

ALESSANDRO REINALDO ZABOTTO

**IMPACTO DE POLUENTES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS
EM SÃO PAULO, SP**

**Botucatu
2024**

ALESSANDRO REINALDO ZABOTTO

IMPACTO DE POLUENTES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS

EM SÃO PAULO, SP

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp - Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor
em Agronomia (Energia na Agricultura).

Orientador: Fernando Broetto
Coorientador: Mauricio Lamano Ferreira

Botucatu

2024

Z12i

Zabotto, Alessandro Reinaldo

Impacto de poluentes em fragmentos florestais urbanos em
São Paulo, SP / Alessandro Reinaldo Zabotto. -- Botucatu,
2024

87 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP),
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientador: Fernando Broetto

Coorientador: Mauricio Lamano Ferreira

1. Florestas urbanas. 2. Solos teor de metal pesado. 3.
Ecofisiologia vegetal. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrônômicas,
Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Botucatu



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título:

IMPACTO DE POLUENTES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS EM SÃO PAULO, SP

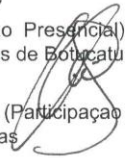
AUTOR: ALESSANDRO REINALDO ZABOTTO

ORIENTADOR: FERNANDO BROETTO

COORIENTADOR: MAURICIO LAMANO FERREIRA

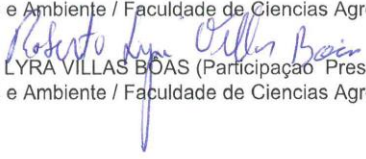
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Agronomia
(Energia na Agricultura), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. FERNANDO BROETTO (Participação Presencial)
Química e Bioquímica / Instituto de Biociências de Botucatu UNESP


Pesquisador Dr. ARMANDO REIS TAVARES (Participação Presencial)
Fruticultura / Instituto Agrônomo de Campinas

Prof. Dr. CARLOS ROBERTO SANQUETTA (Participação Presencial)
Ciências Florestais / Universidade Federal do Paraná


Prof. Dr. IRAÊ AMARAL GUERRINI (Participação Presencial)
Ciência Florestal Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrômicas de Botucatu UNESP


Prof. Titular ROBERTO LYRA VILLAS BOAS (Participação Presencial)
Ciência Florestal Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrômicas de Botucatu UNESP

Botucatu, 26 de abril de 2024.

Dedico esta tese a duas pessoas especiais que já partiram desta vida, minha mãe,
Dirce de Mattos Zabotto, e minha madrinha, Sueli de Mattos.

AGRADECIMENTOS

A Faculdade de Ciências Agrônômicas – FCA da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Botucatu, SP;

À Prefeitura de São Paulo pela autorização de pesquisa nos fragmentos florestais municipais e ao Instituto de Ciências Ambientais (antigo Instituto de Botânica), pela autorização de estudo na Floresta PEFI;

Ao meu orientador Prof. Dr. Fernando Broetto e coorientador Mauricio Lamano Ferreira pelos ensinamentos nessa jornada;

Aos amigos e professores Prof. Dr. Armando Tavares, Iraê Amaral Guerrini, Roberto Lyra Villas Boas e Roberto Sanquetta;

Aos irmãos/amigos Patrick Luan e Half Jordão pela amizade e apoio no decorrer da pesquisa;

Gostaria de expressar um agradecimento especial à minha noiva, Tania Castroviejo, e à nossa pequena, Clara, que sempre estiveram ao meu lado nos momentos mais desafiadores;

Aos meus irmãos, Claudinei e Lucelena Zabotto e toda minha família;

A seção técnica de pós-graduação, que sempre me ajudou na parte burocrática, em especial a querida Adriana;

E a todos e todas que não citei o nome aqui, mas que de alguma forma me apoiaram ao longo do Doutorado.

RESUMO

O crescimento desordenado levou à deterioração do ambiente urbano, com a ocupação indiscriminada do solo, acarretando drásticas transformações na paisagem urbana. Nas grandes cidades, como São Paulo, as florestas urbanas estão expostas a inúmeros fatores de estresse ambiental, como a poluição do ar por compostos de carbono e nitrogênio. A frota de veículos é uma das principais fontes de emissão destes poluentes, sendo responsável por aproximadamente 10% das emissões globais de gases de efeito estufa. Considerando que as políticas e ações de restauração florestal serão estimuladas nesta década (2021-2030), torna-se imprescindível conhecer padrões e processos inerentes ao desenvolvimento das árvores plantadas em florestas urbanas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração de metais pesados no solo e a ecofisiologia de plantas jovens de seis espécies (três pioneiras e três não pioneiras) cultivadas em quatro florestas urbanas da cidade de São Paulo; caracterizando, assim, a adaptabilidade e eficiência destas espécies em programas de restauração florestal urbana. A análise da variação espaço-temporal de metais pesados em solos de florestas urbanas de São Paulo revelou dados cruciais para a gestão desses ecossistemas. Os resultados confirmaram a validade da metodologia empregada, indicando que as concentrações de poluentes atmosféricos estão dentro do esperado para áreas urbanas subtropicais. Destacou-se a importância da localização dos fragmentos florestais sobre os efeitos da estação do ano nos teores de metais pesados, além do papel fundamental dos sistemas de manejo florestal na mitigação da dispersão desses poluentes. Por outro lado, os resultados sobre a ecofisiologia do nitrogênio em árvores da Mata Atlântica forneceram *insights* valiosos para programas de restauração florestal urbana, evidenciando a adaptação das espécies nativas aos ambientes urbanos e a influência da sazonalidade na deposição de poluentes atmosféricos sobre o ciclo de nutrientes do solo.

Palavras-chave: ecofisiologia; fotossíntese; metais pesados; nitrogênio.

ABSTRACT

Disorderly growth led to the deterioration of the urban environment, with the indiscriminate occupation of land, causing drastic transformations in the urban landscape. In large cities, such as São Paulo, urban forests are exposed to numerous environmental stress factors, such as air pollution by carbon and nitrogen compounds. The vehicle fleet is one of the main sources of emission of these pollutants, being responsible for approximately 10% of global greenhouse gas emissions. Considering that forest restoration policies and actions will be stimulated in this decade (2021-2030), it is essential to know patterns and processes inherent to the development of trees planted in urban forests. The objective of this work is to evaluate the concentration of heavy metals in the soil and the ecophysiology of young plants of six species (three pioneers and three non-pioneers) cultivated in the four urban forests of the city of São Paulo, thus characterizing the adaptability and efficiency of these species in programs of urban forest restoration. The analysis of the spatio-temporal variation of heavy metals in urban forest soils in São Paulo revealed crucial insights for the management of these ecosystems. The results confirmed the validity of the methodology used, indicating that the concentrations of atmospheric pollutants are within the expected range for subtropical urban areas. The importance of the location of forest fragments on the effects of the season on heavy metal levels was highlighted, in addition to the fundamental role of forest management systems in mitigating the dispersion of these pollutants. On the other hand, the results on the ecophysiology of nitrogen in Atlantic Forest trees provided valuable insights for urban forest restoration programs, highlighting the adaptation of native species to urban environments and the influence of seasonality in the deposition of atmospheric pollutants on the nutrient cycle from soil.

Keywords: ecophysiology; heavy metals; photosynthesis; nitrogen.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 1

Figura 1 - Mapa dos fragmentos florestais na cidade de São Paulo, SP.....	36
Figura 2 - Localização dos fragmentos florestais na cidade de São Paulo, SP.....	37
Figura 3 - Dados de temperatura (média mínima, média e máxima) e precipitação em quatro períodos do ano.....	38
Figura 4 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos fragmentos florestais urbanos. Em azul, estação chuvosa, em roxo, estação seca.....	43
Figura 5 - Análise de cluster.....	44

CAPÍTULO 2

Figura 1 - Mapa dos fragmentos florestais na cidade de São Paulo, SP.	58
Figura 2 - Dados de temperatura (média mínima, média e máxima) e precipitação em quatro períodos do ano.....	59
Figura 3 - Modelo desenvolvido para demarcação das parcelas no experimento.....	60
Figura 4 - Análise de Componentes Principais (PCA) com unidades das espécies pioneiras e não pioneiras, em estação chuvosa (círculos preenchidos) e seca (círculos vazios)	69

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Características das áreas de estudo.....	35
Tabela 2 - Teores de metais pesados nos solos dos quatro fragmentos florestais urbanos em dois períodos do ano. Resultados estatísticos da comparação do mesmo período em locais diferentes e períodos diferentes no mesmo local.....	40
Tabela 3 - Teores de metais pesados nos solos dos quatro fragmentos florestais urbanos. Resultados estatísticos da comparação em períodos diferentes (seco e chuvoso) somando os metais nos fragmentos florestais urbanos e localização, independente do período estudado.....	42

CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Características das áreas de estudo.....	57
Tabela 2 - Características taxonômicas, morfológicas, ecológicas e biogeográficas das espécies selecionadas neste estudo. F – Família botânica; Es – Espécie; NP – Nome Popular; GF – Grupo Funcional (P pioneira e NP não pioneira); DM – Densidade da Madeira (g cm^{-3}); AL – Altura (m); SD – Síndrome de Dispersão; ER – Ecossistema ou Região de ocorrência na Mata Atlântica.....	61
Tabela 3 - Parâmetros físicos (densidade, micro e macroporosidade, areia, argila, silte e textura) dos solos dos fragmentos florestais urbanos.....	63
Tabela 4 - Parâmetros químicos dos solos dos fragmentos florestais urbanos.....	64
Tabela 5 - Média de nitrogênio foliar (N-NH_4^+ , N-NO_3^- e N Total) e fotossíntese líquida (A) de espécies jovens dos grupos de pioneiras e não pioneiras da Mata Atlântica em diferentes períodos do ano.....	66
Tabela 6 - Média de nitrogênio foliar (N-NH_4^+ , N-NO_3^- e N Total) e fotossíntese líquida (A) de espécies jovens dos grupos de	

pioneiras e não pioneiras da Mata Atlântica em diferentes períodos do ano.....	68
---	----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	19
REVISÃO DE LITERATURA.....	24
CAPÍTULO 1 - VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE METAIS PESADOS EM SOLOS DE FLORESTAS URBANAS DE UMA MEGACIDADE SUBTROPICAL: O CASO DE SÃO PAULO, SUDESTE DO BRASIL.....	32
1.1 INTRODUÇÃO.....	32
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	35
1.2.1 Descrição das áreas de estudo.....	35
1.2.2 Variáveis meteorológicas.....	37
1.2.3 Quantificação dos metais pesados nos solos.....	38
1.2.4 Análise estatística.....	39
1.3 RESULTADOS.....	39
1.4 DISCUSSÃO.....	44
1.5 CONCLUSÕES.....	47
REFERÊNCIAS	49
 CAPÍTULO 2 – ECOFISIOLOGIA DO NITROGÊNIO EM ÁRVORES DE DIFERENTES GRUPOS FUNCIONAIS DA MATA ATLÂNTICA (SUDESTE DO BRASIL): <i>INSIGHTS</i> PARA PROGRAMAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL URBANA.....	 53
2.1 INTRODUÇÃO.....	53
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	56
2.2.1 Área de estudo.....	56
2.2.2 Dados meteorológicos.....	58
2.2.3 Avaliação das características químicas e físicas dos solos.....	59
2.2.4 Seleção de espécies e coleta de dados ecofisiológicos.....	59
2.2.5 Análise de dados.....	62

2.3	RESULTADOS.....	62
2.3.1	Análise do solo.....	62
2.3.2	Análises ecofisiológicas de plantas de diferentes grupos funcionais.....	65
2.4	DISCUSSÃO.....	69
2.5	CONCLUSÕES.....	74
	REFERÊNCIAS.....	75
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	78
	REFERÊNCIAS.....	79

INTRODUÇÃO GERAL

Há alguns anos foi proposto na comunidade científica o termo Antropoceno para definir a época geológica na qual o ser humano causou e causa mudanças significativas nos diversos ambientes terrestres: desenvolvimento da agricultura, mudanças de uso do solo, alterações em populações de espécies de diversas formas de vida e uso de recursos naturais (Waters *et al.*, 2016). Um dos principais produtos do Antropoceno é o surgimento das cidades e o fenômeno da urbanização, com evidências arqueológicas do Período Neolítico, onde sociedades humanas já se organizavam em conjuntos habitados com relativa organização social (Mazzucato, 2019). Ao longo dos milênios, o avanço da agricultura – que aumentou a disponibilidade de alimentos – e o desenvolvimento de relações comerciais dinâmicas favoreceram o aumento das populações, que culminaram com o surgimento de grandes centros urbanos já durante a Idade Média, na Europa e também na Ásia (Cesaretti *et al.*, 2016; Blaidés; Paik, 2016). Foi a partir dos séculos 19 e 20, porém, que a população humana – e a consequente urbanização – aumentou em níveis quase exponenciais, graças ao advento da atividade industrial em escala, avanços na área da saúde e oferta de alimentos. Junto com a urbanização, vem associado o êxodo rural, definido pela migração da população rural para os centros urbanos (Delazeri; da Cunha; Oliveira, 2022). É estimado que de 1970 a 2000, houve crescimento de área urbana na ordem de 58.000 km², distribuídos em todo o mundo (Seto *et al.*, 2016).

Em 2022, a população humana atingiu a marca de oito bilhões (ourworldindata.org). Esse cenário é resultado dos avanços em várias áreas – principalmente nos países em desenvolvimento – que ocorreram durante o século 20. Apesar da estabilização e até declínio das taxas de fertilidade e crescimento populacional em várias regiões do mundo, uma população de 9,5 bilhões é esperada para 2050 (ourworldindata.org). Tudo isso se reflete também em demanda por novas áreas para habitação, sendo previsto um aumento de 1,5 milhão de quilômetros quadrados de área urbana até 2030 (Seto *et al.*, 2016).

Por definição, a urbanização pode ser compreendida como o aumento da população das cidades em detrimento de populações em áreas rurais (Antrop, 2004). Isso resulta no surgimento e crescimento das cidades: embora as suas definições

sejam discutidas há muito tempo dentro de diversos escopos das áreas do conhecimento (Maunier, 1910), são sempre locais onde coabitam populações humanas consideráveis e ali desenvolvem suas atividades cotidianas. Embora sejam centros de progresso e desenvolvimento humanos, as cidades causam impactos ambientais que se estendem para diversas esferas além da conversão da paisagem natural para aquela urbanizada (Tuan, 1978), como mudanças na qualidade de vida humana e na dinâmica da biodiversidade da paisagem.

A alta concentração populacional intensifica o consumo de recursos naturais, como água e energia, gerando grande quantidade de resíduos sólidos e líquidos (Lu *et al.*, 2024), que muitas vezes gera problemas nas áreas onde a população é mais vulnerável (Rentschler; Leonova, 2023). A emissão de gases poluentes por veículos, indústrias e atividades residenciais contribui para a deterioração da qualidade do ar, impactando diretamente a saúde da população, especialmente com o aumento de doenças respiratórias, e se mostra em tendência crescente em grandes metrópoles ao longo do globo (Sicard *et al.*, 2023).

Uma característica típica das paisagens dos grandes centros urbanos é a presença de construções, vias públicas e locais pavimentados. Graças ao uso do concreto armado, a partir do início do século passado, as edificações se tornaram cada vez maiores. Paradoxalmente, ao mesmo tempo em que aumentam a qualidade de vida da população urbana, também é responsável por grande consumo de recursos naturais e emissão de gases poluentes (Chamasemani *et al.*, 2023). Além dos custos ambientais das edificações e pavimentações das grandes cidades, o crescimento acelerado – e muitas vezes desorganizado e sem planejamento estratégico – de zonas urbanas promoveu a eliminação quase total de elementos de uma paisagem natural, criando assim a chamada arquitetura e infraestrutura cinza, ou seja, marcada pelo concreto armado e asfalto de suas pavimentações.

Um problema relacionado à infraestrutura cinza sem planejamento é a impermeabilização do terreno: Uma vez ocupado por edificações e pavimentações estanques, o solo perde a capacidade de absorver o volume de água precipitado, levando ao escoamento superficial. A partir de determinado nível de impermeabilização do terreno e das propriedades físicas dos solos, eventos de precipitação em reduzido espaço de tempo podem ocasionar grandes volumes de

escoamento superficial e alagamentos (Holanda; Soares, 2019). Além de danos econômicos, eventos como estes são sempre perigosos à saúde pública, ao expor habitantes a riscos de contaminações com agentes patogênicos de doenças graves, como a leptospirose (Naing *et al.*, 2019).

A poluição do ar é um problema constante nas zonas urbanas, e já atingiu, em certas ocasiões, níveis dramáticos, como o grande nevoeiro de Londres de 1952, quando uma espessa camada de fumaça das indústrias movidas a combustíveis fósseis se concentrou sobre a zona urbana durante cinco dias (Wilkins, 1954). O tráfego veicular das grandes metrópoles, muitas vezes com décadas de negligência no desenvolvimento de transporte coletivo de boa qualidade (Mitsakou *et al.*, 2021), é responsável por taxas crescentes de emissões de gases poluentes de origem veicular, como óxidos de nitrogênio (NOx) e material particulado (Ning; Wubulihairan; Yang, 2012).

Como resultado dessas atividades, o clima urbano está sujeito às ilhas de calor, fenômeno comum em regiões densamente urbanizadas. Devido aos grandes volumes de gases emitidos por veículos e indústrias, a contaminação do ar por material particulado, as grandes superfícies cinzas que retêm calor da radiação solar e reduzida vegetação, a temperatura urbana tende a ser maior que aquela das áreas adjacentes, causando prejuízo à qualidade de vida (Raj *et al.*, 2020). O efeito das ilhas de calor nas grandes cidades foi crescente de forma contínua no último século, independentemente da posição geográfica (Ren *et al.*, 2023). Existe relação entre o crescimento das cidades e a sua temperatura, porém o efeito das mudanças climáticas no cenário apresenta-se também relevante (Chapman *et al.*, 2017). Mais influente nas temperaturas urbanas é a própria extensão e modo da urbanização, e não o número de habitantes como fator isolado (Clinton; Gong, 2013), ressaltando a importância de medidas de mitigação do efeito das ilhas de calor.

Tudo isso, associado às outras características da vida urbana, como poluição veicular e industrial ocasiona a diminuição da qualidade de vida da população (Pazhuhan *et al.*, 2020), e ressalta a importância fundamental do planejamento estratégico do processo de urbanização e para a mitigação de seus efeitos potencialmente nocivos (Kumar *et al.*, 2021; Pascal *et al.*, 2013).

Além dos prejuízos à saúde humana, a urbanização traz potenciais riscos à biodiversidade das várias formas de vida. Já durante a conversão dos ecossistemas naturais para a urbanização, a perda do habitat natural provoca a imediata perda de diversas populações de espécies vegetais, animais e microbianas e as suas funções ecológicas. Apesar de a paisagem urbana ser favorável à imigração de diversas outras espécies, a fauna e flora nativas também são pressionadas por populações de espécies exóticas que se instalam nesses ambientes (Shochat *et al.*, 2010). Simkin *et al.* (2022) preveem que a expansão de área urbana reduzirá a perda de habitat de mais de 8000 espécies de vertebrados, principalmente em regiões das Américas Central e do Sul, África subsaariana e sudeste asiático.

Decorrente das ameaças às diversas espécies da biodiversidade, a urbanização também traz a homogeneização das espécies, processo ecológico no qual o número de espécies presente em um ambiente tende a se reduzir devido à redução de disponibilidade de habitats e recursos (Carvalho *et al.*, 2013). A substituição dos habitats dos ecossistemas naturais pela paisagem urbana causa a perda da biodiversidade, embora outros habitats e nichos sejam criados e novas espécies apareçam, o que reforça a necessidade de estudos e planejamentos para os processos de urbanização (Sidemo-Holm *et al.*, 2022).

Dentro dos ambientes urbanos, por exemplo, existem diversas interações complexas entre espécies animais e vegetais, como acontecia nos ecossistemas naturais antes da urbanização. É o caso, por exemplo, da curiosa relação entre árvores do gênero *Ficus* L. – riquíssimo em espécies em todo o trópico – e as vespas da família Agaonidae, que são responsáveis pela polinização de suas flores (Corlett, 2006); ou até mesmo através do fornecimento de alimentos à fauna urbana em épocas de escassez de recursos (Chong *et al.*, 2021).

As comunidades da biota do solo também são afetadas pelas mudanças nas cidades. Devido à variedade de condições microclimáticas promovidas pela urbanização, os solos urbanos podem apresentar grande diversidade e atividade microbiana, porém a dinâmica de suas populações e interações intra e interespecífica podem ser alteradas (Delgado-Baquerizo *et al.*, 2021). As interações simbióticas entre plantas e microrganismos tendem a ser alteradas, tanto pelas alterações da

composição das espécies vegetais, como modificações do microclima e outras condições ambientais às diversas formas de vida (Rosier *et al.*, 2021).

Uma das questões preocupantes das mudanças dessas dinâmicas é como se comporta a emissão de gases de efeito estufa nesses ambientes, uma vez que os microrganismos do solo participam ativamente do ciclo do carbono e nitrogênio (Wang *et al.*, 2017). Embora o solo seja ao mesmo tempo dreno e emissor de gases de efeito estufa (Oertel *et al.*, 2016), a complexidade das trocas gasosas com a atmosfera merece atenção (Kaye *et al.*, 2004).

Na América do Sul, a Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados pelos fatores relacionados à urbanização. Após séculos de conversão de uso do solo para agricultura, a cobertura remanescente do bioma sofre com a alta fragmentação (Ribeiro *et al.*, 2009), que ameaça seriamente a conservação genética das populações de espécies vegetais e animais. Além da erosão genética, a fragmentação de habitat traz outros desequilíbrios, como a incidência de doenças em grupos de fauna sensíveis (Belasen *et al.*, 2022).

Apesar de todos os impactos de zonas densamente povoadas e habitadas, o planejamento estratégico da urbanização tem grande potencial para mitigar os riscos ambientais e de saúde pública, e até mesmo construir um ecossistema urbano mais harmônico na sua relação com a vida humana urbana e a biodiversidade das diversas formas de vida (Dhakal; Chevalier, 2017; Salomaa *et al.*, 2017).

Grandes ambientes arborizados, como parques, jardins e praças contribuem para a retenção de partículas de poluentes, o que ajuda a mitigar o efeito da poluição urbana sobre a saúde pública (Diener; Mudu, 2021). Os parques e jardins também têm potencial para abrigar e sustentar a diversidade de vários grupos de flora e fauna (Zorzal *et al.*, 2021) e aumentar a complexidade de suas relações ecológicas (Splitt *et al.*, 2021).

Uma etapa fundamental de qualquer planejamento de urbanização sustentável é a aquisição de conhecimento sobre os processos ecológicos relacionados. Embora os ciclos biogeoquímicos dos elementos já sejam bem descritos em ambientes naturais, a ciclagem de nutrientes minerais nos solos urbanos carece de maior

entendimento (O'riordan *et al.*, 2021). Esse conhecimento é muito importante para as áreas arborizadas urbanas, como parques, praças e jardins, onde as árvores e outras formas de vida vegetais são os principais agentes que fazem a ciclagem dos nutrientes minerais (Ferreira *et al.*, 2021).

Igualmente importante é o ciclo de minerais poluentes, ou metais pesados, nos ambientes urbanos. Uma vez que as atividades industriais e o tráfego veicular emitem material particulado, a dinâmica de metais pesados é relevante para a flora urbana (Hlail, 2019). O conhecimento de como funciona a interação entre a vegetação urbana e o ciclo de metais pesados é útil, não só para o monitoramento da poluição urbana, mas também para a prospecção de estratégias de mitigação da contaminação através da acumulação em plantas bioacumuladoras (El-Khatib *et al.*, 2018).

REVISÃO DE LITERATURA

A urbanização marcou o avanço da infraestrutura das cidades; no entanto, a tendência de desenvolvimento voltado para o capital gerou um modelo de crescimento desordenado com diversos impactos negativos, tanto nos aspectos sociais como ambientais (Martine, 2015; Pinheiro; Souza, 2017). Dentre essas desordens pode-se destacar a deterioração do ambiente urbano pela mudança no uso do solo, acarretando drásticas transformações na paisagem urbana e, conseqüentemente, a alteração de processos ecossistêmicos (Foley *et al.*, 2005; Lambin; Meyfroidt, 2008; Menezes *et al.*, 2016).

Os padrões de desenvolvimento urbano, ao longo dos anos, têm aumentado os índices de poluição da água e do ar, a desigualdade e homogeneidade social, os elevados custos de infraestrutura e ainda a fragmentação do habitat natural (Ewing, 1997; Squires, 2002). Este fato ocorre em diversos países do mundo com baixa renda per capita, refletindo na expansão de moradias inadequadas, aumento da desigualdade social e prejuízos ao meio ambiente (ONU, 2020).

Por serem áreas de relevante prestação de serviços ecossistêmicos, regulação do ciclo hidrológico, manutenção da biodiversidade e mitigação de ilhas de calor, as florestas urbanas e outros ecossistemas associados são de fundamental importância o entendimento destes elementos da paisagem urbana visando avaliar as mudanças

ecológicas, auxiliando nos campos de pesquisa, planejamento, conservação e no gerenciamento destes sistemas naturais (Vicente *et al.*, 2014).

A restauração das paisagens degradadas, tornando-as em ecossistemas mais resilientes, é de suma importância no cenário atual em que passamos por uma crise moderna da biodiversidade (Bastin *et al.*, 2019; Strassburg *et al.*, 2020). Diante deste fato, recentemente, a Organização das Nações Unidas decretou o início da “Década da Restauração de Ecossistemas”, fornecendo diretrizes para programas e projetos de restauração de ecossistemas em todo o planeta (UN, 2021). Isso se aplica também aos ecossistemas urbanos, dado a sua importância no cenário ambiental.

As florestas urbanas são consideradas enormes reservatórios de carbono, dado que tanto o solo quanto a vegetação estocam quantidades elevadas do elemento em suas estruturas químicas e bioquímicas, respectivamente (Weissert *et al.*, 2016). Estes sistemas naturais locados em cidades possuem importante papel ecológico, que são capazes de melhorar a qualidade de vida da população, através da mitigação dos impactos provocados pelo desenvolvimento urbano, por meio da melhoria da qualidade ambiental através da moderação do clima, do escoamento superficial de águas de chuvas e inundações devido sua área permeável (Nowak *et al.*, 2001; Forman, 2014).

Desta forma, estudos que visem aprofundar o conhecimento empírico sobre padrões e processos ecológicos em florestas nativas são de extrema importância (Ferraz *et al.*, 2014), principalmente em relação as áreas verdes urbanas, que ainda são pouco exploradas no hemisfério Sul. Essas áreas estão expostas a condições antrópicas e sofrem ações que são capazes de alterar a dinâmica do local, como as características do solo. Como exemplo, altos níveis de metais pesados nos solos são indicadores de degradação e podem ser uma ameaça potencial à biodiversidade e aos ecossistemas (Ferreira, 2015).

Apesar de alguns desses metais serem essenciais à manutenção da vida no planeta pois desempenharem funções biológicas importantes no metabolismo de diversos organismos, altos teores podem desencadear toxicidade, apresentando efeitos deletérios em diversos organismos vivos (Biondi, 2010). No caso de fragmentos florestais urbanos, as ações antrópicas podem colaborar com a

contaminação do solo alterando sua característica natural, como as atividades industriais no entorno e as emissões de gases liberadas pelas frotas veiculares (Abreu *et al.*, 2002; Adimalla *et al.*, 2020).

Um estudo analisou dados da literatura abrangendo o período de 2006 a 2016, examinando as concentrações de metais pesados (arsênio, cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco e mercúrio) em solos de 32 cidades chinesas, bem como os riscos associados à saúde humana. Embora as concentrações médias dos oito metais tenham ficado abaixo dos padrões de qualidade ambiental do solo estabelecidos na China, elas ultrapassaram significativamente os valores de referência em muitas dessas cidades. Com base nas descobertas, os autores recomendaram priorizar o controle de cádmio, mercúrio e chumbo como poluentes de metais pesados que demandam atenção urgente nas áreas urbanas da China (Pan *et al.*, 2018).

Em outro trabalho na China, a relação entre as concentrações de metais pesados no solo de 121 fragmentos florestais urbanos e as atividades humanas foi examinada. Os resultados do estudo revelaram que à medida que a urbanização e a idade do fragmento aumentam, há uma correspondente elevação na concentração desses metais no solo. Essas descobertas ressaltam a importância da análise detalhada para informar políticas e medidas de controle destinadas a atenuar os impactos adversos da poluição por metais pesados tanto no ambiente urbano quanto na saúde humana (Liu *et al.*, 2020).

Em estudo em um fragmento florestal na cidade do Rio de Janeiro, os autores observaram variações nos teores de metais pesados no solo e serapilheira, sendo o zinco o metal com maior concentração. A decomposição desses metais se mostrou lenta, ultrapassando 12 meses, sugerindo maior acúmulo e possibilidade de contaminação das cadeias alimentares (Oliveira *et al.*, 2005). Este fato demonstra a importância da compreensão da dinâmica da vegetação, que pode ser alterada não somente por atividades antrópicas, mas também pela variação de fatores climáticos, como a dinâmica da produção e decomposição da serapilheira (Zhou *et al.*, 2007).

Ainda que se conheça um pouco sobre aspectos florísticos da cidade de São Paulo (Guerra, 2018; Beraldo *et al.*, 2018; Aragaki, 2017), estudos sobre processos ecofisiológicos, principalmente para compreensão da relação solo-planta, ainda são escassos na literatura científica, se limitando a poucas espécies e condições específicas de contaminantes atmosféricos (Aguiar-Silva *et al.*, 2016; Bulbovas *et al.*, 2010; Bison *et al.*, 2018; Nakazato *et al.*, 2021).

Nos últimos anos, os estudos de cunho investigativos relacionados à ecofisiologia de espécies arbóreas, de maneira geral, se concentram em áreas florestais não urbanas, como na Floresta Amazônica (Malhi; Davidson, 2009; Silva, 2009; Gonçalves *et al.*, 2012; Magalhães, 2013; Santos, 2016; Garcia, 2016; Ceron, 2019; Oliveira *et al.*, 2019; Rowland *et al.*, 2020; Rowland *et al.*, 2021), e na própria Mata Atlântica (Godoy, 2007; De Lima, 2011; Silva, 2012; Tonello Filho, 2012; Conceição, 2015; Carvalho, 2017; Campos, 2020; Eller *et al.*, 2020; Alves *et al.*, 2020).

Diversas ênfases têm sido dadas pelos autores nesses trabalhos, principalmente relacionando com as formas de nitrogênio absorvida pela planta. Espécies apresentam diferentes estratégias relacionadas ao grupo funcional que pertencem. As espécies pioneiras apresentaram maior assimilação do N nas folhas no período de verão em comparação com as tardias, ao passo que no inverno, as espécies se comportaram de maneira parecida, não havendo diferenças em relação ao teor foliar de N. As maiores respostas do grupo de pioneiras foram em relação a sazonalidade, enquanto que as tardias atuam de forma diferente no armazenamento e remobilização do nitrogênio foliar, sendo menos dependentes das variações na disponibilidade de nitrogênio no solo (Morena, 2015).

Contrapondo as condições de sistemas florestais naturais, as árvores de fragmentos florestais urbanos podem apresentar diferentes respostas fisiológicas ao aumento da temperatura ou estiagem. Estes fatores, ainda mais pronunciados nos últimos anos devido aos mecanismos de ilhas de calor, podem antecipar em décadas os efeitos que grandes contínuos florestais como Amazônia e Mata Atlântica presenciaram, segundo modelos climáticos (Marengo *et al.*, 2018; Alves *et al.*, 2021). Além do mais, considera-se que a poluição atmosférica seja fator decisivo para alterar processos ecofisiológicos das espécies arbóreas em áreas urbanas (Karmakar *et al.*, 2021).

No Brasil, estudos buscando plantas capazes de servirem como bioindicadores de contaminantes atmosféricos têm sido testadas e avaliadas quanto aos processos fisiológicos, principalmente em espécies nativas do estado de São Paulo. Em estudo com a espécie *Tibouchina pulchra*, os autores observaram que contaminantes aéreos interferiram diretamente na capacidade fotossintética da planta. Inclusive, houve alterações na absorção de nutrientes, redução no crescimento e variação do padrão de distribuição de biomassa entre as partes das plantas, provocadas principalmente pela maior concentração de poluentes no ambiente (Moraes *et al.*, 2000).

A ação deletéria dos poluentes aéreos sobre a espécie pode acarretar em distúrbios fisiológicos e impactar diretamente seu desenvolvimento em ambientes urbanos. Em outros dois trabalhos, ficou evidente que a atmosfera urbana alterou processos fisiológicos na espécie *Psidium guajava* (Myrtaceae) expostas ao ozônio (O₃), poluente gasoso fitotóxico e abundante em áreas urbanas. As plantas apresentaram injúrias foliares induzidas pelo ozônio, redução da condutância estomática e atividade fotossintética (Pina *et al.*, 2010; 2017).

Na mesma linha, sob condições controladas de fumigação por ozônio semelhantes as encontradas na cidade de São Paulo, mudas de *Paubrasilia echinata* (Pau-brasil) apresentaram redução de até 50% na taxa líquida de assimilação de carbono, condutância estomática 42% e transpiração 40% (Moraes *et al.*, 2006). Os resultados evidenciam a possível perda de produtividade das plantas em atmosfera urbana, que pode acarretar implicações na capacidade de sequestrar e estocar carbono em fragmentos florestais inseridos nas cidades.

Além dos atributos fisiológicos, respostas bioquímicas também evidenciam que poluentes atmosféricos podem comprometer o desenvolvimento das plantas crescidas em cidades com elevados níveis de poluição, como São Paulo, o que provavelmente se associa a alteração em processos fisiológicos (Bulbovas *et al.*, 2010; Bulbovas *et al.*, 2020). Respostas antioxidativas em espécies pioneiras e não pioneiras de Mata Atlântica expostas sob diferentes graus de impacto ambiental poderiam comprometer o desenvolvimento das espécies. As espécies pioneiras são mais eficazes do que as não pioneiras ao ambiente oxidativo estressante, e que as oscilações nas respostas bioquímicas das folhas em ambos os grupos funcionais coincidiram com as oscilações nas condições climáticas e poluentes do ar, evidenciando ainda as diferentes

estratégias das plantas para se aclimatar ao ambiente perturbado (Esposito *et al.*, 2018).

Existe maior tolerância das espécies do grupo de pioneiras, com altos níveis de ácido ascórbico, glutatona e carotenoides e menor peroxidação lipídica nas folhas (Brandão *et al.*, 2017). A variação destes dados, de acordo com o fragmento estudado, mostra que o grau de perturbação local pode afetar diretamente na adaptação e sobrevivência das populações de árvores dos diferentes grupos ecológicos aos fatores climáticos e poluentes do ar.

Nesse contexto, embora se reconheça a importância de preservar e expandir os fragmentos florestais urbanos por meio do reflorestamento, especialmente considerando que muitas cidades têm áreas adequadas para essa iniciativa (Teo *et al.*, 2021), torna-se essencial compreender as respostas das plantas ao ambiente urbano perturbado. É importante destacar que as comunidades arbóreas presentes nos fragmentos localizados nas cidades podem ter sua capacidade de sequestro e armazenamento de carbono comprometida. Embora a medição de parâmetros ecofisiológicos sejam interessantes indicadores de resiliência das plantas ao ambiente perturbado, outras ferramentas podem ser mais eficientes na compreensão do nitrogênio nas plantas.

A fisiologia das plantas normalmente é alterada em função de atividades perturbadoras, com impactos negativos nas trocas gasosas, reduzindo a condutância estomática e, conseqüentemente, as taxas de fotossíntese e transpiração. Nesse contexto, as concentrações foliares mais baixas de CO₂ intercelular resultarão em maior eficiência no uso da água (proporção de fotossíntese e transpiração) e menor eficiência no uso de nitrogênio (razão entre a fotossíntese e o teor de nitrogênio nas folhas) (Pearcy; Ehleringer, 1984; Farquhar *et al.*, 1989).

Na Amazônia, a variação do ciclo fotossintético de algumas espécies associadas à deciduidade das folhas na estação seca foram avaliadas. Os autores destacaram a resiliência de espécies arbóreas em relação aos futuros episódios de extremos climáticos previstos para a região (Wu *et al.*, 2016). Fragmentos florestais urbanos podem apresentar respostas de parâmetros ecofisiológicos diferentes de outros sistemas florestais devido à condição atmosférica e efeitos de ilhas de calor.

Sendo assim, informações desta natureza podem ser estratégicas na compreensão da resiliência arbórea sob diferentes graus de impacto.

Considerando a importância do reflorestamento em áreas urbanas, especialmente nos países em desenvolvimento (Ogunbode; Asifat, 2021) e que políticas e ações de restauração florestal serão estimuladas nesta década (2021-2030), por conta do início da Década da Restauração de Ecossistemas, adotada pela Organização das Nações Unidas (ONU, 2020), torna-se imprescindível conhecer padrões e processos inerentes ao funcionamento de árvores urbanas plantadas em sistemas naturais. Portanto, este estudo propõe responder as seguintes questões: i) Como se caracteriza a dinâmica de deposição e ciclagem de metais pesados em florestas urbanas, ao longo de um gradiente de distanciamento do centro urbanizado para áreas periféricas? ii) Quais são os padrões de respostas ecofisiológicas de espécies pioneiras e não pioneiras plantadas em fragmentos de florestas urbanas na cidade de São Paulo?

A área de estudo da pesquisa foi a região metropolitana de São Paulo, o maior conglomerado urbano da América do Sul, onde habitam mais de 11 milhões de habitantes. Ao mesmo tempo que a cidade tem a marcante presença de edificações e extensa superfície impermeabilizada e asfaltada, que lhe rendeu o título de “selva de pedra”, a grande metrópole também abriga grandes parques e florestas urbanas, com áreas que variam de poucos milhares de metros quadrados até dezenas de hectares.

O objetivo desta pesquisa consiste em avaliar o teor de metais pesados nos solos de quatro fragmentos florestais urbanos localizados em diferentes áreas da cidade de São Paulo, abrangendo desde regiões centrais até periféricas, que variam em termos de intensidade de tráfego e atividades humanas. Além disso, visa-se compreender a ecofisiologia de plantas jovens de seis espécies da Mata Atlântica, sendo três pioneiras e três não pioneiras, cultivadas em fragmentos florestais urbanos. O estudo busca caracterizar a adaptabilidade e eficiência dessas espécies em programas de restauração florestal urbana, fornecendo informações valiosas para práticas de conservação e manejo ambiental na cidade. O conhecimento dos ciclos biogeoquímicos e da fisiologia das espécies vegetais nesses ecossistemas influenciados pela cidade poderão ser usados para o planejamento de ações de

mitigação de riscos ambientais e de poluição e até mesmo para a construção de ambientes urbanos mais sustentáveis, não só na metrópole paulistana, mas também em outras áreas urbanas em regiões tropicais do mundo.

Esta tese está dividida em dois capítulos, a saber:

No Capítulo 1 será abordado o artigo “**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE METAIS PESADOS EM SOLOS DE FLORESTAS URBANAS DE UMA MEGACIDADE SUBTROPICAL: O CASO DE SÃO PAULO, SUDESTE DO BRASIL**”, que busca responder a primeira pergunta científica deste trabalho. No capítulo 2 será abordado o artigo “**ECOFISIOLOGIA DO NITROGÊNIO EM ÁRVORES DE DIFERENTES GRUPOS FUNCIONAIS DA MATA ATLÂNTICA (SUDESTE DO BRASIL): *INSIGHTS* PARA PROGRAMAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL URBANA**”, que busca responder a segunda pergunta científica da tese.

CAPÍTULO 1

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE METAIS PESADOS EM SOLOS DE FLORESTAS URBANAS DE UMA MEGACIDADE SUBTROPICAL: O CASO DE SÃO PAULO, SUDESTE DO BRASIL

1.1 INTRODUÇÃO

A urbanização em rápida expansão desencadeia uma série de impactos significativos sobre o meio ambiente, com implicações abrangentes. O crescimento acelerado das áreas urbanas tem sido associado ao aumento nos níveis de poluentes atmosféricos nas cidades (Han *et al.*, 2014), resultante da queima indiscriminada de combustíveis fósseis por indústrias e veículos automotores (Cesar *et al.*, 2013). Como resultado, as áreas de floresta remanescente em ambientes urbanos são gravemente impactadas pela elevada acumulação de metais pesados no solo (Siqueira *et al.*, 2021), o que pode comprometer a qualidade e a saúde dos ecossistemas urbanos. De acordo com o último relatório da *World Air Quality Report*, na cidade de São Paulo, a maior parte da poluição atmosférica é atribuída às emissões da frota veicular terrestre (IQAIR, 2023).

A rápida expansão da urbanização desencadeia uma série de impactos ambientais significativos, com implicações abrangentes. O crescimento acelerado das áreas urbanas tem sido correlacionado ao aumento nos níveis de poluentes atmosféricos nas cidades, resultado da queima indiscriminada de combustíveis fósseis por indústrias e veículos automotores. Como consequência, as áreas de floresta remanescente em ambientes urbanos são gravemente afetadas pela alta acumulação de metais pesados no solo, o que pode comprometer a qualidade e a saúde dos ecossistemas urbanos. Essa constatação ressalta a urgência em adotar medidas eficazes para mitigar os impactos da poluição atmosférica nas áreas urbanas.

Nas áreas urbanas, diversos poluentes gasosos e particulados são comumente encontradas, incluindo dióxido de enxofre (SO₂), óxido nítrico (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂), monóxido de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis e hidrocarbonetos (Molina; Molina, 2004). Além disso, metais pesados como chumbo

(Pb), cádmio (Cd), zinco (Zn), cromo (Cr) e cobre (Cu) estão entre os poluentes detectados (Viard *et al.*, 2004; Aksu, 2015). Essa diversidade de contaminantes representa uma preocupação significativa para a saúde pública e o meio ambiente em áreas urbanas.

Milhões de pessoas em todo o mundo enfrentam risco crescente de morbidade e mortalidade devido à exposição a elevados níveis de poluentes atmosféricos em áreas urbanas (Landrigan *et al.*, 2017). Na metrópole de São Paulo, é amplamente reconhecido o aumento significativo no número de hospitalizações relacionadas a doenças respiratórias e cardiovasculares associadas à poluição do ar (Gouveia *et al.*, 2017). Diante desse contexto preocupante, diversos estudos toxicológicos e epidemiológicos têm sido conduzidos com o objetivo de identificar e compreender os efeitos adversos da poluição atmosférica em áreas urbanas na saúde humana (Langrish *et al.*, 2012; Bartel *et al.*, 2013; Ezz *et al.*, 2015; Karottki *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2022; Saldiva *et al.*, 2023).

Considerando que as árvores desempenham papel significativo na redução de poluentes gasosos e particulados; as florestas urbanas, principalmente as localizadas em grandes centros urbanos, acumulam concentrações elevadas de metais tóxicos e diversos poluentes atmosféricos derivados de atividades humanas (Richardson; Moore, 2020; Zhou *et al.*, 2016), o que pode comprometer seu desenvolvimento e produtividade (Augustaitis; Bytnerowicz, 2008; Kozlov *et al.*, 2009). Esta situação levanta sérias preocupações em relação à preservação da biodiversidade, uma vez que a poluição ambiental é identificada como um dos cinco principais impulsionadores da perda de biodiversidade (Comissão Europeia, 2020).

Além do valor estético, a vegetação urbana tem por função fornecer uma série de benefícios sociais e de saúde à sociedade, coletivamente denominados serviços ecossistêmicos (MEA, 2005). Portanto, além de manter, é essencial também expandir as áreas verdes urbanas, não apenas como uma resposta às mudanças climáticas, mas também reconhecendo seu potencial significativo na mitigação de atividades humanas (Ferrini *et al.*, 2020). No âmbito dos serviços ecossistêmicos, a vegetação urbana desempenha papel vital na melhoria da qualidade do ar pela redução das concentrações de poluentes atmosféricos (Nowak *et al.*, 2000; Teeb, 2010); regulação da temperatura e qualidade da água, além de benefícios sociais (Nowak; Dwyer, 2000).

Pesquisas indicam que o rápido processo de urbanização e industrialização em países em desenvolvimento tem resultado em danos ambientais substanciais nas áreas urbanas, incluindo a contaminação de fragmentos florestais por metais pesados, em grande parte devido à deposição atmosférica. Diferentes estudos têm sido realizados para investigar as respostas de espécies vegetais nos impactos ambientais antropogênicos, abordando aspectos como a reação de espécies epífitas e a deposição de metais pesados em folhas de árvores (Khatib *et al.*, 2019; Hrotkó *et al.*, 2021; Martín *et al.*, 2015; Giampaoli *et al.*, 2020; Giampaoli *et al.*, 2021). Além disso, estudos têm se concentrado nas adaptações das plantas em ambientes contaminados por metais pesados (Zabotto *et al.*, 2020; Siqueira *et al.*, 2021; Nakazato *et al.*, 2021; Brandão *et al.*, 2022).

Embora a copa das árvores seja identificada como o principal receptor dos metais presentes no material particulado atmosférico (Nagajyoti *et al.*, 2010), os poluentes são depositados pela folhagem e transportados para o solo da floresta, onde podem ser armazenados na camada de serapilheira ou lixiviar para diferentes profundidades do solo (Gong *et al.*, 2021). Diante deste fato, estudos recentes ampliaram o escopo da investigação para incluir outros compartimentos florestais, como a serapilheira e o solo (Ferreira *et al.*, 2017; Lecerf *et al.*, 2021; Bolou-Bi *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2022;). Essa abordagem mais abrangente permite uma compreensão mais completa da distribuição e do impacto dos metais pesados na ecologia urbana.

Os fragmentos florestais urbanos desempenham papel fundamental na mitigação das atividades antropogênicas. Esses impactos ressaltam a urgência de medidas de planejamento urbano sustentável e de políticas ambientais eficazes para mitigar os efeitos adversos da urbanização descontrolada. Embora haja um corpo crescente de pesquisa sobre a contaminação de áreas verdes urbanas por metais pesados, ainda há uma lacuna significativa em nossa compreensão sobre os mecanismos específicos pelos quais os metais afetam a saúde e a produtividade dos ecossistemas urbanos. Além disso, pouco se sabe sobre o impacto da deposição atmosférica de metais pesados em diferentes compartimentos florestais, como o solo, e como essa distribuição influencia a ecologia urbana. O objetivo deste estudo foi

avaliar os efeitos da localização e sazonalidade na contaminação do solo por metais pesados em fragmentos florestais urbanos e seu potencial impacto no ecossistema.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

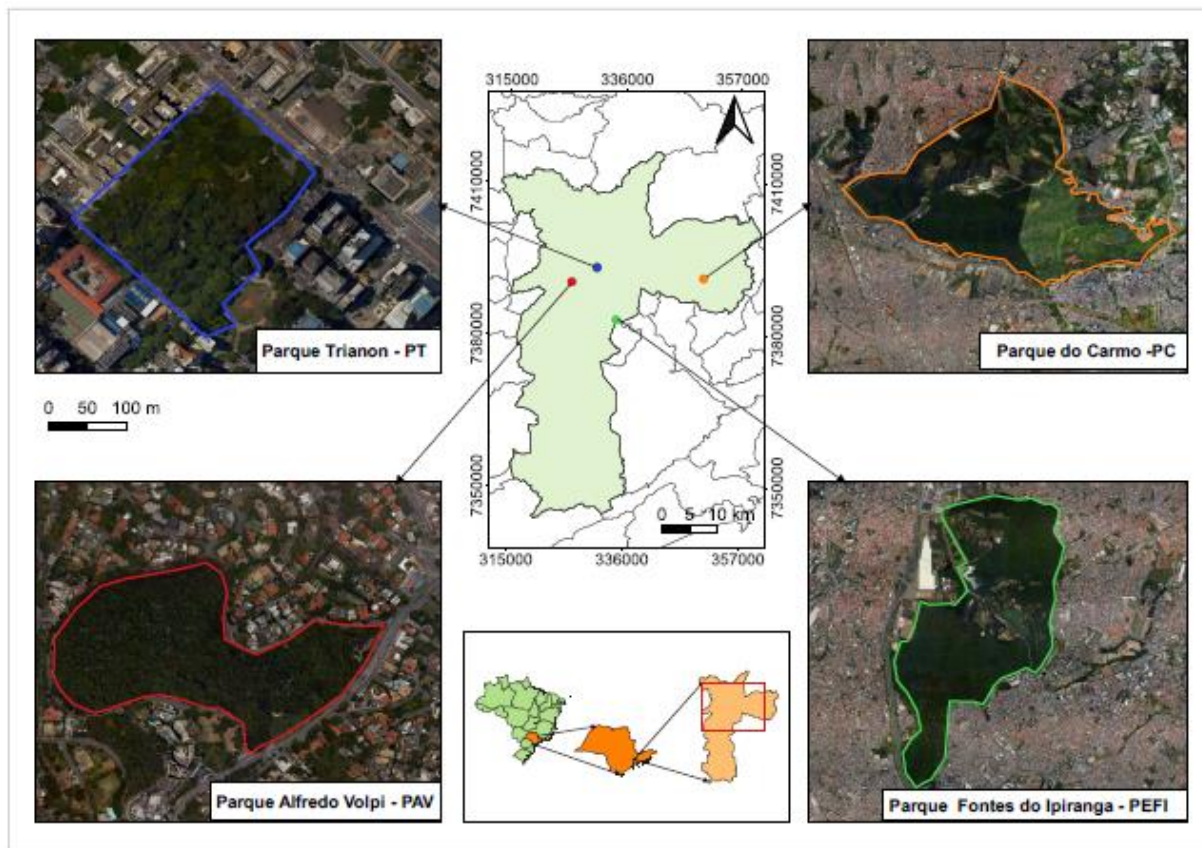
1.2.1 Descrição das áreas de estudo

Os fragmentos de florestas secundárias selecionadas para o estudo estão apresentados na Tabela 1. Alguns destes fragmentos, devido a sua localização (Figuras 1), estão sujeitos a diversos impactos distintos, como por exemplo, o de intensa ilha de calor, conforme citado no Plano de Manejo do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, o qual tem dados meteorológicos sendo monitorados desde o ano de 1933 (SÃO PAULO, 2007).

Tabela 1 - Características das áreas de estudo

Localidade	Área (Ha)	Altitude	Ano de criação	Urbanização no entorno
Parque Municipal Ten. Siqueira Campos (Parque Trianon - PT)	4,6	805 a 815	1924	1882 a 1914
Parque Municipal Alfredo Volpi (Parque Alfredo Volpi - PAV)	14,2	730 a 790	1971	1950 a 1962
Parque Estadual Fontes do Ipiranga (Parque Fontes do Ipiranga - PEFI)	526,4	760 a 825	1969	1930 a 1962
Parque Municipal Fazenda do Carmo (Parque do Carmo - PC)	867,6	782 a 864	1989	1940 a 2003

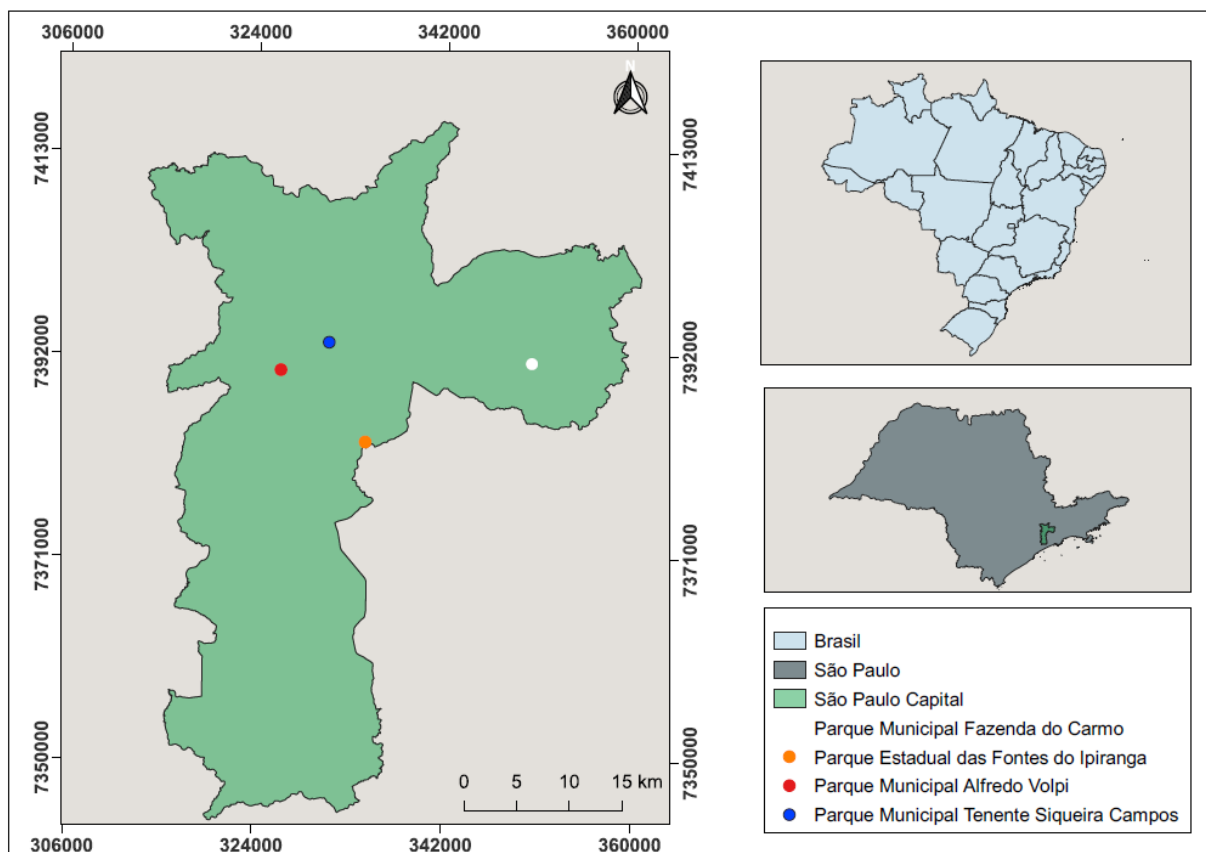
Figura 1 - Localização dos fragmentos florestais avaliados na cidade de São Paulo, SP



Fonte: Autor

A escolha dos fragmentos florestais se deve a localização no sentido centro-periferia (Figura 2), ou seja, considera-se que a área florestal a mais tempo perturbada pela urbanização é a mais central (Parque Municipal Ten. Siqueira Campos – **TRIANON - PT**) e a menos perturbada é a mais afastada (Parque Municipal Fazenda do Carmo – **CARMO - PC**).

Figura 2 - Localização dos fragmentos florestais na cidade de São Paulo, SP

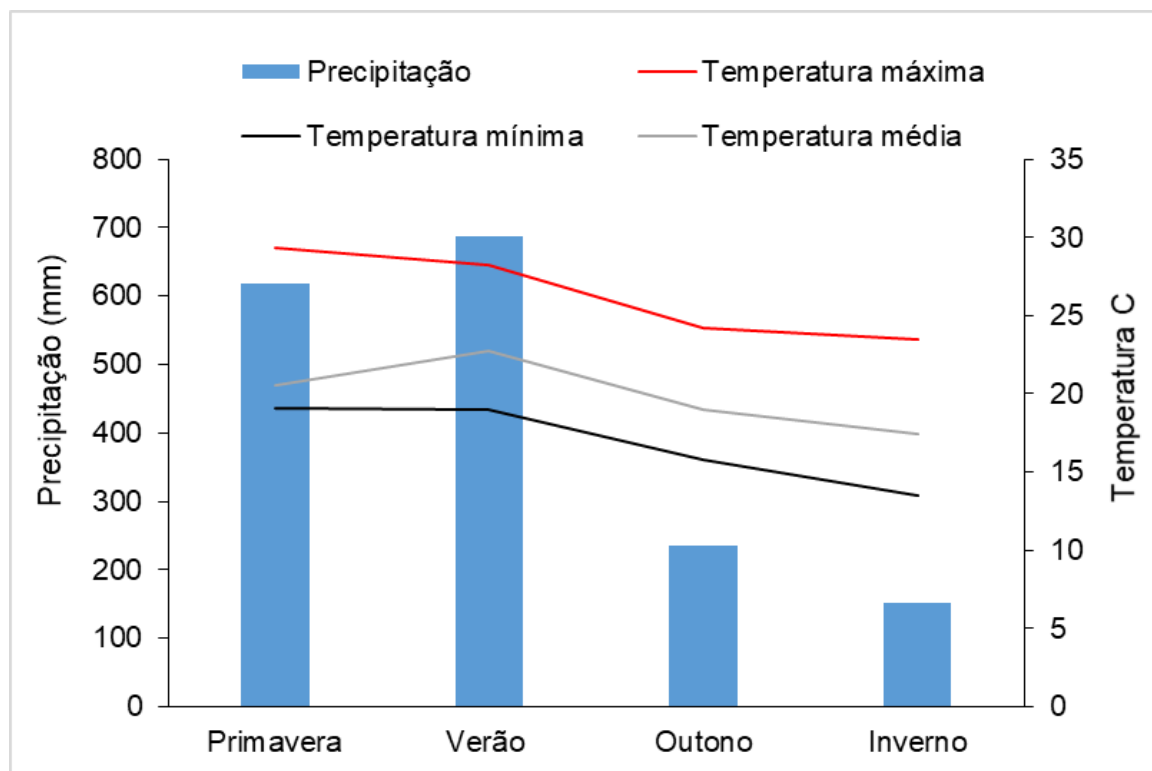


Fonte: Autor

1.2.2 Variáveis meteorológicas

A coleta de dados meteorológicos ocorreu por meio de estações meteorológicas do INMET. As medidas obtidas por cada estação foram temperatura e precipitação pluviométrica acumulada (Figura 3).

Figura 3 - Dados de temperatura (média mínima, média e máxima) e precipitação em quatro períodos, segundo o INMET



Fonte: Autor

1.2.3 Quantificação dos metais pesados nos solos

Para avaliação dos teores de metais pesados dos solos, foram coletadas amostras em cada floresta urbana em dois períodos do ano: Estação chuvosa – que compreende os meses de novembro, dezembro e janeiro, e seca – junho, julho e agosto. Para a coleta, foi realizada a limpeza na área com auxílio de pá retirando serapilheira e outros detritos. Em seguida, com auxílio de trado, foram retiradas 6 amostras simples de solo de cada fragmento florestal, do horizonte A (0-20 cm). Em seguida, as amostras foram identificadas e encaminhadas ao Laboratório de Nutrição de Plantas e Solos da Faculdade de Ciências Agronômicas – FCA, da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu, SP. As amostras foram secas em estufa de ventilação forçada a 65 °C e posteriormente peneiradas em malha de 2,0 mm. As análises dos metais pesados Arsênio (As), Bário (Ba), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Mercúrio (Hg), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni), Selênio (Se) e Zinco (Zn), foram realizadas por digestão assistida por radiação micro-ondas método EPA 3051^a (Extração) e quantificação com o uso de um Espectrômetro de Emissão

Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES), conforme metodologia proposta por Andrade, Cantarella e Quaggio (2001).

1.2.4 Análise estatística

Os dados coletados foram submetidos a análise detalhada quanto ao padrão de distribuição (normalidade) e homogeneidade de variâncias. Para investigar a influência de diferentes fatores nos teores de metais pesados no solo, foram realizadas comparações entre os valores médios por meio de análise de variância de dois fatores ANOVA (*two ways*) e de variância multivariada (MANOVA). Os fatores considerados foram a época da coleta (representada pelas estações do ano) e a localização geográfica (referente aos diferentes fragmentos florestais em estudo), adotando nível de significância de $p < 5\%$.

Além disso, para a compreensão mais abrangente da estrutura dos dados e da variabilidade conjunta entre as diferentes variáveis de metais pesados, realizamos a Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA foi conduzida utilizando testes de correlação, e os resultados foram apresentados com base nos dois eixos com maior explicabilidade dos dados (Hammer *et al.*, 2001).

Adicionalmente, empregamos a técnica de análise de cluster para identificar padrões de similaridade entre os diferentes locais de amostragem em relação aos teores de metais pesados no solo. Isso nos permitiu agrupar os locais em clusters distintos com base em suas características comuns, contribuindo para uma compreensão mais detalhada da distribuição espacial dos poluentes nos fragmentos florestais urbanos estudados (Hammer *et al.*, 2001).

1.3 RESULTADOS

Os resultados obtidos demonstraram que para os teores de Cd, Hg, Mo e Se, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os fragmentos florestais e estações estudadas. Foram observadas variações (Tabela 2), entre 2,20 e 10,10 mg kg⁻¹, nos teores médios de As nos solos dos fragmentos florestais urbanos, sendo os valores mais elevados observados em PT, independentemente do período analisado, seguido pelo PEFI, PAV e PC. Os teores médios de Ba variaram de 5,36 mg kg⁻¹ no período chuvoso (PEFI) a 26,19 mg kg⁻¹ no período seco em PAV.

Durante este mesmo período, PT apresentou teores elevados de Cu, registrando 114,98 mg kg⁻¹, comparado aos 68,64 mg kg⁻¹ observados durante a estação chuvosa.

Ambas as estações revelaram maiores concentrações de cromo (Cr) em PT, com teores médios de 41,42 mg kg⁻¹ durante o período seco e 46,16 mg kg⁻¹ na estação chuvosa. O menor valor de Ni foi observado no período seco (2,49 mg kg⁻¹) no PAV, com valores elevados registrados no PC durante a estação chuvosa (6,42 mg kg⁻¹). Os teores de zinco (Zn), variaram de 12,15 a 43,56 mg kg⁻¹, destacando-se o PT na estação chuvosa, seguido pelo PEFI, com 34,42 mg kg⁻¹ durante o período seco.

Tabela 2 - Teores de metais pesados nos solos dos quatro fragmentos florestais urbanos em dois períodos do ano. Resultados estatísticos da comparação do mesmo período em locais diferentes e períodos diferentes no mesmo local

		PT	PAV	PEFI	PC	PT	PAV	PEFI	PC
		Seco				Chuvoso			
As	mg kg ⁻¹	9,12 aB	2,20 cA	5,80 bA	2,24 cA	10,10 aA	2,20 cA	5,39 bB	2,20 cA
Ba		9,33 cB	26,19 aA	6,85 cA	19,30 bB	14,06 bA	19,95 aB	5,36 cA	23,18 aA
Pb		50,10 aA	18,28 bA	14,54 cA	11,07 dA	52,45 aA	17,71 bA	13,96 cA	10,59 dA
Cu		114,98 aA	87,89 bA	72,97 cA	72,67 cA	68,64 aA	39,58 bB	42,19 bB	49,62 bB
Cr		41,42 aB	20,18 cB	34,97 bA	23,51 cA	46,15 aA	24,05 cA	36,93 bA	19,23 dB
Ni		4,57 aA	2,49 bA	3,38 bA	4,66 aB	5,07 bA	2,86 cA	2,90 cA	6,42 aA
Zn		28,08 bB	12,15 cB	34,42 aA	16,81 cA	43,56 aA	18,84 bA	20,74 bB	17,17 bA

As médias seguidas pela mesma letra minúscula na mesma linha não diferem significativamente no mesmo período em diferentes locais pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). As médias seguidas pela mesma letra maiúscula na mesma linha não diferem significativamente no mesmo local em diferentes períodos pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). PT - Parque Trianon, PAV - Parque Alfredo Volpi, PEFI - Parque Fontes do Ipiranga, PC - Parque do Carmo.

Considerando os períodos estudados e os resultados dos teores médios totais de metais pesados nos solos durante os períodos seco e chuvoso (Tabela 3). Para os metais As, Ba, Cd e Pb, não foram observadas diferenças nos teores entre as duas estações. No entanto, houve diferença significativa nos teores de Cu e Zn, com valores mais altos de Cu no período seco (87,13 mg kg⁻¹) em comparação com o período chuvoso (50,01 mg kg⁻¹). Por outro lado, os teores de Zn foram mais elevados no período chuvoso (25,08 mg kg⁻¹) em relação ao período seco (22,87 mg kg⁻¹).

O Cr apresentou teores mais altos no período chuvoso (31,60 mg kg⁻¹) em comparação com o período seco (30,03 mg kg⁻¹). O Cu foi o metal que mais acumulou

nos solos dos parques em ambos os períodos, com $68,57 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido pelo Cr com $30,81 \text{ mg kg}^{-1}$ e Zn com $23,98 \text{ mg kg}^{-1}$. Os teores de níquel (Ni) foram maiores no período chuvoso ($4,32 \text{ mg kg}^{-1}$), comparados ao período seco ($3,78 \text{ mg kg}^{-1}$). Os menores valores observados para Ni e As foram $4,05 \text{ mg kg}^{-1}$ e $6,54 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Os resultados destacam a influência sazonal na distribuição desses metais pesados nos solos dos fragmentos florestais estudados, ressaltando a importância de considerar as variações sazonais ao avaliar a contaminação por metais pesados em ecossistemas florestais urbanos.

Os resultados, analisando exclusivamente a localização dos fragmentos florestais (Tabela 3), revelam diferenças estatisticamente significativas nos teores médios de metais pesados nos solos. No PT, que é o fragmento florestal localizado mais ao centro da cidade, os teores de As, Pb, Cu, Cr e Zn foram significativamente mais altos em comparação com os outros fragmentos. Cabe ressaltar os altos teores acumulados de Pb ($51,27 \text{ mg kg}^{-1}$) e Cu ($91,81 \text{ mg kg}^{-1}$), comparados aos menores valores observados dos elementos em outros fragmentos (Pb $10,83 \text{ mg kg}^{-1}$ – PC e Cu $57,58 \text{ mg kg}^{-1}$ – PEFI), a diferença foi de 373,6% (Pb) e 59,4% (Cu), respectivamente.

No PAV, os teores de Ba apresentaram-se significativamente mais elevados, com $6,11 \text{ mg kg}^{-1}$. No PEFI, destacou-se a presença de teores mais baixos de Ba e Cu, sendo este último o elemento com o menor teor observado entre os locais analisados, com $57,58 \text{ mg kg}^{-1}$. No PC, situado afastado da região central, os teores de As, Pb e Cr foram significativamente inferiores em comparação com os outros fragmentos, enquanto os teores de Ni foram mais elevados, alcançando $5,55 \text{ mg kg}^{-1}$. Essas discrepâncias destacam a heterogeneidade na distribuição de metais pesados nos solos dos fragmentos florestais urbanos investigados.

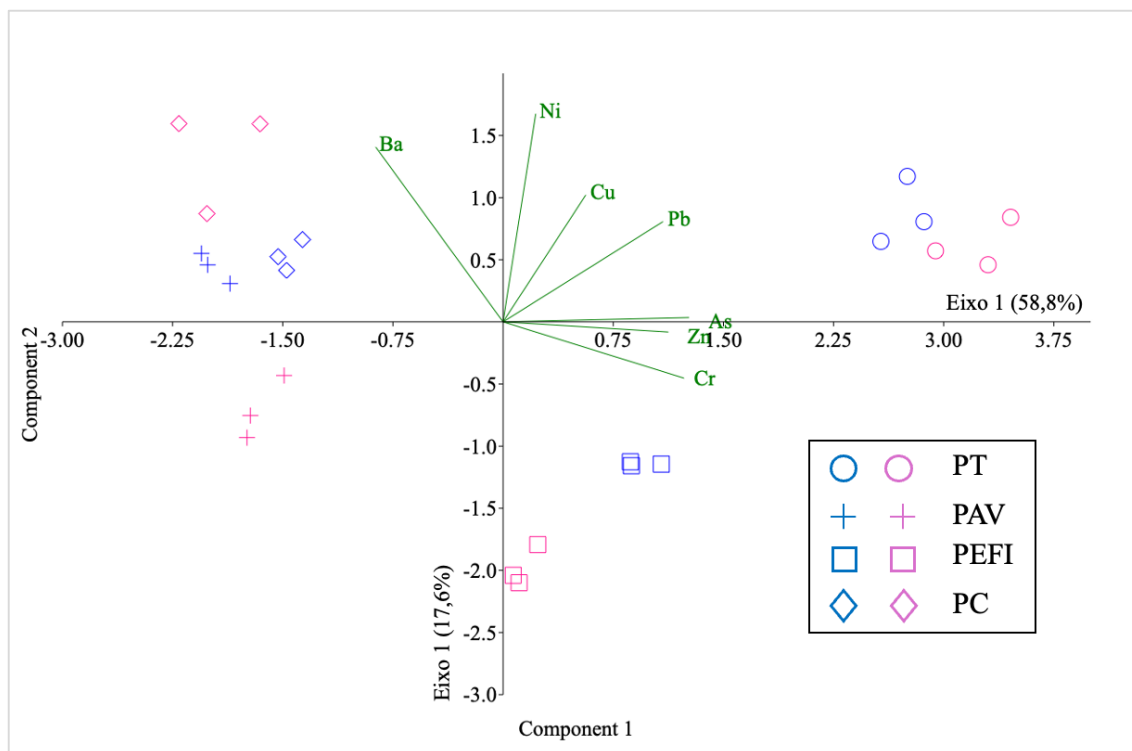
Tabela 3 - Teores de metais pesados nos solos dos quatro fragmentos florestais urbanos. Resultados estatísticos da comparação em períodos diferentes (seco e chuvoso) somando os metais nos fragmentos florestais urbanos e; localização, independente do período estudado

	Seco	Chuvoso	PT	PAV	PEFI	PC
As	4,84 a	4,98 a	9,61 a	2,25 c	5,60 b	2,20 c
Ba	15,42 a	15,64 a	11,70 b	23,08 a	6,11 c	21,25 a
Pb	23,50 a	23,68 a	51,27 a	17,99 b	14,25 c	10,83 d
Cu	87,13 a	50,01 b	91,81 a	63,74 b	57,58 b	61,15 b
Cr	30,03 b	31,60 a	43,79 a	22,12 c	35,96 b	21,38 c
Ni	3,78 b	4,32 a	4,83 b	2,68 c	3,15 c	5,55 a
Zn	22,87 b	25,08 a	35,83 a	15,50 c	27,58 b	16,99 c

As médias seguidas pela mesma letra minúscula na mesma linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). PT - Parque Trianon, PAV - Parque Alfredo Volpi, PEFI - Parque Fontes do Ipiranga, PC - Parque do Carmo.

A PCA apresentou 74,6% de explicação conjunta dos dados analisados por correlação. O Eixo 1 explicou 58,8% dos dados e o Eixo 2 explicou 17,6%. As unidades amostrais referentes ao PT foram associadas aos maiores valores de Pb, Cu, As, Zn e Ni em ambas as estações. O PEFI foi o fragmento que também apresentou associação forte a essas variáveis por estarem no lado direito do gráfico. As unidades amostrais do PAV e PC foram associadas aos maiores valores de Ba. A estação seca no PAV foi associada aos menores valores de Cu, Pb e Ni durante a estação seca (Figura 4).

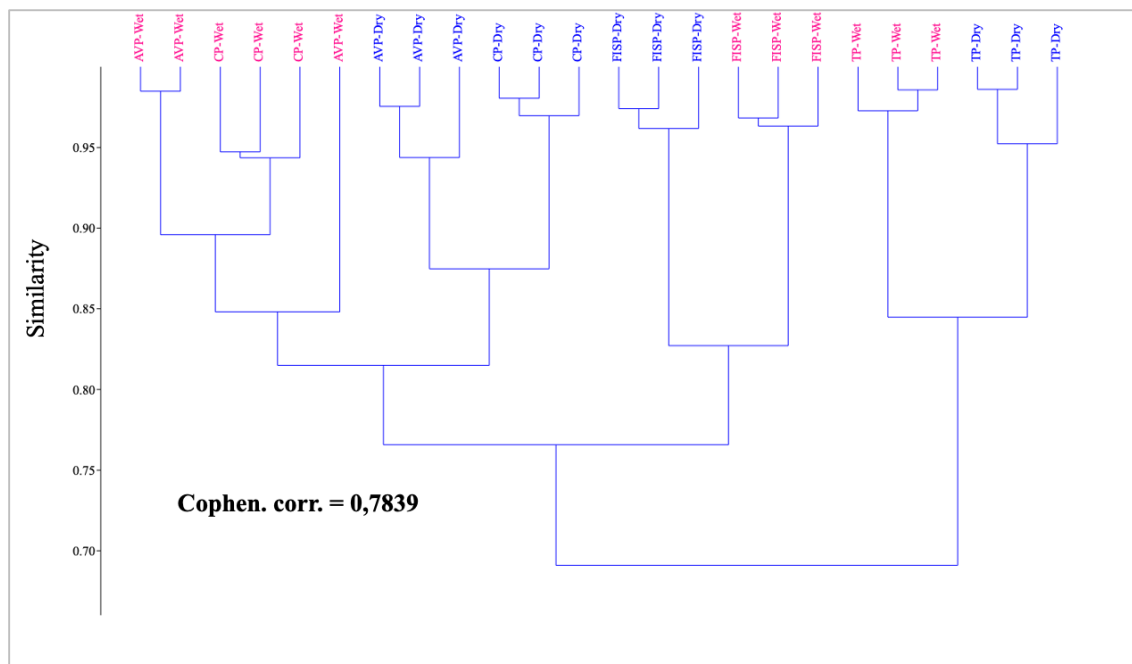
Figura 4 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos fragmentos florestais urbanos. Em azul, estação chuvosa, em roxo, estação seca. PT - Parque Trianon, PAV - Parque Alfredo Volpi, PEFI - Parque Fontes do Ipiranga, PC - Parque do Carmo



Fonte: Autor

Ao analisar o agrupamento dos fragmentos florestais a partir da variabilidade conjunta dos dados em ambas as estações, notou-se que o local exerceu relação mais forte do que a estação na explicação dos maiores valores encontrados, com coeficiente de correlação cofenética de 0,7839. O PT e PEFI apresentaram alta associação independente da estação do ano ($> 80\%$), ao passo que PAV e PC também tiveram alta associação independente da estação do ano (lado esquerdo do dendrograma).

Figura 5 - Análise de cluster



Fonte: Autor

1.4 DISCUSSÃO

Os poluentes atmosféricos exibiram variações significativas entre diferentes localidades e períodos investigados. No entanto, observou-se que a localização geográfica dos fragmentos florestais exerceu influência pronunciada do que as flutuações sazonais. Em particular, constatou-se que o solo em PT foi o mais impactado, demonstrando níveis elevados de metais pesados independentemente da estação do ano. Essa tendência pode ser explicada, em grande medida, pela alta atividade veicular nas imediações do fragmento florestal, conforme observado em estudo semelhante conduzido por Romzaykina *et al.* (2020). Os autores identificaram áreas consideradas como "pontos críticos" de contaminação na megalópole de Moscou, situadas em locais com tráfego intenso e presença de indústrias de grande porte.

Ramon *et al.* (2023) conduziram uma investigação focando na presença de metais pesados adsorvidos pela serapilheira em fragmentos florestais análogos aos examinados neste estudo. Os resultados destacaram que os teores de Cd, Pb e Cu foram mais significativos no ponto de amostragem PT. Uma das hipóteses levantadas para explicar os elevados níveis de Cu encontrados foi a relação com o padrão de direção, caracterizado pela baixa velocidade média dos veículos. Esse padrão de

deslocamento, com frequente acionamento do sistema de freios devido ao movimento de "anda e para", está associado à maior emissão desse metal pesado. Ademais, é sugerido que o cobre, chumbo e zinco podem ter origens variadas, incluindo emissões veiculares, partículas provenientes de freios e pneus, ou como emissões industriais (Sellami *et al.*, 2022). Em estudos anteriores, Swietlik *et al.* (2013) e Wieczorek *et al.* (2020) constataram que os principais poluentes originados do tráfego intenso de veículos incluem não apenas o Cu, mas também o Pb, Zn e Cd. É importante destacar que o tipo de combustível utilizado pelos veículos pode influenciar significativamente a observação desses níveis elevados de poluentes no fragmento central da área em estudo.

Estudos sobre a presença de material particulado e metais pesados aderidos às cascas de árvores em florestas urbanas de São Paulo, conduzidos por Martins *et al.* (2021), revelaram que as áreas de borda dos fragmentos florestais analisados foram as mais impactadas. Observou-se que, quando esses locais eram adequadamente arborizados em suas fronteiras com as vias públicas, a vegetação desempenhava um papel crucial como um "filtro biológico", também conhecido como cortina de poluição. A pesquisa evidenciou que quanto maior era a cobertura arbórea nas bordas dos parques estudados, menor era a dispersão dos metais analisados, chegando a atenuar os efeitos até aproximadamente 50 metros no ponto de amostragem PT. Por outro lado, no Parque da Previdência, fragmento florestal urbano com baixa densidade arbórea, altas concentrações de Co e S foram detectadas até 200 metros da borda. Esses resultados destacam a influência do manejo da vegetação na determinação das concentrações de metais pesados presentes no solo (Marando *et al.*, 2016).

O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) é outro exemplo de área urbana cercada por avenidas de intenso tráfego veicular. Uma das principais rodovias que conecta a capital paulista ao maior porto da América Latina, o Porto de Santos, margeia o fragmento florestal do PEFI. Além disso, na extremidade oposta da área verde, avenidas movimentadas contribuem significativamente para as emissões elevadas de metais pesados. Esses dois fragmentos florestais urbanos, o PEFI e o anteriormente mencionado PT, destacam-se por apresentar os maiores teores de poluentes atmosféricos particulados. Essa condição certamente influencia os padrões

geoquímicos do solo, como evidenciado pelo coeficiente de correlação cofenético derivado da análise de cluster (Figura 5).

Altos índices de chumbo (Pb), por exemplo, exercem influência significativa na mobilidade de cátions metálicos, uma vez que tendem a permanecer fortemente adsorvidos à matéria orgânica do solo, resultando na menor transição entre os diferentes horizontes do perfil edáfico. A presença de teores elevados de metais pesados no solo pode impactar processos ecossistêmicos essenciais, como a ciclagem de nutrientes e a manutenção da produtividade florestal. Um exemplo concreto desse impacto foi observado em fragmentos de florestas urbanas na cidade de São Paulo, onde Ferreira *et al.* (2017) identificaram que áreas supostamente mais afetadas pela contaminação por metais pesados apresentaram taxas de decomposição de serapilheira significativamente mais lentas. Esses achados evidenciam a interação complexa entre os poluentes atmosféricos e os processos biogeoquímicos do ecossistema florestal. Além disso, os autores destacaram que durante a estação seca, fenômenos climáticos como o *La Niña* podem influenciar padrões de dispersão de poluentes na atmosfera da capital paulista. No entanto, neste estudo em questão, não foram registrados eventos climáticos atípicos que favorecessem a dispersão dos poluentes, sugerindo que os valores encontrados podem representar apenas parte do potencial de contaminação atmosférica na região. Essa constatação é particularmente relevante considerando-se os prognósticos de futuros cenários climáticos, que preveem o aumento na frequência de períodos de estiagem acompanhados de precipitação mais intensa em um menor número de dias (Lyra *et al.*, 2018). Essas condições climáticas projetadas podem intensificar ainda mais a contaminação atmosférica e seus efeitos sobre os ecossistemas florestais urbanos.

A análise de componentes principais (PCA) revelou que o PAV e PC foram associados aos menores teores de metais pesados. Esses fragmentos florestais estão situados em áreas predominantemente residenciais, com menor fluxo de veículos em seus arredores. No entanto, é importante notar que, apesar da relativa baixa intensidade de tráfego automotivo em comparação com áreas urbanas de outras cidades menores do Brasil, ambos os locais ainda registram a presença considerável de veículos. Isso é especialmente relevante considerando que mais de 90% das cidades brasileiras são classificadas como pequenas e médias, conforme dados do

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022). Conforme observado por Wieczorek *et al.* (2020), áreas periféricas das cidades também podem apresentar níveis significativos de metais pesados no solo, frequentemente associados a fontes pontuais de poluição. O estudo destaca a distribuição espacial desses metais, revelando que concentrações mais elevadas são frequentemente encontradas no centro urbano. Além disso, ressalta que as fontes de poluição podem ser tanto atuais quanto históricas, sendo que, no último caso, as concentrações de metais pesados podem persistir por longos períodos mesmo após a remoção da fonte original.

Esses resultados destacam a importância crucial do planejamento urbano sustentável, enfatizando a necessidade premente de explorar meios alternativos de transporte público. Investir em infraestrutura que promova a mobilidade urbana eficiente não apenas reduzirá a dependência de veículos individuais, mas também ajudará a preservar os padrões e processos ecossistêmicos nos solos das florestas urbanas. Diversas cidades ao redor do mundo têm adotado essa abordagem e têm alcançado sucesso relativo em seus esforços (Tessum *et al.*, 2014; Jiao *et al.*, 2020; Sofia *et al.*, 2020), demonstrando que políticas e investimentos voltados para a melhoria do transporte público podem ter impactos significativos na qualidade do ar, na saúde pública e na preservação dos ecossistemas urbanos. Essas iniciativas também contribuem para a mitigação das emissões de poluentes atmosféricos, beneficiando não apenas a saúde humana, mas também a biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas urbanos frente às mudanças climáticas.

1.5 CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho apontam que a localização do fragmento florestal foi mais importante do que a estação do ano nos teores de maiores concentrações. Sistemas de manejo florestal podem mitigar parcialmente a dispersão dos metais pesados, diminuindo assim as concentrações nos solos de fragmentos urbanos. O uso do solo adjacente ao fragmento e a frota automotiva são fatores preponderantes para marcar o impacto em padrões e processos ecossistêmicos.

Sistemas de planejamento urbano devem considerar o uso do solo urbano vizinho às áreas verdes para promoverem um plano adequado de manejo florestal,

visando assim a efetividade de processos geoquímicos e a manutenções de padrões edáficos mais próximos de ambientes não antropizados.

REFERÊNCIAS

- ABREU, CA de; ABREU, MF de; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 2, n. 1, p. 645-692, 2002.
- AKSU, A. Sources of metal pollution in the urban atmosphere (A case study: Tuzla, Istanbul). **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 13, p. 1-10, 2015.
- BARTELL, Scott M. et al. Particulate air pollution, ambulatory heart rate variability, and cardiac arrhythmia in retirement community residents with coronary artery disease. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 10, p. 1135-1141, 2013.
- BOLOU-BI, B. E. E. *et al.* Heavy metal fluxes in tropical urban forest soil in Abidjan District (Côte d'Ivoire). **Journal of Agricultural Chemistry and Environment**, v. 10, n. 02, p. 169-183, 2021.
- BRANDÃO, S. E. *et al.* Nickel and zinc absorption and growth of Atlantic Forest trees cultivated in polluted soil. **Plant and Soil**, p. 1-13, 2022.
- CESAR, A. C. G.; NASCIMENTO, L. F. C.; CARVALHO JR, J. A. de. Associação entre exposição ao material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças. **Revista de Saúde Pública**, v. 47, p. 1209-1212, 2013.
- DE ANDRADE, J. C. *et al.* **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**, Campinas, 2001.
- EL-KHATIB, A. A. *et al.* Bioaccumulation of heavy metals air pollutants by urban trees. **International Journal of Phytoremediation**, v. 22, n. 2, p. 210-222, 2020.
- EUROPEAN COMMISSION. (2020). **Communication from the Commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. EU biodiversity strategy for 2030—Bringing nature back into our lives**. COM (2020) 380 final. Brussels, Belgium.
- EZZ, W. N. *et al.* Ultrafine particles from traffic emissions and children's health (Uptech) in Brisbane, Queensland (Australia): Study design and implementation. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 2, p. 1687-1702, 2015.
- FERREIRA, M. L. *et al.* Air contaminants and litter fall decomposition in urban forest areas: The case of São Paulo-SP, Brazil. **Environmental Research**, v. 155, p. 314-320, 2017.
- FERRINI, F. *et al.* Role of vegetation as a mitigating factor in the urban context. **Sustainability**, v. 12, n. 10, p. 4247, 2020.
- GIAMPAOLI, P. *et al.* Fluorescence emission spectra of target chloroplast metabolites (flavonoids, carotenoids, lipofuscins, pheophytins) as biomarkers of air

pollutants and seasonal tropical climate. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 25363-25373, 2020.

GIAMPAOLI, P.; TAVARES, A. R.; DOMINGOS, M. Physiological responses of two different epiphytic bromeliads exposed in a polluted subtropical region in southeast Brazil characterized by seasonal climate. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106945, 2021.

GONG, P. *et al.* Persistent organic pollutant cycling in forests. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 2, n. 3, p. 182-197, 2021.

GOUVEIA, N. *et al.* Air pollution and hospitalizations in the largest Brazilian metropolis. **Revista de Saude Publica**, v. 51, p. 117, 2017.

HARRIS, T. B.; MANNING, W. J. Nitrogen dioxide and ozone levels in urban tree canopies. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 7, p. 2384-2386, 2010.

HROTKÓ, K. *et al.* Foliar dust and heavy metal deposit on leaves of urban trees in Budapest (Hungary). **Environmental Geochemistry and Health**, v. 43, p. 1927-1940, 2021.

IBGE. **Cidades**. Visualizado em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 31 de Março de 2022

JIAO, J.; HUANG, Y.; LIAO, C. Co-benefits of reducing CO₂ and air pollutant emissions in the urban transport sector: A case of Guangzhou. **Energy for Sustainable Development**, v. 59, p. 131-143, 2020.

KAROTTKI, D. G. *et al.* Indoor and outdoor exposure to ultrafine, fine and microbiologically derived particulate matter related to cardiovascular and respiratory effects in a panel of elderly urban citizens. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 2, p. 1667-1686, 2015.

LANDRIGAN, P. J. *et al.* The Lancet Commission on pollution and health. **The Lancet**, v. 391, n. 10119, p. 462-512, 2018.

LANGRISH, Jeremy P. *et al.* Reducing personal exposure to particulate air pollution improves cardiovascular health in patients with coronary heart disease. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 3, p. 367-372, 2012.

LYRA, A. *et al.* Climate change projections over three metropolitan regions in Southeast Brazil using the non-hydrostatic Eta regional climate model at 5-km resolution. **Theoretical and applied climatology**, v. 132, p. 663-682, 2018.

MARANDO, F. *et al.* Removal of PM₁₀ by forests as a nature-based solution for air quality improvement in the Metropolitan city of Rome. **Forests**, v. 7, n. 7, p. 150, 2016.

MARTÍN, J. R. *et al.* Impact of 70 years urban growth associated with heavy metal pollution. **Environmental Pollution**, v. 196, p. 156-163, 2015.

MARTINS, A. P. G. *et al.* Infraestrutura verde para monitorar e minimizar os impactos da poluição atmosférica. **Estudos Avançados**, v. 35, p. 31-57, 2021.

MOLINA, M. J.; MOLINA, L. T. Megacities and atmospheric pollution. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 54, n. 6, p. 644-680, 2004.

NAKAZATO, R. K. *et al.* Trace metals at the tree-litter-soil-interface in Brazilian Atlantic Forest plots surrounded by sources of air pollution. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115797, 2021.

NOWAK, D. J. *et al.* A modeling study of the impact of urban trees on ozone. **Atmospheric Environment**, v. 34, n. 10, p. 1601-1613, 2000.

RAMON, M. *et al.* Assessment of four urban forest as environmental indicator of air quality: a study in a brazilian megacity. **Urban Ecosystems**, v. 26, n. 1, p. 197-207, 2023.

RICHARDSON, J. B.; MOORE, L. A tale of three cities: Mercury in urban deciduous foliage and soils across land-uses in Poughkeepsie NY, Hartford CT, and Springfield MA USA. **Science of the Total Environment**, v. 715, p. 136869, 2020.

ROMZAYKINA, O. N. *et al.* Assessing and mapping urban soils as geochemical barriers for contamination by heavy metal (loid) s in Moscow megapolis. **Journal of Environmental Quality**, v. 50, n. 1, p. 22-37, 2021.

SALDIVA, P. H. N. *et al.* Air Pollution and DOHaD-The health of the next generation with emphasis on the Brazilian population. **Current Opinion in Toxicology**, p. 100416, 2023.

SANTOS, D. D. *et al.* Pah levels in the soil-litter-vegetation-atmosphere system of Atlantic Forest remnants in Southeast Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 4, p. 293, 2022.

SANTOS, N. V. *et al.* Accumulation of trace element content in the lungs of Sao Paulo city residents and its correlation to lifetime exposure to air pollution. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 11083, 2022.

SELLAMI, S. *et al.* Assessment of heavy metal pollution in urban and peri-urban soil of Setif city (High Plains, eastern Algeria). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 2, p. 126, 2022.

SIQUEIRA, M. C. *et al.* Physiological and biochemical changes in tree seedlings growing in urban forest soil contaminated with copper in São Paulo, Brazil. **Plant and Soil**, v. 464, p. 149-163, 2021.

SOFIA, D. *et al.* Mitigation strategies for reducing air pollution. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 16, p. 19226-19235, 2020.

ŚWIETLIK, R. *et al.* Evaluation of traffic-related heavy metals emissions using noise barrier road dust analysis. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 22, n. 2, p. 561-567, 2013.

TESSUM, C. W.; HILL, J. D.; MARSHALL, J. D. Life cycle air quality impacts of conventional and alternative light-duty transportation in the United States. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 52, p. 18490-18495, 2014.

VIARD, B. *et al.* Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. **Chemosphere**, v. 55, n. 10, p. 1349-1359, 2004.

WIECZOREK, K. *et al.* Comprehensive evaluation of metal pollution in urban soils of a post-industrial city—A case of Łódź, Poland. **Molecules**, v. 25, n. 18, p. 4350, 2020.

WORLD AIR QUALITY REPORT, IQAir Disponível em https://www.iqair.com/dl/2023_World_Air_Quality_Report.pdf. 2023.

ZABOTTO, A. R. *et al.* Copper accumulation and distribution in two arboreal species of the atlantic forest. **Floresta e Ambiente**, v. 27, p. e20190027, 2020.

ZHOU, J. *et al.* Mercury in terrestrial forested systems with highly elevated mercury deposition in southwestern China: The risk to insects and potential release from wildfires. **Environmental Pollution**, v. 212, p. 188-196, 2016.

CAPÍTULO 2

ECOFISIOLOGIA DO NITROGÊNIO EM ÁRVORES DE DIFERENTES GRUPOS FUNCIONAIS DA MATA ATLÂNTICA (SUDESTE DO BRASIL): *INSIGHTS* PARA PROGRAMAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL URBANA

2.1 INTRODUÇÃO

Entre os numerosos compostos nutricionais vitais para as funções básicas das espécies vegetais, o nitrogênio (N) desempenha função crucial na sustentação e aprimoramento fisiológico e metabólico. Como macronutriente, o nitrogênio é componente essencial na composição da clorofila, ácidos nucleicos, aminoácidos e proteínas (Taiz *et al.*, 2017). Estima-se que cerca de 65% do nitrogênio foliar esteja localizado nos cloroplastos (Liu *et al.*, 2018).

Em ambientes naturais, as principais fontes de nitrogênio são a atmosfera e a matéria orgânica presente no solo, o qual depois de metabolizado pela planta e devolvido ao ambiente passa por um processo de mineralização mediado por microrganismos. Esse processo resulta na produção de amônio (NH_4^+) e/ou nitrato (NO_3^-), que são as formas predominantes de nitrogênio assimiladas pelas plantas (Shafreen *et al.*, 2021).

A forma predominante de nitrogênio no solo é a nítrica, resultante da oxidação do amônio por bactérias em um processo conhecido como nitrificação. Contudo, a atividade desses microrganismos pode ser inibida em condições de elevada acidez do solo (Hayatsu *et al.*, 2021). O amônio, por possuir carga elétrica líquida positiva, tende a ser retido no solo, enquanto o nitrato é mais suscetível à lixiviação. A disponibilidade dessas duas formas de íons nitrogenados no solo é influenciada pela interação complexa de diversos fatores, incluindo características genéticas das plantas e condições ambientais específicas (Ward *et al.*, 2007). Portanto, essas formas de compostos nitrogenados podem ser absorvidos pelas plantas em taxas e proporções variáveis.

As plantas frequentemente exibem diferentes respostas fisiológicas e de crescimento, dependendo das fontes de nitrogênio utilizadas. A absorção de nitrato ocorre através de processo ativo em sistema simporte, contra um gradiente

eletroquímico, com transporte simultâneo de H^+ e NO_3^- para dentro das células numa relação de 2:1. Este processo de absorção demanda custo energético (Magray *et al.*, 2022). Em contrapartida, a absorção de NH_4^+ ocorre através de um sistema uniporte, por processo passivo, onde o NH_4^+ está prontamente disponível para incorporação sem necessidade de consumo energético adicional (Taiz *et al.*, 2017).

As variações nos teores de nitrogênio nas plantas podem impactar diversos aspectos do metabolismo vegetal, destacando-se as alterações no processo fotossintético como uma das consequências significativas. Por exemplo, é amplamente reconhecido que há correlação significativa entre a capacidade fotossintética das plantas e o teor de nitrogênio foliar, já que mais da metade do nitrogênio presente nas folhas está ligado ao sistema fotossintético (Hikosaka *et al.*, 1998, Mu *et al.*, 2021; Evans *et al.*, 2019).

A deficiência de nitrogênio pode estar correlacionada à diminuição da atividade da clorofila e das enzimas envolvidas na fotossíntese (Makino; Ueno, 2018). Essa relação se deve em parte ao fato de que entre 50 a 70% do nitrogênio absorvido e translocado para as folhas é utilizado na composição de enzimas cloroplásticas (Dubey *et al.*, 2021). Por outro lado, elevadas concentrações de NH_4^+ podem resultar em seu acúmulo nas folhas causando toxidez e, conseqüentemente, acarretar na redução na taxa fotossintética (Chen *et al.*, 2021).

Variedades distintas de plantas ou grupos funcionais podem exibir estratégias particulares de utilização de nitrogênio, refletindo respostas adaptativas significativas ao seu ambiente específico (Britto; Kronzucker, 2013). Espécies pioneiras da Mata Atlântica possuem alta capacidade de assimilação de NO_3^- . Ao contrário, as espécies não pioneiras tiveram a capacidade reduzida de assimilação de NO_3^- nas folhas, incorrendo assim na utilização de outras fontes de N nas raízes, i.e., NH_4^+ (Aidar *et al.*, 2003).

Em Floresta Ombrófila Mista (Mata Atlântica) foram observadas estratégias distintas no uso de nitrogênio entre espécies de diferentes grupos funcionais. As pioneiras mostraram maior assimilação de nitrogênio foliar no verão, enquanto no inverno, o comportamento foi semelhante entre espécies de ambos os grupos (i.e., pioneiras e não pioneiras) (Morena, 2015).

Desta forma, entende-se que compreender como as plantas utilizam o nitrogênio pode ser uma ferramenta valiosa para classificar as espécies em diferentes grupos ecológicos de sucessão, incluindo pioneiras e não pioneiras (Aidar *et al.*, 2003, Macieira *et al.*, 2020), bem como selecionar as melhores espécies a serem utilizadas em estratégias de reflorestamento ou restauração, a depender das condições do solo local.

No entanto, as respostas sobre a absorção de NH_4^+ e NO_3^- em ambientes altamente antropizados, nitidamente marcados pelo elevado teor de nitrogênio atmosférico, ainda carecem de compreensão completa em regiões tropicais e subtropicais (Bulbovas *et al.*, 2020). A influência dessas condições específicas sobre as taxas e proporções de absorção de nitrogênio pelas árvores permanece em grande parte desconhecida, especialmente em plantas jovens. Entender essas respostas é crucial para o desenvolvimento e manejo eficaz de florestas urbanas em cidades médias e grandes, visando a melhor técnica de restauração florestal urbana. Ao compreender melhor como as árvores respondem à disponibilidade de nitrogênio nessas áreas e ocupam seus respectivos nichos, pode-se otimizar estratégias de plantio e gestão urbana para maximizar os benefícios ambientais proporcionados pela infraestrutura verde nas cidades (Högberg *et al.*, 2021; Sikorska *et al.*, 2023; Francini *et al.*, 2024).

Adicionalmente, cenários climáticos críticos para maior ocorrência de eventos extremos ameaçam as áreas urbanas, sendo a restauração florestal instrumento de aumento de resiliência para cidades (Klaus *et al.*, 2021). No entanto, a literatura científica disponível sobre esse assunto ainda é escassa, o que justifica a relevância do presente estudo.

Assim, o objetivo deste estudo foi investigar as variações sazonais nos teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , bem como na atividade fotossintética de árvores jovens pioneiras e não pioneiras da Mata Atlântica cultivadas em ambiente altamente antropizado, abrangendo diferentes estações do ano. Pretendeu-se obter melhor compreensão de como a sazonalidade difere entre as espécies pioneiras e não pioneiras, fornecendo *insights* sobre os padrões de absorção e utilização de nitrogênio, bem como sua relação com a fotossíntese ao longo do ciclo anual, aumentando o campo do conhecimento sobre a restauração florestal em sistemas urbanos. Este trabalho

contribuirá para compreender as principais espécies que devem ser manejadas em área urbana altamente antropizada (e.g., cidade de São Paulo), a fim de fomentar o verde urbano e fortalecer o manejo florestal da maior cidade da América Latina (ONU, 2018).

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

Localizada na região sudeste do Brasil, entre os paralelos -23° 32' 56" e -46° 38' 20", a megacidade de São Paulo é caracterizada por clima subtropical úmido (Cfa/Cwa de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger), com as quatro estações do ano relativamente definidas. Geomorfologicamente, a cidade está situada no domínio do Planalto Paulistano, apresentando terrenos acidentados com planícies aluviais próximas aos rios, além de morros e serras. As temperaturas médias variam de 13 °C no inverno a 29 °C no verão, enquanto a precipitação média anual atinge 1.658 mm (INMET, 2024).

Com população de 11.451.999 habitantes, representando 27,28% da população do Estado de São Paulo, e densidade demográfica de 7.528,26 hab/km² de acordo com o último censo do IBGE, a cidade de São Paulo abriga uma frota urbana de 6,1 milhões de veículos (IBGE, 2022). Além disso, as atividades industriais contribuem para tornar o ambiente urbano desta megacidade altamente antropizado.

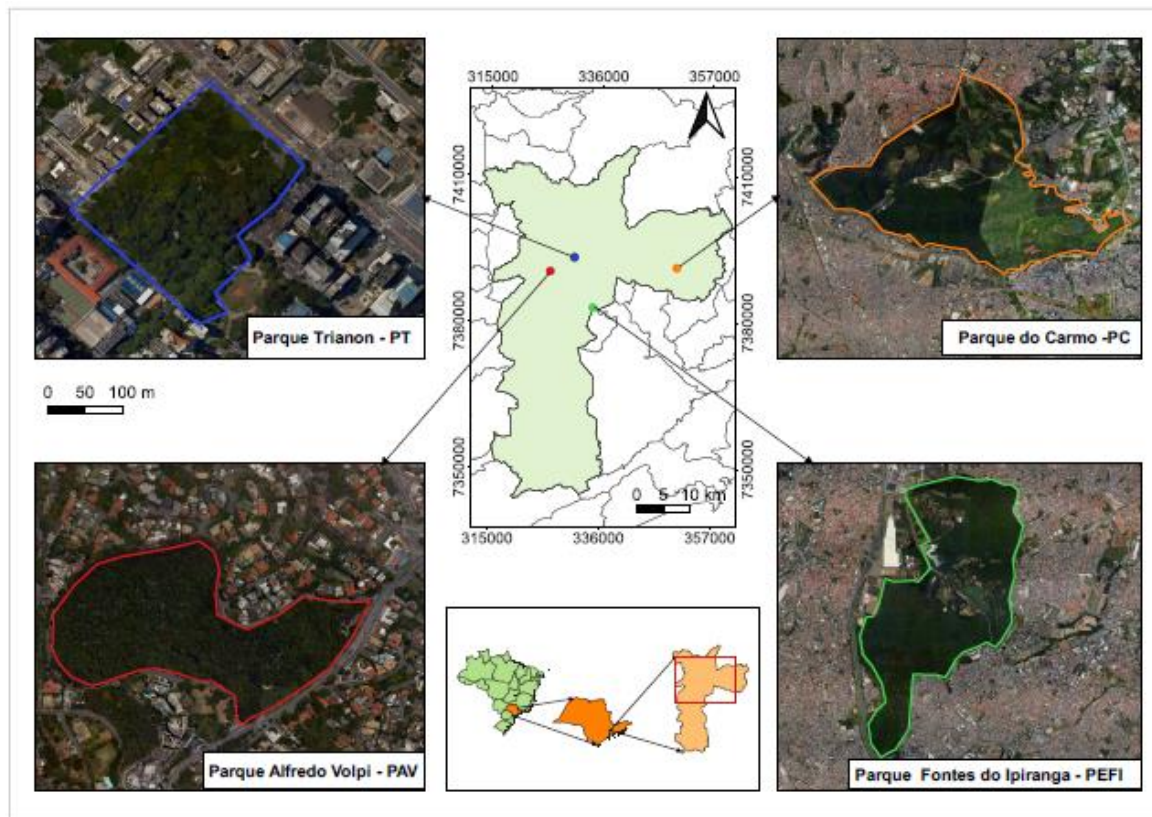
Alguns remanescentes de Floresta Atlântica permanecem imersos na malha cinza, os quais promovem inúmeros serviços ecossistêmicos e servem como refúgios de lazer e promoção de saúde para a população urbana. Para o presente, os fragmentos de florestas urbanas selecionados estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Características das áreas de estudo

Localidade	Área (Ha)	Altitude	Ano de criação	Urbanização no entorno
Parque Municipal Ten. Siqueira Campos (Parque Trianon - PT)	4,6	805 a 815	1924	1882 a 1914
Parque Municipal Alfredo Volpi (Parque Alfredo Volpi - PAV)	14,2	730 a 790	1971	1950 a 1962
Parque Estadual Fontes do Ipiranga (Parque Fontes do Ipiranga - PEFI)	526,4	760 a 825	1969	1930 a 1962
Parque Municipal Fazenda do Carmo (Parque do Carmo - PC)	867,6	782 a 864	1989	1940 a 2003

Devido à localização em diferentes locais do território municipal (Figura 1), alguns destes fragmentos estão sujeitos a diversos impactos distintos de intensa ilha de calor, conforme citado no Plano de Manejo do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, o qual tem dados meteorológicos sendo monitorados desde o ano de 1933 (SÃO PAULO, 2007).

Figura 1 - Mapa dos fragmentos florestais estudados na cidade de São Paulo, SP

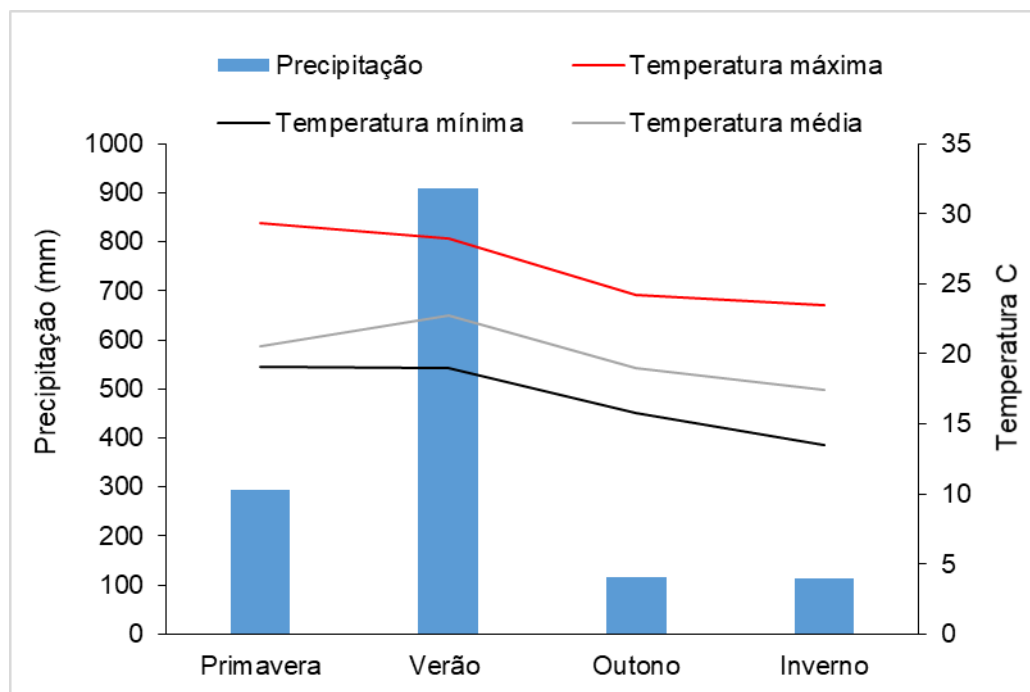


Fonte: Autor

2.2.2 Dados meteorológicos

A coleta de dados meteorológicos ocorreu por meio de estações meteorológicas do INMET. As medidas obtidas por cada estação foram temperatura e precipitação pluviométrica acumulada (Figura 2).

Figura 2 - Dados de temperatura (média mínima, média e máxima) e precipitação em quatro períodos do ano de acordo com o INMET



Fonte: Autor

2.2.3 Avaliação das características químicas e físicas dos solos

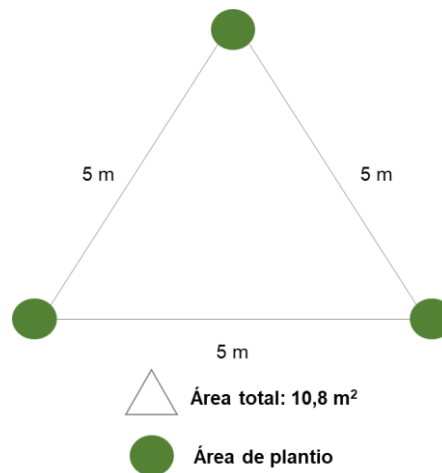
A coleta de solo foi realizada no interior de cada parcela demarcada para o plantio das árvores (Figura 3). Após a retirada da camada de serapilheira, as amostras de solo foram retiradas na profundidade de 0 a 20 cm, com o auxílio de trado. Posteriormente, as amostras foram identificadas e enviadas ao laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da Faculdade de Ciências Agrônômicas – FCA, da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus Botucatu, São Paulo, onde foram secas em estufa de renovação e circulação de ar a temperatura média de 65 °C até atingir peso constante. Após a pesagem, o material foi peneirado em malha de 2 mm para posterior análise das características químicas e físicas, conforme metodologia proposta por RAIJ *et al.*, (2001) e EMBRAPA (1997), respectivamente.

2.2.4 Seleção de espécies e coleta de dados ecofisiológicos

Para o estudo de ecofisiologia das árvores jovens recém plantadas, desenvolveu-se um modelo triangular de parcela (Figura 3) e demarcou-se seis delas, com 10,8 m², em cada fragmento florestal urbano, sendo três parcelas para plantio de espécies pioneiras e três não pioneiras. As parcelas para o plantio de espécies

pioneiras foram demarcadas em local com clareiras e as parcelas para as não-pioneiras o oposto, em áreas de sub-bosque. Todas as parcelas demarcadas em cada local de estudo estavam distantes, no mínimo, 50 metros da borda.

Figura 3 - Modelo de parcela desenvolvido para o experimento



Fonte: Autor

Foi realizado o plantio de uma espécie de cada grupo funcional em cada parcela. As espécies pioneiras (Aroeira pimenteira - *Schinus terebinthifolia*, Mutambo - *Guazuma ulmifolia* e Sangra-d'água - *Croton urucurana*) e não-pioneiras (Araça-amarelo - *Psidium cattleianum*, Araçá-roxo - *Psidium myrtoides* e Pau-marfim - *Balfourodendrom riedelianum*) foram obtidas junto ao viveiro da Prefeitura Municipal de São Paulo, apresentando diâmetro do caule aproximado de 3 cm e altura de 1,60 m. A Tabela 2 resume as características morfológicas e ecológicas das espécies.

Tabela 2 - Características taxonômicas, morfológicas, ecológicas e biogeográficas das espécies selecionadas neste estudo

F	Es	NP	GF	DM	AL	SD	ER
Anarcadiaceae	<i>S. terebinthifolia</i>	Aroeira	P	0,443	5-10	Zoo	Restinga e Floresta Ombrófila Densa
Malvaceae	<i>G. ulmifolia</i>	Mutambo	P	0,519	8-16	Zoo	Floresta Ombrófila Densa
Euphorbiaceae	<i>C. urucurana</i>	Sangra-d'água	P	0,377	6-15	Aut	Floresta Ombrófila Densa
Myrtaceae	<i>P. cattleianum</i>	Araçá-amarelo	NP	1,120	3-6	Zoo	Restinga e Floresta Ombrófila Densa
Myrtaceae	<i>P. myrtoides</i>	Araçá-roxo	NP	-	3-6	Zoo	Restinga e Floresta Ombrófila Densa
Rutaceae	<i>B. riedelianum</i>	Pau-marfim	NP	0,666	20-30	Ane	Floresta Ombrófila Densa

F – Família botânica; Es – Espécie; NP – Nome Popular; GF – Grupo Funcional (P pioneira e NP não pioneira); DM – Densidade da Madeira (g cm^{-3}); AL – Altura (m); SD – Síndrome de Dispersão; ER – Ecossistema ou Região de ocorrência na Mata Atlântica.

A partir do sexto mês do plantio das mudas, foram mensuradas as trocas gasosas utilizando equipamento portátil IRGA, modelo LCI-Pro ADC Bioscientific®. As leituras foram realizadas nas folhas marcadas completamente maduras e expandidas (três folhas por planta – em todas as plantas) no decorrer das quatro estações do ano, sempre no meio de cada estação, evitando assim a época de transição entre elas. Foi utilizado o padrão de irradiância de acordo com o grupo funcional das plantas, ou seja, clareira ou sub-bosque. O equipamento foi ajustado para trabalhar com fluxo de ar de $400 \mu\text{mol s}^{-1}$, temperatura da folha de $25 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e concentrações de CO_2 e H_2O dentro da câmara de medição em condições ambientais, onde foi avaliada a taxa fotossintética líquida (A), expressa em $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Todas as leituras foram realizadas no período da manhã.

Após a análise, as folhas foram coletadas, identificadas e secas em estufa de ventilação forçada a $45 \text{ }^{\circ}\text{C}$ até alcançar peso constante e avaliados os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no Laboratório de Nutrição de Plantas e Solos da Faculdade de Ciências Agrônômicas – FCA, da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu, SP, conforme metodologia proposta por Malavolta *et al.* (1997).

2.2.5 Análise de dados

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade. Os cálculos foram realizados com auxílio do pacote estatístico Sisvar 5.8 (Ferreira, 2019). Para compreender a variabilidade conjunta dos dados, Análise de Componentes Principais (PCA) foi conduzida por meio de teste de correlação e os resultados foram apresentados a partir dos dois eixos com maior explicabilidade dos dados (Hammer *et al.*, 2001).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Análise do solo

A análise do solo mostrou que as propriedades físicas (Tabela 3) e químicas (Tabela 4) dos solos sofreram poucas variações entre locais de plantio. Embora a pergunta do trabalho não esteja baseada na variação espacial do plantio nas florestas urbanas da cidade, um descritivo detalhado pode auxiliar na compreensão das condições locais reais (e não médias) onde cada indivíduo jovem foi plantado.

O pH do solo foi menos ácido no período seco. O teor de matéria orgânica (M.O.) foi maior no PT e menor no PC. PT também registrou o maior valor de P_{resina} , além de ser o único local que mostrou maior valor desta variável na estação chuvosa. As propriedades químicas do solo mostraram grande variação entre estações seca e chuvosa. Em relação aos parâmetros físicos do solo, o PC e PT mostraram características diferenciadas, cabendo ao PT a menor densidade do solo e ao PC a maior, além de apresentar textura média.

Tabela 3 - Parâmetros físicos (densidade, micro e macroporosidade, areia, argila, silte e textura) dos solos dos fragmentos florestais urbanos

	PT	PAV	PEFI	PC
Densidade	0,875	0,891	0,949	1,241
Porosidade Total m ³ m ⁻³	0,55	0,51	0,5	0,59
Microporosidade	0,45	0,39	0,39	0,52
Macroporosidade	0,1	0,12	0,1	0,06
Areia Total (g kg ⁻¹)	371	546	449	582
Argila (g kg ⁻¹)	489	355	473	278
Silte (g kg ⁻¹)	140	99	78	140
Textura	Argilosa	Argilosa	Argilosa	Média

PT - Parque Trianon, PAV - Parque Alfredo Volpi, PEFI - Parque Fontes do Ipiranga, PC - Parque do Carmo.

Tabela 4 - Parâmetros químicos dos solos dos fragmentos florestais urbanos

		PT		PAV		PEFI		PC	
		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
pH	CaCl ₂	4,1(±0,2)	4,1(±0,6)	3,8(±0,6)	3,7(±0,8)	4,1(±0,1)	3,6(±0,2)	4,8(±0,3)	3,6(±0,6)
M.O.	g dm ⁻³	57(±6,5)	69(±7,6)	58(±8,9)	49(±7,0)	56(±9,8)	54(±6,7)	30(±7,1)	43(±11,0)
P _{resina}	mg dm ⁻³	26(±8,2)	59(±20,8)	16(±6,8)	11(±3,8)	10(±1,8)	7(±1,1)	11(±2,5)	10(±2,9)
Al ³⁺	---	14(±3,3)	9(±7,6)	20(±10,0)	20(±14,4)	11(±3,5)	15(±4,4)	1(±1,0)	20(±15,4)
H+Al	mmol _c dm ⁻³	119(±15,4)	135(±58,3)	156(±65,7)	164(±83,5)	109(±16,9)	153(±28,9)	32(±7,1)	150(±85,0)
K	---	1,3(±0,4)	1,7(±0,3)	1,4(±0,3)	1,6(±0,4)	1,0(±0,3)	1,5(±0,3)	1,9(±0,9)	1,6(±0,9)
Ca	---	20(±6,0)	49(±20,6)	24(±25,0)	24(±24,6)	16(±5,9)	15(±5,0)	26(±9,3)	17(±18,1)
Mg	---	4(±0,7)	8(±3,3)	3(±1,9)	5(±3,6)	4(±1,2)	3(±0,5)	6(±1,7)	3(±2,8)
SB	---	25(±6,3)	59(±23,8)	29(±27,0)	30(±28,4)	21(±7,0)	19(±5,4)	33(±11,4)	21(±21,5)
CTC	---	144(±13,4)	194(±37,3)	185(±46,7)	195(±56,6)	130(±18,5)	172(±25,1)	65(±14,6)	172(±68,1)
V%	---	17(±4,8)	33(±17,8)	20(±24,0)	23(±25,5)	16(±4,6)	11(±5,0)	50(±11,3)	19(±22,8)
S	mmol _c dm ⁻³	34(±4,2)	53(±12,9)	26(±8,3)	37(±13,2)	35(±6,0)	51(±5,1)	9(±1,8)	34(±11,5)
B	---	0,9(±0,1)	0,8(±0,1)	1,0(±0,2)	0,6(±0,1)	0,8(±0,2)	0,6(±0,1)	0,5(±0,1)	0,5(±0,2)
Cu	---	8,3(±1,5)	12,4(±3,4)	2,3(±0,6)	2,9(±0,3)	3,5(±0,7)	3,7(±0,8)	4,3(±1,5)	2,9(±1,3)
Fe	mg dm ⁻³	402(±81,9)	156(±25,3)	538(±120)	164(±43,7)	226(±44,8)	117(±14,4)	79(±41,7)	151(±52,8)
Mn	---	1,5(±0,5)	3,6(±2,6)	5,4(±5,6)	3,2(±3,0)	5,1(±1,1)	2,2(±0,8)	16(±4,9)	7,2(±9,5)
Zn	---	7,3(±2,7)	27(±14,0)	6,5(±5,5)	4,4(±3,3)	11(±5,3)	6,1(±1,9)	5(±1,3)	6,2(±6,6)

2.3.2 Análises ecofisiológicas de plantas de diferentes grupos funcionais

Os maiores acúmulos de N-NH_4^+ foliares foram observados no período da primavera, nas espécies pioneiras *S. terebinthifolia* ($499,80 \text{ mg kg}^{-1}$) e *G. ulmifolia* ($475,30 \text{ mg kg}^{-1}$, conforme a Tabela 5), além da espécie não pioneira *P. myrtoides* ($466,72 \text{ mg kg}^{-1}$). Esse padrão também se estendeu na estação de verão, com *S. terebinthifolia* ($490,00 \text{ mg kg}^{-1}$) exibindo altos índices de N-NH_4^+ . Durante as estações mais frias (i.e., outono e inverno), observou-se maiores taxas de N-NH_4^+ nas espécies *P. cattleianum* e *P. myrtoides* do grupo não-pioneiro, apresentando diferenças estatisticamente significativas em relação às demais espécies em ambos os grupos.

No que diz respeito ao N-NO_3^- , a espécie pioneira *G. ulmifolia* se destacou estatisticamente das demais, exibindo consistentemente os teores mais elevados desse nutriente em suas folhas ao longo de todos os períodos estudados. Ademais, no período de inverno, *B. riedelianum* (não-pioneira) também apresentou concentrações significativas de N-NO_3^- ($380,97 \text{ mg kg}^{-1}$). Não foram observadas diferenças estatísticas durante o outono em todas as espécies dos grupos analisados.

Referente ao N total (Tabela 5), a pioneira *S. terebinthifolia* se destacou estatisticamente em todos os períodos estudados, seguida pela pioneira *G. ulmifolia* (exceto durante o outono), que obteve o maior teor dentre todas as espécies estudadas ($610,05 \text{ mg kg}^{-1}$ no verão). Entre as espécies não-pioneiras, observou-se maior acúmulo de nitrogênio nas folhas de *P. myrtoides* ($533,27 \text{ mg kg}^{-1}$ na primavera e $455,70 \text{ mg kg}^{-1}$ no outono) e *B. riedelianum*, que registrou $410,27 \text{ mg kg}^{-1}$ durante o inverno.

A média da taxa líquida de fotossíntese (A) das espécies pioneiras foi consistentemente mais elevada em todos os períodos em comparação com as não-pioneiras (Tabela 5). A espécie pioneira *C. urucurana* registrou as taxas mais altas durante todos os períodos estudados, com a máxima ocorrendo na primavera ($14,01 \text{ CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). As menores taxas fotossintéticas foram observadas no inverno, nas espécies não-pioneiras *P. cattleianum* ($1,72 \text{ CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), *B. riedelianum* ($1,75 \text{ CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e *P. myrtoides* ($1,89 \text{ CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

Tabela 5 - Média de nitrogênio foliar (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, em mg kg⁻¹, e N Total, em g kg⁻¹) e fotossíntese líquida (A) de espécies jovens dos grupos de pioneiras e não-pioneiras da Mata Atlântica em diferentes períodos do ano

	Pioneiras			Não-pioneiras		
	Mutambo (<i>G. ulmifolia</i>)	Aroeira (<i>S. terebinthifolia</i>)	Sangra-d'água (<i>C. floribundus</i>)	Araçá-amarelo (<i>P. cattleianum</i>)	Araçá-roxo (<i>P. myrtoides</i>)	Pau-marfim (<i>B. riedelianum</i>)
Primavera						
N-NH ₄ ⁺	475,30 aA	499,80 aA	164,97 abB	327,07 aAB	466,72 aA	164,97 aB
N-NO ₃ ⁻	134,75 cA	71,05 bAB	115,95 aAB	33,07 aB	66,55 aAB	45,32 cAB
N Total	610,05 aA	570,85 aA	280,92 aB	360,15 aB	533,27 aA	210,30 bB
(A)	10,31 bB	8,80 aB	14,01 aA	3,69 bC	3,86 bC	3,60 bC
Verão						
N-NH ₄ ⁺	291,55 bAB	490,00 aA	200,90 aC	312,37 aAB	290,32 bAB	115,97 aC
N-NO ₃ ⁻	206,27 bA	117,52 aAB	75,95 aB	30,62 aB	35,95 aB	69,20 bcB
N Total	497,82 bA	607,52 aA	276,85 abBC	343,00 aB	326,27 cBC	185,17 bC
(A)	12,37 aA	8,92 aB	14,36 aA	6,54 aBC	6,12 aC	5,84 aC
Outono						
N-NH ₄ ⁺	235,20 bABC	356,47 bAB	124,95 bcC	196,00 bBC	416,50 aA	120,90 aC
N-NO ₃ ⁻	120,05 cA	64,92 bA	78,40 aA	34,30 aA	39,20 aA	102,92 bA
N Total	355,25 cAB	421,40 bA	203,35 bcC	230,30 cBC	455,70 bA	223,82 bBC
(A)	6,80 cB	5,42 bBC	11,18 bA	3,46 bCD	3,97 bCD	2,84 bcD
Inverno						
N-NH ₄ ⁺	23,27 cB	212,25 cAB	65,25 cAB	267,87 aA	124,97 cAB	29,30 bB
N-NO ₃ ⁻	307,05 aA	143,32 aB	93,60 aBC	29,40 aC	40,87 aC	380,97 aA
N Total	330,32 cA	355,57 bA	158,85 cC	297,27 bcAB	165,85 dC	410,27 aA
(A)	7,11 cB	2,23 c	10,96 bA	1,72 cC	1,89 cC	1,75 cC

As médias seguidas pela mesma letra minúscula na mesma coluna e mesma letra maiúscula na mesma linha, não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Os teores de N-NH₄⁺ nas folhas de todas as espécies dos grupos funcionais estudados não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, embora a média de assimilação tenha sido mais alta nas espécies pioneiras (Tabela 6). No entanto, em relação ao N-NO₃⁻, foram observadas diferenças estatísticas durante o verão, com a maior média registrada no grupo das espécies pioneiras, com 133,25 mg kg⁻¹. Na média de todas as estações, o grupo das espécies pioneiras diferiu estatisticamente e apresentou teores de N-NO₃⁻ 68,80% superior em relação ao grupo de não-pioneiras, totalizando 127,40 mg kg⁻¹. Ademais, o teor de nitrogênio total foi mais elevado no grupo das espécies pioneiras na média das estações, com diferenças

estatisticamente significativas durante a primavera e o verão, com 487,27 e 460,73 mg kg⁻¹, respectivamente (Tabelas 5 e 6).

Analisando os dados dentro do mesmo grupo funcional, o comportamento das espécies foi semelhante para o acúmulo de N-NH₄⁺, com maiores médias na primavera e verão. Em relação ao N-NO₃⁻, não houve diferenças estatísticas dentro do grupo das pioneiras. Porém, observou-se que as espécies do grupo não-pioneiras acumularam altos teores no inverno, diferindo estatisticamente em relação aos outros períodos dentro do mesmo grupo. Para o N total, não foram observadas diferenças estatísticas entre as estações para o grupo das não-pioneiras, sendo a primavera a mais favorável para as maiores médias no outro grupo.

As espécies do grupo das pioneiras apresentaram maiores taxas fotossintéticas (A) em todos os períodos do ano, com aumento do período da primavera para o verão, e queda do outono para o inverno. No inverno, as espécies pioneiras apresentaram média superior em 278,2% em relação às não-pioneiras. As espécies pioneiras mantiveram a taxa de fotossíntese significativamente mais alta ao longo de todas as estações (9,38 ante 3,75 CO₂ m⁻² s⁻¹), em comparação com as não-pioneiras.

Tabela 6 - Média de nitrogênio foliar (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, em mg kg⁻¹, e N Total, em g kg⁻¹) e fotossíntese líquida (A) de espécies jovens dos grupos de pioneiras e não-pioneiras da Mata Atlântica em diferentes períodos do ano

	N-NH ₄ ⁺			N-NO ₃ ⁻	
	Pioneira	Não Pioneira		Pioneira	Não Pioneira
Primavera	380,02 aA	319,59 aA	Primavera	107,25 aA	48,31 bA
Verão	327,48 aA	239,55 abA	Verão	133,25 aA	45,25 bB
Outono	238,87 abA	244,46 abA	Outono	87,79 aA	58,80 abA
Inverno	100,25 bA	140,71 bA	Inverno	181,32 aA	150,41 aA
Média	261,66 A	236,08 A	Média	127,40 A	75,70 B

	N Total			(A)	
	Pioneira	Não Pioneira		Pioneira	Não Pioneira
Primavera	487,27 aA	367,90 aB	Primavera	11,04 aA	3,61 bB
Verão	460,73 abA	284,81 aB	Verão	11,89 aA	6,17 aB
Outono	326,66 bcA	303,27 aA	Outono	7,80 bA	3,43 bB
Inverno	281,58 cA	291,13 aA	Inverno	6,77 bA	1,79 cB
Média	389,06 A	311,78 B	Média	9,38 A	3,75 B

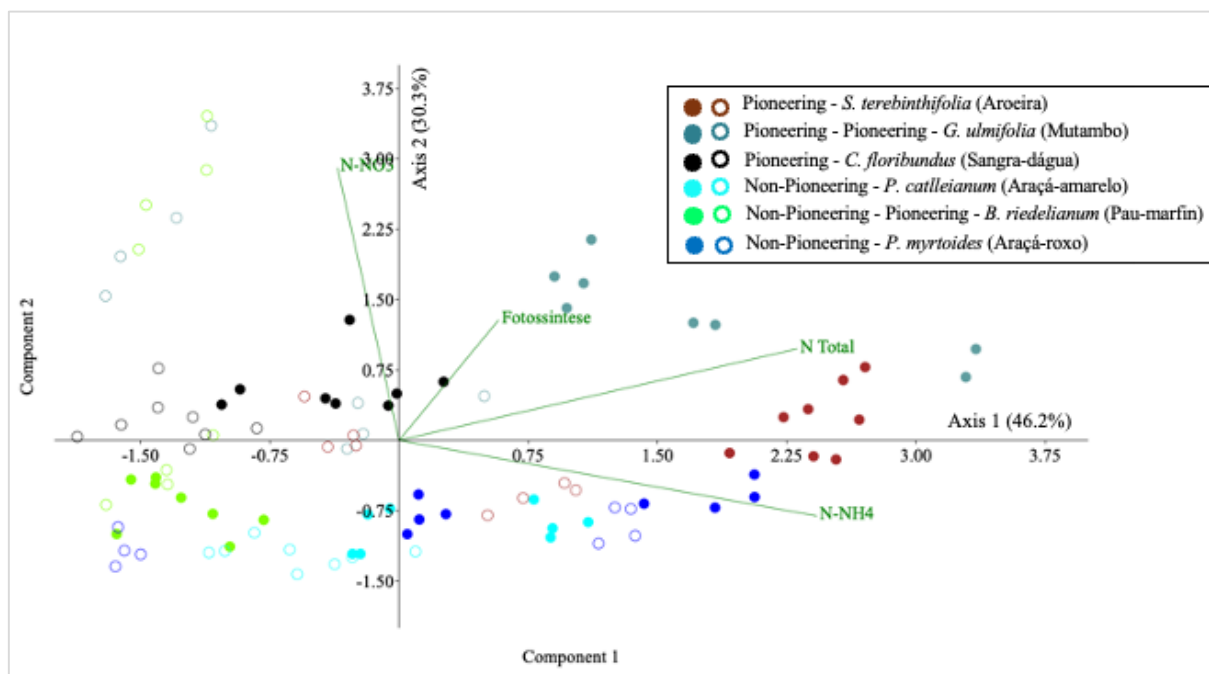
As médias seguidas pela mesma letra minúscula na mesma coluna e mesma letra maiúscula na mesma linha, não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

A Análise de Componentes Principais (PCA) mostrou associações interessantes para os diferentes grupos funcionais (Figura 4). O eixo 1 teve 46,2% de explicabilidade dos dados e o eixo 2 obteve 30,3%. As espécies pioneiras apresentaram comportamento distinto dentro do grupo e entre estações. As unidades amostrais referentes a *S. terebinthifolia* mostraram associação ao N-NH₄⁺ e N total durante a estação chuvosa, ao passo que na estação seca, metade das unidades amostrais se associaram ao N-NO₃⁻. *G. ulmifolia* apresentou forte associação aos maiores valores de N-NH₄⁺, fotossíntese e N total na estação chuvosa, ao passo que na estação seca as unidades amostrais referente a essa espécie se associaram mais ao N-NO₃⁻. *C. floribundus* se associou aos maiores valores de N-NO₃⁻ em ambas as estações.

Em relação as espécies não-pioneiras, *P. catlleianum* também mostrou variabilidade no uso do N entre as estações, sendo que na estação chuvosa, as unidades amostrais se associaram aos maiores valores de N-NH₄⁺ e na estação seca ao N-NO₃⁻. Durante a estação seca, essa espécie apresentou os menores valores de

fotossíntese e N total. Em ambas as estações, as unidades amostrais referentes a *B. riedelianum* se associaram ao N-NO_3^- . Em geral, todas as unidades amostrais desta espécie mostraram baixa associação ao N total, ocupando predominantemente o lado negativo do Eixo 1. Na estação chuvosa, esta espécie mostrou menor associação aos valores de fotossíntese, ao passo que na estação seca essa tendência se inverteu. As unidades amostrais de *P. myrtoides* mostraram forte aptidão ao uso de N-NH_4^+ em ambas as estações.

Figura 4 - Análise de Componentes Principais (PCA) com unidades das espécies pioneiras e não-pioneiras, em estação chuvosa (círculos preenchidos) e seca (círculos vazios)



Fonte: Autor

2.4 DISCUSSÃO

A diferenciação entre espécies pioneiras e não-pioneiras é comumente associada à sua taxa de crescimento, mas é importante considerar outras características funcionais (Swaine; Whitmore, 1988; Whitmore, 1990; Laughlin, 2014; Gustafsson *et al.*, 2016). Estas características incluem não apenas o carbono estrutural e não estrutural (Macieira *et al.*, 2023) e o nitrogênio foliar (Aidar *et al.*, 2003; MORENA, 2015), mas também parâmetros fotossintéticos, que variam entre os grupos funcionais. Em particular, as espécies pioneiras tendem a exibir taxas mais elevadas de fotossíntese, especialmente durante as fases iniciais de crescimento

(Portes *et al.*, 2010; Favaretto *et al.*, 2011). Essa diversidade funcional entre espécies pioneiras e não-pioneiras pode ter importantes implicações para a dinâmica ecológica dos ecossistemas florestais.

Este estudo revelou a sensibilidade do grupo funcional das espécies pioneiras à sazonalidade e comportamentos diferenciados das não-pioneiras em relação as variáveis analisadas. As taxas de fotossíntese líquida (A) foram superiores para o grupo das pioneiras em todas as estações do ano, exceto para algumas unidades amostrais na estação de inverno. Em contrapartida, o grupo de espécies não-pioneiras mantiveram taxas constantes na primavera e no outono, com a menor taxa observada no período de inverno. Este fato tem sido observado em outros estudos, indicando que a fotossíntese diminui conforme a posição sucessional da espécie (Givinish, 1988; Dailling *et al.*, 1999). As espécies do grupo não-pioneiras adotam uma abordagem conservadora, caracterizada por taxas de fotossíntese mais baixas e ritmo de crescimento moderado. Isso as torna mais adaptadas a condições desfavoráveis de crescimento em comparação com as espécies pioneiras (Donovan *et al.*, 2011; Pérezharguindeguy *et al.*, 2013).

Os teores de N foliar mostraram que as espécies pioneiras acumulam mais N-NO_3^- no período de verão, o oposto do observado no grupo das não-pioneiras. Em estudo para avaliar a assimilação de N em diferentes espécies e grupos funcionais, Aida *et al.*, (2003) observaram a preferência pelo N-NO_3^- em folhas de espécies pioneiras, corroborando os dados do presente estudo.

Os teores de N-NH_4^+ se mostraram mais importantes para os grupos funcionais na estação de primavera. A maior parte das pioneiras apresentaram alta taxa de fotossíntese líquida e maior uso de N-NO_3^- , embora alguns indivíduos tenha feito uso da absorção do N-NH_4^+ nas estações mais quentes (i.e., primavera e verão). Os resultados apontam que este grupo apresenta diferentes estratégias de absorção de N, sugerindo estratégia de armazenamento e remobilização do nutriente de acordo com o período do ano nessa região subtropical (Campos, 2009).

A literatura científica aponta que árvores pioneiras exibem notável capacidade de absorção de N-NO_3^- , o que foi evidenciado pela alta taxa de assimilação de nitrato nas folhas e pela provável translocação significativa de N-NO_3^- na seiva do xilema

(Oliveira *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2021). Por outro lado, as espécies não-pioneiras mostraram ter menor aptidão para assimilar N-NO_3^- nas folhas, indicando que elas dependem de outras fontes de nitrogênio, como o N-NH_4^+ das raízes (Aidar *et al.*, 2003). Cabe destacar que o nitrogênio transportado pelo xilema não necessariamente origina-se apenas das raízes, já que as reservas de nitrogênio podem ser realocadas (Moreno; Garcia-Martinez, 1983).

As espécies do grupo de pioneiras (*S. terebinthifolia* e *C. urucurana*) e não-pioneiras (*P. myrtoides* e *B. riedelianum*) obtiveram respostas diferentes em relação ao teor de N total. Essas divergências nas estratégias de obtenção de nitrogênio entre espécies que ocupam a mesma posição na sucessão ecológica, possibilitam a exploração de nichos ecológicos particulares (Oliveira *et al.*, 2017). A variação da forma nitrogenada entre diferentes grupos e espécies foi estudada em espécies arbóreas fixadoras e não fixadoras de N. Sabendo que as árvores fixadoras tem como principal fonte o N_2 , as árvores não fixadoras não tiveram a fonte específica identificada (Stewart *et al.*, 1993). Cabe salientar que no nosso estudo nenhuma das espécies estudadas é fixadora de N.

Os resultados apontam que dentro do mesmo grupo funcional, algumas espécies se comportaram de forma diferente em relação ao uso de N-NH_4^+ e N-NO_3^- . A alta associação de *C. floribundus* ao N-NO_3^- mostrou traços típicos de espécies pioneiras descritas na literatura (Oliveira *et al.*, 2017), ao passo que *S. terebinthifolia* declinou mais para o uso característico das espécies não-pioneiras. *G. ulmifolia* mostrou maior plasticidade fenotípica, fazendo uso de ambas as formas em diferentes estações do ano. Além disso, a espécie pioneira apresentou altos valores de fotossíntese em ambas as estações, uma característica típica de pioneiras (Silva *et al.*, 2021). *B. riedelianum* mostrou uma característica típica das pioneiras, tendo maior uso de N-NO_3^- independente da estação e mostrando alta taxa fotossintética na estação seca. Isso provavelmente ocorre devido a menor presença de nuvens e otimização de maior síntese de biomassa nessa estação.

Com exceção de *B. riedelianum* e *C. floribundus*, as espécies de ambos os grupos apresentaram associações com os valores de fotossíntese na estação chuvosa. Isso se deve a provável renovação do folheto que ocorre na comunidade como um todo que deve ser sincronizada com o fim da estação seca e início da

chuvosa. Dados sobre a produção de serapilheira em fragmentos florestais de São Paulo apontam maior produção do material decíduo durante os meses de setembro a novembro, sendo essa a provável estratégia de renovação do folheto da comunidade como um todo para a estação que se aproxima com maior volume pluviométrico, irradiação e maior temperatura média do ar (Ferreira *et al.*, 2014; Ferreira; Uchiyama, 2015; Ferreira *et al.*, 2019), fato que pode proporcionar maior eficiência fotossintética às folhas novas. Provavelmente, *G. ulmifolia* faz bom uso da água para otimizar a sua fotossíntese durante a estação chuvosa (e mais quente).

Contrapondo essa tendência na assimilação de carbono, *B. riedelianum* e *C. floribundus* mostraram baixa associação com os valores de fotossíntese em ambas as estações. Porém, essa associação ficou mais evidente na estação chuvosa, quando também ocorrem maiores níveis de radiação solar e maior temperatura média do ar. Embora este estudo tenha se apropriado particularmente de plantas jovens, essa espécie não pioneira domina o estrato mais elevado do dossel na fase adulta, chegando até 30 metros de altura. Árvores desta posição de dossel normalmente apresentam abertura estomática mais restrita ao longo do dia pela condição de temperatura, vento e radiação solar que lhe confere. Mecanismos endógenos da própria espécie podem ser típicos desde a fase jovem neste grupo taxonômico, operando esta tendência encontrada, uma vez que competitivamente essa espécie apresenta vantagens ecológicas depois de estabelecida e inicialmente desenvolvida na comunidade (Kardiman; Ræbild, 2018; Marchiori *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2020). Corroborando a baixa taxa fotossintética de *B. riedelianum*, destaca-se que a maior deposição seca de N atmosférico no solo durante o inverno, que pode influenciar a CTC do solo e com isso interferir nos processos de mineralização do N presente na M.O. e, conseqüentemente, alterar as estratégias de aquisição do elemento (Lu *et al.*, 2014).

A atmosfera urbana da megacidade de São Paulo é carregada de altos níveis de nitrogênio reativo (Nr), o qual acaba sendo precursor de poluentes secundários (Ferreira *et al.*, 2012). Assim, o aumento da deposição do elemento pode causar desequilíbrios nutricionais em ecossistemas tropicais, especialmente em locais altamente antropizados, i.e., como a megacidade de São Paulo, alterando a estequiometria N:P e as proporções de N-NH_4^+ e N-NO_3^- em distintos compartimentos

(Boccuzzi *et al.*, 2021). Tal sobrecarga de N atmosférico pode interferir, inclusive, na assimilação de nitrogênio a partir da folha (Hu *et al.*, 2016; Delaria *et al.*, 2018). Estudos com marcadores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$) em locais altamente contaminados por NO_x têm mostrado que as folhas podem absorver o elemento diretamente do ar, alterando assim o balanço do elemento no seu metabolismo (Bourgeois *et al.*, 2018). Além disso, estudos com $\delta^{15}\text{N}$ nas mesmas parcelas de plantio das árvores jovens deste trabalho demonstraram que há aumento significativo no sinal isotópico do N na região com maior frota automotiva, denotando que o uso do solo urbano dentro da cidade pode ser um fator decisivo no balanço de N foliar (Pereira *et al.*, 2022; Ramon *et al.*, 2024). Isso deve ser um fator preponderante na seleção de espécies a serem utilizadas em programas de restauração florestal de ambientes urbanos.

Esses resultados sugerem que plantas jovens plantadas em sistemas florestais urbanos podem apresentar diferentes estratégias de aquisição e uso do N no metabolismo vegetal. Embora a representatividade de espécies deste estudo seja limitada a três de cada grupo funcional, estando bem distante do padrão megadiverso da Mata Atlântica, os resultados deste estudo já trazem uma primeira aproximação do comportamento ecofisiológico de espécies nativas plantadas em sistemas florestais urbanos altamente antropizados.

Isso é bastante importante em programas que visam fomentar o incremento do verde urbano em espaços vazios e em áreas degradadas de cidades que podem estrategicamente aumentar a resiliência urbana. Algumas formas de aumentar essa resiliência urbana eficientemente é conservar e restaurar fragmentos florestais nas periferias, restaurar manchas remanescentes de natureza urbana e fazer o manejo de novos ecossistemas e jardins (Standish *et al.*, 2016). Neste trabalhos utilizou-se manchas verdes desde o centro da cidade até a periferia, atendendo algumas premissas sugeridas pela literatura científica (Alexandra; Norman, 2020; Klaus; Kiehl, 2021).

Considerando que à década da restauração lançada pela ONU (2021) visa mobilizar ações concretas para restaurar ecossistemas degradados em todo o mundo, com o objetivo de promover a resiliência climática, conservar a biodiversidade e melhorar o bem-estar humano, esses resultados mostram forte sinergismo entre a produção científica e as demandas da sociedade, uma vez que a comunidade

científica deve se amparar em problemas contemporâneos para investir esforços e recursos financeiros em seus projetos.

2.5 CONCLUSÕES

O método empregado neste estudo mostrou que os parâmetros ecofisiológicos encontrados oscilaram dentro da faixa prevista para espécies nativas da Mata Atlântica, embora as espécies tenham apresentado particularidades.

De forma pioneira, os dados deste trabalho mostraram que espécies recém plantadas em sistemas florestais urbanos altamente antropizados podem apresentar estratégias diferenciadas de aquisição e metabolismo do N. A sazonalidade na deposição de poluentes nitrogenados da atmosfera urbana pode alterar o balanço e oferta do elemento no solo, modificando o padrão de uso do N em espécies nativas, além de impor aos indivíduos de diferentes grupos funcionais estratégias particulares no uso do elemento.

Espécies que apresentam estratégias diversificadas na obtenção de nitrogênio, i.e., N-NH_4^+ e N-NO_3^- , podem ocupar maior amplitude de nichos, levando vantagem no seu estabelecimento e desenvolvimento. Isso deve ser considerado em programas de restauração em florestas urbanas que visam utilizar espécies nativas mais resistentes aos impactos da antropização urbana.

Assim, sugere-se que programas de restauração florestal em sistemas urbanos selecionem espécies com maior amplitude de nicho no uso do N, uma vez que o padrão atmosférico pode variar conforme as atividades antrópicas. Mesmo com a limitação de poucas espécies analisadas, este estudo apresenta uma primeira perspectiva para a seleção de espécies que podem ser utilizadas em programas de restauração florestal urbana. Recomenda-se que este estudo seja ampliado para outros grupos taxonômicos dentre dos respectivos grupos funcionais analisados.

REFERÊNCIAS

- BATISTA, D. B. *et al.* Aporte de serapilheira e teor de carbono orgânico em um fragmento florestal urbano. **Nature and Conservation**, v. 13, n. 4, p. 22-30, 2020.
- BAZI, C. A. **Produção e decomposição de serrapilheira em um fragmento urbano de Mata Atlântica**. Master's degree thesis-Instituto de Botânica da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, Sao Paulo, SP, (2019).
- BRITO, M. E. B. *et al.* Comportamento fisiológico de combinações copa/porta-enxerto de citros sob estresse hídrico. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. suplemento, p. 857-865, 2012.
- EHLERINGER, J. R. *et al.* Leaf carbon isotope and mineral composition in subtropical plants along an irradiance cline. **Oecologia**, v. 70, p. 520-526, 1986.
- ELLIS, E. C. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 1010-1035, 2011.
- EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual e métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, (Documentos, 1), 1998.
- FARAH, F. T. *et al.* Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species—case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 40-44, 2014.
- GRIMM, N. B. *et al.* Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756-760, 2008.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2015. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao.html>. Acesso em: 15 de jun. de 2021.
- LONGHI, R. V. **Avaliação da deposição de serapilheira e macronutrientes em três grupos florísticos na Floresta Ombrófila Mista**. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Ecologia, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de Engenheiro Florestal. Santa Maria, RS, Brasil, 2009.
- MALAVOLTA, E., VITTI, G. C., OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed., ver. e atual. Piracicaba, Potafos, 1997.
- MELO, A. S. de *et al.* Alterações das características fisiológicas da bananeira sob condições de fertirrigação. **Ciência Rural**, v. 39, p. 733-741, 2009.
- OLIVEIRA, R. R. de *et al.* Ciclagem de metais pesados na serapilheira de uma floresta urbana no Rio de Janeiro. **Floresta e Ambiente**, v. 12, n. 1, p. 50-56, 2005.

PINHEIRO, C. R.; DE SOUZA, D. D. A importância da arborização nas cidades e sua influência no microclima. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 67-82, 2017.

RAIJ, V. B. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônomo, 2001.

ROTERMUND, R. M. **Análise e planejamento da floresta urbana enquanto elemento da infraestrutura verde: estudo aplicado à Bacia do Córrego Judas/Maria Joaquina, São Paulo**. (Doctoral dissertation), Universidade de São Paulo, São Paul, 2012.

SÃO PAULO, Governo do Estado. (2007). **Plano de Manejo do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, SP.

SAYER, E. J.; TANNER, E. V. J.; LACEY, A. L. Effects of litter manipulation on early-stage decomposition and meso-arthropod abundance in a tropical moist forest. **Forest Ecology and Management**, v. 229, n. 1-3, p. 285-293, 2006.

SCORIZA, R. N. *et al.* Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Série Técnica Floresta e Ambiente**, v. 2, p. 1-18, 2017.

SENTELHAS, P. C. Balanços Hídricos Climatológicos do Brasil-500 balanços hídricos de localidades brasileiras. [http://www. bdclima. cnpm. cmrpa. br/index.php](http://www.bdclima.cnpm.cmrpa.br/index.php)., 1999.

SERVIN, C. M. I. **Caracterização ecofisiológica de espécies nativas da Mata Atlântica sob dois níveis de estresse induzidos pelo manejo florestal em área de restauração florestal no Estado de São Paulo**. (Doctoral dissertation), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SILVA, D. D. F., ANDRADE, C., SIMEONE, M. L. F., AMARAL, T. A., DE CASTRO, L. A., & MOURA, B. F. Análise de nitrato e amônio em solo e água. Embrapa Milho e Sorgo-Documents (INFOTEC-A), 2010.

SILVA, F. C. D. S. (Ed.). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes (Vol. 627). Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2009.

SILVA, L. C. R. *et al.* Isotopic and nutritional evidence for species-and site-specific responses to N deposition and elevated CO₂ in temperate forests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 120, n. 6, p. 1110-1123, 2015.

SIMONELLI, M., REIS, B.N., HARB, T.B. & CORREIA, G.G.S. **Produção de serapilheira como bioindicador de restauração no município de Santa Leopoldina, ES**. Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental, SESC Centro de Turismo de Guarapari, Guarapari – ES, 2011.

UNFPA, United Nations Population Fund. **The State of World Population 2010**, 2010.

UNITED NATIONS, Department of Economic and Social Affairs, Population Division
The World's Cities in 2018—Data Booklet (ST/ESA/ SER.A/417), 2018.

UNITED NATIONS, UN-Habitat. **The World Cities Report 2020**. Disponível em
<https://unhabitat.org/World%20Cities%20Report%202020#:~:text=The%20World%20Cities%20Report%202020%20convincingly%20affirms%20that%20well%2Dplanned,leveraged%20in%20the%20fight%20against>, 2020.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise da variação espaço-temporal de metais pesados em solos de florestas urbanas de São Paulo, uma megacidade subtropical, e a ecofisiologia do nitrogênio em árvores da Mata Atlântica forneceram *insights* cruciais para a gestão e conservação desses ecossistemas urbanos.

Os resultados obtidos validaram a metodologia empregada, demonstrando que os níveis de poluentes atmosféricos sofrem variações em áreas florestais urbanas subtropicais. A influência da localização dos fragmentos florestais sobre os teores de metais pesados foi evidenciada, ressaltando a importância do manejo florestal para a redução dessas concentrações.

Além disso, os estudos sobre a ecofisiologia do nitrogênio revelaram adaptações das espécies nativas da Mata Atlântica aos ambientes urbanos, destacando a influência da sazonalidade na deposição de poluentes atmosféricos sobre o ciclo de nutrientes do solo.

Com base nessas descobertas, recomenda-se que os planos de manejo urbano considerem o uso do solo adjacente às áreas verdes para promover práticas de manejo florestal adequadas. Também sugere-se que programas de restauração florestal urbana priorizem a seleção de espécies com ampla capacidade de adaptação ao uso do nitrogênio, levando em conta a variabilidade do padrão atmosférico em áreas urbanas. Essas descobertas fornecem uma base sólida para futuras pesquisas e diretrizes de gestão visando a conservação e restauração dos ecossistemas florestais urbanos.

REFERÊNCIAS

- ADIMALLA, N.; CHEN, J.; QIAN, H. Spatial characteristics of heavy metal contamination and potential human health risk assessment of urban soils: A case study from an urban region of South India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 194, p. 110406, 2020.
- AGUIAR-SILVA, C. *et al.* Antioxidant responses of Atlantic Forest native tree species as indicators of increasing tolerance to oxidative stress when they are exposed to air pollutants and seasonal tropical climate. **Ecological Indicators**, v. 63, p. 154-164, 2016.
- ALVES, L. M. *et al.* Assessment of rainfall variability and future change in Brazil across multiple timescales. **International Journal of Climatology**, v. 41, p. E1875-E1888, 2021.
- ALVES, M. M. *et al.* Gas exchanges and photosynthetic efficiency in sub-forest species from Atlantic Forest. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 5, p. e43952870-e43952870, 2020.
- ANTROP, M. Landscape change and the urbanization process in Europe. **Landscape and Urban Planning**, v. 67, n. 1-4, p. 9-26, 2004.
- ARAGAKI, S. **Composição florística e estrutura de cinco fragmentos florestais urbanos no município de São Paulo (SP, Brasil)**. (Doctoral dissertation, Tese de Doutorado), Instituto de Botânica, São Paulo, 2017.
- BASTIN, J.-F. *et al.* The global tree restoration potential. **Science**, v. 365, n. 6448, p. 76-79, 2019.
- BELASEN, A. M. *et al.* Habitat fragmentation in the Brazilian Atlantic Forest is associated with erosion of frog immunogenetic diversity and increased fungal infections. **Immunogenetics**, v. 74, n. 4, p. 431-441, 2022.
- BERALDO, K. *et al.* Florística e aspectos fitogeográficos dos "campos" do Parque Estadual do Jaraguá, São Paulo, Brasil. **Boletim de Botânica**, v. 36, p. 1-22, 2018.
- BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco**. [s.l.] Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.
- BISON, J. V. *et al.* Volatile organic compounds and nitric oxide as responses of a Brazilian tropical species to ozone: the emission profile of young and mature leaves. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 3840-3848, 2018.
- BLAYDES, L.; PAIK, C. Muslim trade and city growth before the nineteenth century: comparative urbanization in Europe, the Middle East and Central Asia. **British Journal of Political Science**, v. 51, n. 2, p. 845-868, 2021.

BRANDÃO, S. E. *et al.* Biochemical leaf traits as indicators of tolerance potential in tree species from the Brazilian Atlantic Forest against oxidative environmental stressors. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 406-417, 2017.

BULBOVAS, P. *et al.* Leaf antioxidant fluctuations and growth responses in saplings of *Caesalpinia echinata* Lam.(brazilwood) under an urban stressing environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 4, p. 664-670, 2010.

Campos, C. N. **Ecofisiologia funcional e emissão de compostos orgânicos voláteis em espécies arbóreas da Mata Atlântica sob diferentes níveis de perturbação antrópica**. UNICAMP, Campinas, 2020.

CARVALHEIRO, L. G. *et al.* Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. **Ecology Letters**, v. 16, n. 7, p. 870-878, 2013.

CARVALHO, F. F. Eficiência potencial do uso do nitrogênio e fósforo na fotossíntese ao longo de um gradiente de perturbação antrópica da Mata Atlântica (Doctoral dissertation), Instituto de Botânica, São Paulo, 2017.

CERON, J. V. Variação intra-anual da dinâmica etária foliar e características ecofisiológicas de árvores de dossel na Amazônia Central. INPA, Belém, 2019.

CESARETTI, R. *et al.* Population-area relationship for Medieval European cities. **PloS One**, v. 11, n. 10, p. e0162678, 2016.

CHAMASEMANI, N. F. *et al.* Environmental Impacts of Reinforced Concrete Buildings: Comparing Common and Sustainable Materials: A Case Study. **Construction Materials**, v. 4, n. 1, p. 1-15, 2023.

CHAPMAN, S. *et al.* The impact of urbanization and climate change on urban temperatures: a systematic review. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 1921-1935, 2017.

CHONG, K. Y. *et al.* The community structure of bird assemblages on urban strangler figs. **Biotropica**, v. 53, n. 1, p. 255-265, 2021.

CLINTON, N.; GONG, P. MODIS detected surface urban heat islands and sinks: Global locations and controls. **Remote Sensing of Environment**, v. 134, p. 294-304, 2013.

CONCEIÇÃO, T. A. **Ecofisiologia de cinco espécies da mata atlântica de diferentes grupos funcionais sob condições distintas de luminosidade em unidade de restauração ecológica**. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Salvador, 2015.

CORLETT, R. T. Figs (*Ficus*, Moraceae) in Urban Hong Kong, South China 1. **Biotropica: The Journal of Biology and Conservation**, v. 38, n. 1, p. 116-121, 2006.

DE LIMA, R. A. F. et al. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 6347, 2020.

DE LIMA, T. V. **Distribuição espacial e aspectos ecofisiológicos de *Aspidosperma discolor* a. dc. em dois fragmentos de floresta ombrófila densa em Pernambuco**. (Doctoral dissertation), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011.

DELAZERI, L. M. M.; DA CUNHA, D. A.; OLIVEIRA, L. R. Climate change and rural–urban migration in the Brazilian Northeast region. **GeoJournal**, v. 87, n. 3, p. 2159–2179, 2022.

DELGADO-BAQUERIZO, M. et al. Global homogenization of the structure and function in the soil microbiome of urban greenspaces. **Science Advances**, v. 7, n. 28, p. eabg5809, 2021.

DHAKAL, K. P.; CHEVALIER, L. R. Managing urban stormwater for urban sustainability: Barriers and policy solutions for green infrastructure application. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 171–181, 2017.

DIENER, A.; MUDU, P. How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces' mitigation abilities for air-borne particles from a public health perspective-with implications for urban planning. **Science of the Total Environment**, v. 796, p. 148605, 2021.

EL-KHATIB, A. A. et al. Bioaccumulation of heavy metals air pollutants by urban trees. **International Journal of Phytoremediation**, v. 22, n. 2, p. 210–222, 2020.

ELLER, C. B. et al. How climate shapes the functioning of tropical montane cloud forests. **Current Forestry Reports**, v. 6, p. 97–114, 2020.

ESPOSITO, M. P. et al. Oxidant-antioxidant balance and tolerance against oxidative stress in pioneer and non-pioneer tree species from the remaining Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 382–393, 2018.

EWING, R. Is Los Angeles-style sprawl desirable?. **Journal of the American Planning Association**, v. 63, n. 1, p. 107–126, 1997.

FARQUHAR, G. D.; EHLERINGER, J. R.; HUBICK, K. T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Biology**, v. 40, n. 1, p. 503–537, 1989.

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning?. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 187–200, 2014.

FERREIRA, M. L. et al. Ecological implications of twentieth century reforestation programs for the urban forests of São Paulo, Brazil: a study based on litterfall and nutrient cycling. **Ecological Processes**, v. 10, n. 1, p. 27, 2021.

FOLEY, J. A. *et al.* Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FORMAN, R. T. Urban ecology: science of cities. Cambridge , Cambridge University Press, 2014.

GARCIA, M. N. Mecanismos de regulação hídrica associados à redução na fotossíntese em árvores de dossel na Amazônia Central. INPA, Belém, 2016.

GIREESH, K. P. *et al.* Effects of vehicular emissions on the urban environment-a state of the art. **Materials Today: Proceedings**, v. 45, p. 6314-6320, 2021.

GODOY, J. R. L. **Ecofisiologia do estabelecimento de leguminosas arbóreas da Mata Atlântica, pertencentes a diferentes grupos funcionais, sob atmosfera enriquecida com CO₂: uma abordagem sucessional.** (Doctoral dissertation), Instituto de Botânica, São Paulo, 2007.

GONÇALVES, J. F. D. C. *et al.* **Ecofisiologia de árvores da Amazônia**, 2012.

GUERRA, V. Estrutura e Composição Florística de Fragmento de Mata Atlântica em São Paulo, SP, Brasil (Doctoral dissertation), Instituto de Botânica, São Paulo, 2018.

HLAIL, S. H. *et al.* Heavy metals accumulation in trees grown in Urban and Rural areas. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 7, n. 08, p. 69, 2019.

HOLANDA, M. A. C. R. de; SOARES, W. de A. Analysis of the effect of impermeability of urban soils on the infiltration of rainwater in the city of Recife, PE. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, p. e2386, 2019.

KARMAKAR, D.; DEB, K.; PADHY, P. K.. Ecophysiological responses of tree species due to air pollution for biomonitoring of environmental health in urban area. **Urban Climate**, v. 35, p. 100741, 2021.

KAYE, J. P. *et al.* Methane and nitrous oxide fluxes from urban soils to the atmosphere. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 975-981, 2004.

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 9, p. 3465-3472, 2011.

LIU, L. *et al.* Heavy metal (loid) s in the topsoil of urban parks in Beijing, China: Concentrations, potential sources, and risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 260, p. 114083, 2020.

LU, M. *et al.* Worldwide scaling of waste generation in urban systems. **Nature Cities**, p. 1-10, 2024.

MAGALHÃES, N. D. S. Ecofisiologia de árvores na fase juvenil em resposta à adubação mineral e sazonalidade da exclusão em uma floresta nativa na Amazônia Central. INPA, Belém, 2013.

MALHI, Y., DAVIDSON, E. A. Biogeoquímica e Ecologia de Ecossistemas Terrestres da Amazônia. **Amazonia and Global Change Geophysical Monograph Series 186**, 2009.

MARENGO, J. A. *et al.* Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, p. 228, 2018.

MARTINE, G.; ALVES, J. E. D. Economia, sociedade e meio ambiente no século 21: tripé ou trilema da sustentabilidade?. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 32, p. 433-460, 2015.

MAUNIER, R. The definition of the city. **American Journal of Sociology**, v. 15, n. 4, p. 536-548, 1910.

MAZZUCATO, C. Socio-material archaeological networks at Çatalhöyük a community detection approach. **Frontiers in Digital Humanities**, v. 6, p. 8, 2019.

MENEZES, J. P. C. *et al.* Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, p. 519-534, 2016.

MITSAKOU, C. *et al.* Assessing the exposure to air pollution during transport in urban areas—Evidence review. **Journal of Transport & Health**, v. 21, p. 101064, 2021.

MORAES, R. M. *et al.* Physiological responses of saplings of *Caesalpinia echinata* Lam., a Brazilian tree species, under ozone fumigation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 63, n. 2, p. 306-312, 2006.

MORAES, R. *et al.* Proença Vieira de. Respostas de indivíduos jovens de *Tibouchina pulchra* Cogn. à poluição aérea de Cubatão, SP: fotossíntese líquida, crescimento e química foliar. **Brazilian Journal of Botany**, v. 23, p. 443-449, 2000.

MORENA, M. **Ecofisiologia do uso de nitrogênio em espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista, Parque Estadual de Campos do Jordão, SP.** (Doctoral dissertation), Instituto de Botânica, São Paulo, 2015.

NAING, C. *et al.* Risk factors for human leptospirosis following flooding: A meta-analysis of observational studies. **PloS One**, v. 14, n. 5, p. e0217643, 2019.

NAKAZATO, R. K. *et al.* Trace metals at the tree-litter-soil-interface in Brazilian Atlantic Forest plots surrounded by sources of air pollution. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115797, 2021.

NING, Z.; WUBULIHAIREN, M.; YANG, F. PM, NO_x and butane emissions from on-road vehicle fleets in Hong Kong and their implications on emission control policy. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 265-274, 2012.

NOWAK, D. J. *et al.* People and trees: assessing the US urban forest resource. **Journal of Forestry**, v. 99, n. 3, p. 37-42, 2001.

O'RIORDAN, R. *et al.* The ecosystem services of urban soils: A review. **Geoderma**, v. 395, p. 115076, 2021.

OERTEL, C. *et al.* Greenhouse gas emissions from soils—A review. **Geochemistry**, v. 76, n. 3, p. 327-352, 2016.

OGUNBODE, T. O.; ASIFAT, J. T. Sustainability and challenges of climate change mitigation through urban reforestation-a review. **Journal of Forest and Environmental Science**, v. 37, n. 1, p. 1-13, 2021.

OLIVEIRA, R. S. *et al.* Embolism resistance drives the distribution of Amazonian rainforest tree species along hydro-topographic gradients. **New Phytologist**, v. 221, n. 3, p. 1457-1465, 2019.

ONU. **Population challenges and development goals**. Visualizado em http://www.un.org/esa/population/publications/pop_challenges/Population_Challenges.pdf. Acesso em 05 de outubro de 2020.

PAN, L. *et al.* A review of heavy metal pollution levels and health risk assessment of urban soils in Chinese cities. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 1055-1069, 2018.

PASCAL, M. *et al.* Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: results of the Aphekom project. **Science of the Total Environment**, v. 449, p. 390-400, 2013.

PAZHUHAN, M. *et al.* Factors underlying life quality in urban contexts: Evidence from an industrial city (Arak, Iran). **Sustainability**, v. 12, n. 6, p. 2274, 2020.

PEARCY, R. W.; EHLERINGER, J. Comparative ecophysiology of C₃ and C₄ plants. **Plant, Cell & Environment**, v. 7, n. 1, p. 1-13, 1984.

PINA, J. M.; MORAES, R. M. Gas exchange, antioxidants and foliar injuries in saplings of a tropical woody species exposed to ozone. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 4, p. 685-691, 2010.

PINA, J. M. *et al.* *Psidium guajava* Paluma responses to environmental conditions and ozone concentrations in the urban forest of São Paulo, SP-Brazil. **Ecological Indicators**, v. 77, p. 1-7, 2017.

RAJ, S. *et al.* Anthropogenic forcing exacerbating the urban heat islands in India. **Journal of Environmental Management**, v. 257, p. 110006, 2020.

REN, Y. *et al.* The unrelenting global expansion of the urban heat island over the last century. **Science of The Total Environment**, v. 880, p. 163276, 2023.

RENTSCHLER, J.; LEONOVA, N. Global air pollution exposure and poverty. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 4432, 2023.

ROSIER, C. L. *et al.* Urbanization pressures alter tree rhizosphere microbiomes. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 9447, 2021.

ROWLAND, L. *et al.* The response of carbon assimilation and storage to long-term drought in tropical trees is dependent on light availability. **Functional Ecology**, v. 35, n. 1, p. 43-53, 2021.

ROWLAND, L. *et al.* Plant traits controlling growth change in response to a drier climate. **New Phytologist**, v. 229, n. 3, p. 1363-1374, 2021.

SALOMAA, A. *et al.* Can green infrastructure help to conserve biodiversity?. **Environment and Planning C: Politics and Space**, v. 35, n. 2, p. 265-288, 2017.

SANTOS, V. A. H. F. D. **Ecofisiologia de espécies arbóreas no dossel e sub-bosque de uma floresta ombrófila densa na Amazônia central em ano de el niño**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Belém, 2016.

SETO, K. C. *et al.* A meta-analysis of global urban land expansion. **PloS One**, v. 6, n. 8, p. e23777, 2011.

SHAFREEN, M., VISHWAKARMA, K., SHRIVASTAVA, N., KUMAR, N. **Physiology and distribution of nitrogen in soils. In Soil nitrogen ecology**. Cham, Springer International Publishing, 2021.

SHOCHAT, E. *et al.* Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. **BioScience**, v. 60, n. 3, p. 199-208, 2010.

SICARD, P. *et al.* Trends in urban air pollution over the last two decades: A global perspective. **Science of The Total Environment**, v. 858, p. 160064, 2023.

SIDEMO-HOLM, W. *et al.* Urbanization causes biotic homogenization of woodland bird communities at multiple spatial scales. **Global Change Biology**, v. 28, n. 21, p. 6152-6164, 2022.

SILVA, C. E. M. D. Respostas ecofisiológicas de espécies da sucessão secundária crescendo sobre pastagens abandonadas na Amazônia central. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Belém, 2009.

SILVA, J. G. **Ecofisiologia do uso de nitrogênio em espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Densa, Caraguatatuba, SP.** (Doctoral dissertation), Instituto de Botânica, São Paulo, 2012.

SIMKIN, R. D. *et al.* Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 12, p. e2117297119, 2022.

SPLITT, A. *et al.* Keep trees for bees: Pollen collection by *Osmia bicornis* along the urbanization gradient. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 64, p. 127250, 2021.

SQUIRES, G. D. (Ed.). **Urban sprawl: Causes, consequences, & policy responses**. Washington, The Urban Institute, 2002.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724-729, 2020.

TEO, H. C. *et al.* Global urban reforestation can be an important natural climate solution. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 3, p. 034059, 2021.

TONELLO, K. C.; TEIXEIRA FILHO, J. Ecofisiologia de três espécies arbóreas nativas da mata atlântica do Brasil em diferentes regimes de água. **Irriga**, v. 17, n. 1, p. 85-101, 2012.

TUAN, Yi-Fu. The city: Its distance from nature. **Ekistics**, p. 313-319, 1979.

UNITED NATIONS. **Decade on Ecosystem Restoration** (2021-2030). Disponível em <<https://www.decadeonrestoration.org/>>. Acesso em 23 de jun. de 2021. University Press, Oxford, 387-440.

VICENTE, J. R. *et al.* A framework for assessing the scale of influence of environmental factors on ecological patterns. **Ecological Complexity**, v. 20, p. 151-156, 2014.

WANG, H. *et al.* Changes in land use driven by urbanization impact nitrogen cycling and the microbial community composition in soils. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 44049, 2017.

WATERS, C. N. *et al.* The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. **Science**, v. 351, n. 6269, p. aad2622, 2016.

WEISSERT, L. F.; SALMOND, J. A.; SCHWENDENMANN, L. Variability of soil organic carbon stocks and soil CO₂ efflux across urban land use and soil cover types. **Geoderma**, v. 271, p. 80-90, 2016.

WILKINS, E. T. Air pollution and the London fog of December, 1952. **Journal of the Royal Sanitary Institute**, v. 74, n. 1, p. 1-21, 1954.

WU, J. *et al.* Leaf development and demography explain photosynthetic seasonality in Amazon evergreen forests. **Science**, v. 351, n. 6276, p. 972-976, 2016.

ZHOU, G. *et al.* Litterfall production along successional and altitudinal gradients of subtropical monsoon evergreen broadleaved forests in Guangdong, China. **Plant Ecology**, v. 188, p. 77-89, 2007.

ZORZAL, R. R. *et al.* Drivers of avian diversity in urban greenspaces in the Atlantic Forest. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 59, p. 126908, 2021.