal dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Gex: Área basal dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; Ntot: Número de indivíduos arbóreos total em cada parcela; Nnat: Número de indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Nex: Número de indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; NEtot: Número de espécies total em cada parcela; NEnat: Número de espécies nativas em cada parcela; NEex: Número de espécies exóticas em cada parcela; Dtot: Densidade total de indivíduos arbóreos em cada parcela; Dnat: Densidade de indivíduos de espécies nativas; Dex: Densidade de indivíduos de espécies exóticas; DAPtot: DAP médio total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; DAPnat: DAP médio de indivíduos espécies nativas em cada parcela; DAPex: DAP médio de indivíduos espécies exóticas em cada parcela; Htot: Altura média total dos indivíduos arbóreos em cada parcela; Hnat: Altura média dos indivíduos de espécies nativas em cada parcela; Hex: Altura média dos indivíduos de espécies exóticas em cada parcela; FVC: Fator de Visão do Céu (luminosidade do dossel) médio para cada parcela; EF: Estoque de fitomassa na serapilheira de cada parcela por mês; TC: Teor de carbono de cada parcela por mês; EC: Estoque de carbono na fitomassa da serapilheira em cada parcela por mês; Tmín: Temperatura mínima do ar; Tméd: Temperatura média do ar; Tmáx: Temperatura máxima do ar; UR: Umidade relativa do ar; RS: Radiação solar; PP: Precipitação; VV: Velocidade do vento.



| EC | TC | EF | FVC    | Hex    | Hnat    | Htot    | DAPex    | DAPnat  | DAPtot   | Dex     | Dnat     | P      |
|----|----|----|--------|--------|---------|---------|----------|---------|----------|---------|----------|--------|
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | Gtot   |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | Gnat   |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | Gex    |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | Ntot   |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | Nnat   |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | Nex    |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | NEtot  |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | NEnat  |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | NEex   |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         |          | Dtot   |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          |         | 1,0000   | Dnat   |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         |          | 1,0000  | -0,0192  | Dex    |
|    |    |    |        |        |         |         |          |         | 1,0000   | -0,0842 | -0,8909* | DAPtot |
|    |    |    |        |        |         |         |          | 1,0000  | -0,5315* | 0,5549* | 0,7031*  | DAPnat |
|    |    |    |        |        |         |         | 1,0000   | -0,4097 | 0,5763*  | 0,4934  | -0,8358* | DAPex  |
|    |    |    |        |        |         | 1,0000  | 0,5326*  | 0,4278  | -0,2513  | 0,9425* | 0,0093   | Htot   |
|    |    |    |        |        | 1,0000  | 0,9725* | 0,3903   | 0,5686* | -0,2995  | 0,9675* | 0,1420   | Hnat   |
|    |    |    |        | 1,0000 | 0,5537* | 0,6724* | 0,9815*  | -0,2355 | 0,4845   | 0,6508* | -0,7338* | Hex    |
|    |    |    |        |        |         |         | -0,5189* | 0,4489  | -0,2402  | -0,0349 | 0,4744   | FVC    |
|    |    |    | 1,0000 |        |         |         | -0,1535  | -0,1262 | -0,1043  | -0,2010 | 0,0975   | EF     |
|    |    |    |        |        |         |         | -0,2314  | 0,2002  | -0,1467  | -0,0002 | 0,2338   | TC     |
|    |    |    |        |        |         |         | -0,1605  | -0,1177 | -0,1079  | -0,1986 | 0,1049   | EC     |
|    |    |    |        |        |         |         | 0,0000   | 0,0309  | 0,0000   | 0,0000  | 0,0000   | Tmin   |
|    |    |    |        |        |         |         | 0,0000   | 0,0290  | 0,0000   | 0,0000  | 0,0000   | Tméd   |
|    |    |    |        |        |         |         | 0,0000   | 0,0240  | 0,0000   | 0,0000  | 0,0000   | Tmax   |
|    |    |    |        |        |         |         | 0,0000   | 0,0158  | 0,0000   | 0,0000  | 0,0000   | UR     |
|    |    |    |        |        |         |         | 0,0000   | 0,0314  | 0,0000   | 0,0000  | 0,0000   | RS     |
|    |    |    |        |        |         |         | 0,0000   | 0,0286  | 0,0000   | 0,0000  | 0,0000   | PP     |
|    |    |    |        |        |         |         | 0,0000   | 0,0483  | 0,0000   | 0,0000  | 0,0000   | VV     |

