



Universidade Estadual Paulista
“Júlio de Mesquita Filho”
Câmpus de Bauru

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCÊNCIAS – INTERUNIDADES

Heitor Bassan

**ÍNDICES ECOLÓGICOS DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA DE CÓRREGOS
PERIURBANOS DE BAURU (SP): IMPLICAÇÕES PARA A IMPLANTAÇÃO DE
PARQUES LINEARES E A CONECTIVIDADE ECOLÓGICA**

BAURU

2026

HEITOR BASSAN

**ÍNDICES ECOLÓGICOS DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA DE CÓRREGOS
PERIURBANOS DE BAURU (SP): IMPLICAÇÕES PARA A IMPLANTAÇÃO DE
PARQUES LINEARES E A CONECTIVIDADE ECOLÓGICA**

Dissertação apresentada à Unidade
do Câmpus de Bauru, Universidade
Estadual Paulista, para obtenção do
título de Mestre em Biociências.

Orientadora: Marina Alves Gavassi

BAURU

2026

B317i Bassan, Heitor
ÍNDICES ECOLÓGICOS DA VEGETAÇÃO
RIPÁRIA DE CÓRREGOS PERIURBANOS DE
BAURU (SP): : IMPLICAÇÕES PARA A
IMPLANTAÇÃO DE PARQUES LINEARES E A
CONECTIVIDADE ECOLÓGICA / Heitor Bassan. --
Bauru, 2026
49 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual
Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências, Bauru
Orientadora: Marina Gavassi

1. inventário arboreo. 2. indices ecologicos. I.
Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp.
Título Dados fornecidos pelo autor(a).

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE HEITOR BASSAN, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCÊNCIAS, DA FACULDADE DE CIÊNCIAS - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 09 de junho de 2026, às 14h, no(a) Espaço DCB, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de HEITOR BASSAN, intitulada "ÍNDICES ECOLÓGICOS DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA EM Córregos Periurbanos de Bauru (SP): IMPLICAÇÕES PARA A IMPLANTAÇÃO DE PARQUES LINEARES E A CONECTIVIDADE ECOLÓGICA". A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof.^a Dr.^a MARINA ALVES GAVASSI (Orientador(a) - Participação Presencial) do(a) Departamento de Ciências Biológicas / UNESP / Câmpus de Bauru - FC, Profa. Dra. TÂNIA MARIA DE MOURA (Participação Presencial) do(a) Departamento de Ciências Biológicas / UNESP / Câmpus de Bauru - FC, Profa. Dra. PRISCILLA DE PAULA LOIOLA (Participação Presencial) do(a) UFMG, Após a exposição pelo mestrando e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, o discente recebeu o conceito final: _____ Aprovado _____. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.

 Documento assinado digitalmente
MARINA ALVES GAVASSI
Data: 14/06/2026 15:33:33-0300
Verifique em <https://validar.j6.gov.br>

Prof.^a Dr.^a MARINA ALVES GAVASSI

AGRADECIMENTOS

A conclusão desta pesquisa não é o resultado de um esforço isolado, mas sim o ponto culminante de uma jornada compartilhada com pessoas e instituições que, de diferentes formas, ofereceram o suporte necessário para que este trabalho se tornasse realidade.

Primeiramente, manifesto meu sincero agradecimento à minha orientadora, Profa Marina. Agradeço pela paciência, pelo rigor científico e pela generosidade em compartilhar conhecimentos que foram muito além da academia. Suas orientações foram fundamentais para o meu amadurecimento intelectual, ensinando-me a olhar para a ciência com cautela, ética e paixão. As críticas construtivas e o incentivo constante foram o combustível necessário para superar os momentos de incerteza e para refinar cada etapa desta investigação.

À minha família, agradeço pelo apoio, pela compreensão nas ausências e pelo carinho. Este título também pertence a vocês, que acreditaram nos meus sonhos antes mesmo de eu conseguir visualizá-los com clareza.

Um agradecimento especial ao Instituto Ambiental Viva Batalha. Agradeço pela abertura, pela colaboração logística e técnica, e por permitirem que esta pesquisa se inserisse em um contexto de relevância ambiental prática. O trabalho realizado pelo Instituto é inspirador, e a contribuição de cada membro foi essencial para a coleta de dados e para a compreensão da realidade ecológica que este estudo buscou abordar. A convivência com vocês reforçou minha convicção sobre a importância da preservação e da dedicação à causa ambiental.

Aos colegas e amigos que contribuíram direta ou indiretamente para a execução desta pesquisa, seja no auxílio durante o trabalho de campo, nas discussões teóricas ou nos momentos de descontração que tornaram a jornada mais leve deixo meu muito obrigado. Cada conversa e cada troca de ideias deixou uma marca positiva na construção final deste texto.

Por fim, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento desta pesquisa. O apoio institucional e a concessão da bolsa de estudos foram cruciais para que eu pudesse dedicar a atenção e o tempo necessários à investigação científica, garantindo as condições básicas para a manutenção e o desenvolvimento deste trabalho em alto nível.

A todos vocês, minha eterna gratidão.

RESUMO

Este estudo avaliou a composição, estrutura e dominância de espécies exóticas em seis fragmentos ripários periurbanos em Bauru, SP (Vargem Limpa, Madureira, Barreirinho, Guadalajara, da Grama e Rio Bauru), visando subsidiar a implementação de parques lineares. Utilizando 30 parcelas de 10×10 m (DAP≥6 cm), registraram-se 51 táxons em 26 famílias, destacando-se Fabaceae (21,6%), Myrtaceae (13,7%) e Bignoniaceae (11,8%). As espécies nativas somaram 80,4% e as exóticas 19,6%. Predominaram a zoocoria (62,7%) e o equilíbrio entre pioneiras (51%) e não pioneiras (49%). Os resultados revelaram um gradiente de conservação atrelado à largura da mata ciliar. O Vargem Limpa e o Barreirinho mostraram-se mais estruturados, com maiores larguras médias (154,28 m e 85,55 m), maior diversidade de Shannon ($H' \approx 2,8$ e $H' \approx 2,6$) e menor abundância de exóticas (9% e 16%). Já o Madureira e o da Grama exibiram maiores dominâncias por exóticas, menores larguras médias (64,28 m e 54,07 m), baixa diversidade ($H' \approx 0,6$ no Madureira) e homogeneização por monodominância de *L. leucocephala*, cuja abundância relativa atingiu 96% e 83%, respectivamente. A invasora obteve o maior Índice de Valor de Importância Simplificado geral (IVIS = 47,51). A análise de Bray-Curtis confirmou alta heterogeneidade arbórea entre as áreas. O Índice de Dominância de Espécies Exóticas apontou o Madureira como prioridade crítica de manejo (IDE = 54,30). Conclui-se que o Ribeirão Vargem Limpa e o Córrego Barreirinho apresentam maior potencial para a implantação de parques lineares, enquanto os córregos Madureira e da Grama constituem áreas prioritárias para manejo e restauração ecológica, de modo a favorecer a conectividade ecológica da paisagem urbana.

Palavras-chave: Conectividade urbana. Dominância de espécies exóticas. *Leucaena leucocephala*. Vegetação ripária.

ABSTRACT

This study evaluated the composition, structure, and dominance of exotic species in six peri-urban riparian forest fragments in Bauru, São Paulo, Brazil (Vargem Limpa, Madureira, Barreirinho, Guadalajara, da Grama, and Rio Bauru), aiming to support the implementation of linear parks. A total of 30 plots (10 × 10 m; DBH ≥ 6 cm) were surveyed, recording 51 taxa distributed across 26 families, with Fabaceae (21.6%), Myrtaceae (13.7%), and Bignoniaceae (11.8%) being the most representative. Native species accounted for 80.4% of the recorded flora, whereas exotic species represented 19.6%. Zoochory was the predominant dispersal syndrome (62.7%), and pioneer (51%) and non-pioneer (49%) species occurred in similar proportions. The results revealed a conservation gradient associated with riparian forest width. Vargem Limpa and Barreirinho were the most structurally preserved sites, exhibiting greater mean riparian widths (154.28 m and 85.55 m), higher Shannon diversity ($H' \approx 2.8$ and $H' \approx 2.6$), and lower abundances of exotic species (9% and 16%). In contrast, Madureira and da Grama showed greater dominance of exotic species, narrower mean riparian widths (64.28 m and 54.07 m), low diversity ($H' \approx 0.6$ in Madureira), and biotic homogenization driven by the monodominance of *L. leucocephala*, whose relative abundance reached 96% and 83%, respectively. This invasive species presented the highest overall Simplified Importance Value Index (SIVI = 47.51). Bray-Curtis analysis confirmed high floristic heterogeneity among the sampled areas. The Exotic Species Dominance Index (ESDI) identified Madureira as the highest-priority site for management (ESDI = 54.30). It is concluded that the Vargem Limpa Stream and Barreirinho Stream have the greatest potential for the implementation of linear parks, whereas the Madureira and da Grama streams should be prioritized for ecological restoration and the control of exotic species in order to enhance ecological connectivity across the urban landscape.

Keywords: Dominance of exotic species. *Leucaena leucocephala*. Riparian vegetation. Urban connectivity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de áreas verdes presentes no mosaico de unidades de conservação.....	22
Figura 2. Localização dos pontos de coleta nas vegetações ripárias.....	24
Figura 3. Curva de acumulação de espécies baseada no esforço amostral.....	31
Figura 4. Comparativo do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') entre as diferentes áreas amostradas.....	34
Figura 5. Comparativo da Equitabilidade de Pielou (J') entre as diferentes áreas amostradas.....	35
Figura 6. Índice de Diversidade Gini-Simpson (D).....	36
Figura 7. Análise de agrupamento hierárquico baseada no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis.....	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Espécies arbóreas registradas nas matas ripárias avaliadas e respectivas famílias botânicas, grupos sucessionais, origem, fitofisionomia e síndromes de dispersão.....	29
Tabela 2. Características estruturais dos fragmentos ripários avaliados, incluindo largura média da mata ciliar, extensão do curso hídrico, riqueza arbórea, abundância total de indivíduos e abundância relativa de espécies exóticas.....	32
Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas contidas no inventário, ordenadas por Densidade, Frequência e Valor Simplificado de Importância(IVIS).....	37
Tabela 4. Indicadores de diversidade, percentual de espécies exóticas e classificação de prioridade de manejo para as áreas amostradas em Bauru (SP).....	40

ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CBH-TJ	Comitê da Bacia Hidrográfica Tietê-Jacaré
CE	Cerrado
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
FE	Floresta Estacional Semidecidual
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IDE	Índice de Dominância de Espécies Exóticas
IPBES	Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NCP	Nature's Contributions to People
PDP	Plano Diretor Participativo
PMMA	Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica e Cerrado
PRA	Programa de Regularização Ambiental
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RVS	Refúgio de Vida Silvestre
SEMMA	Secretaria Municipal do Meio Ambiente
SMA	Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
SP	São Paulo
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UPGMA	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	11
1.1 Urbanização e Fragmentação Ambiental.....	11
1.2 Vegetação Ripária e Serviços Ecossistêmicos.....	12
1.3 Ecologia da Paisagem, Conectividade Ecológica e Fragmentação Florestal.....	13
1.4 Legislação ambiental, APPs e Planejamento Ecológico Urbano.....	15
1.5 Parques Lineares como Infraestrutura Verde e Estratégia de Conservação... ..	16
1.6 Contexto Ambiental e Desafios da Conservação em Bauru (SP).....	18
2. OBJETIVOS DA PESQUISA.....	20
2.1 Objetivo Geral.....	20
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
3.1 Caracterização da Área de Estudo.....	21
3.2 Delineamento Amostral.....	23
3.3 Levantamento Arbóreo, Análises Fitossociológicas e Estatísticas.....	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
4.1 Composição Arbórea e Estruturas Ecológicas.....	28
4.2 Diversidade e Estrutura Fitossociológica.....	32
4.3 Similaridade Arbórea entre os Fragmentos Ripários.....	36
4.4 Implicações para Manejo da Vegetação Ripária e Implantação de Parques Lineares.....	39
5. CONCLUSÃO.....	42
6. REFERÊNCIAS.....	44

1. INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 Urbanização e Fragmentação Ambiental

O crescimento urbano acelerado constitui uma das principais causas da fragmentação ambiental, promovendo a remoção da cobertura vegetal nativa, a perda de habitats e o declínio da biodiversidade em escala global (McDonald et al., 2008; Brasil, 2021; Simkin et al., 2022). Historicamente, a expansão urbana ocorreu, em grande parte, sem considerar os serviços ecossistêmicos prestados pelos ecossistemas naturais, resultando em alterações significativas na estrutura e no funcionamento das paisagens naturais.

Os serviços ecossistêmicos, atualmente também denominados “Contribuições da Natureza para as Pessoas” (Nature’s Contributions to People – NCP), conforme proposto pelo IPBES (Díaz et al., 2018), abrangem benefícios regulatórios, materiais e não materiais fornecidos pelos ecossistemas à sociedade. Entre esses serviços destacam-se a manutenção dos recursos hídricos, regulação climática, controle de inundações, polinização, purificação do ar, ciclagem de nutrientes, formação do solo, provisão de recursos medicinais e atividades culturais e recreativas. A intensificação da urbanização e a redução da vegetação nativa comprometem diretamente a manutenção desses processos ecológicos e dos serviços associados.

Além da perda de cobertura vegetal, a urbanização promove a fragmentação da paisagem e reduz a conectividade entre remanescentes naturais, comprometendo a conectividade funcional dos ecossistemas e dificultando o fluxo de organismos, matéria e energia entre os fragmentos (Birkhofer et al., 2017; Li et al., 2022). Esses processos favorecem alterações na dinâmica ecológica, redução da biodiversidade e intensificação dos efeitos de borda. Adicionalmente, a ocupação desordenada e a impermeabilização do solo contribuem para o aumento de processos erosivos, degradação estrutural do solo e desequilíbrios hidrológicos em ambientes urbanos e periurbanos (Borges Neto et al., 2023).

Sob a perspectiva socioambiental, a ausência de conectividade ecológica e de infraestrutura verde integrada intensifica a desconexão entre população e o ambiente (Madeiro et al., 2025). Segundo Friedrich (2007), o adensamento urbano associado à hegemonia do automóvel e à baixa integração entre espaços verdes reduz a mobilidade ativa e limita o contato da população com áreas naturais. Nesse contexto, análises recentes apontam que os padrões de expansão urbana também contribuem para processos de segregação socioespacial e fragmentação

socioeconômica, consolidando paisagens urbanas desconectadas tanto do ponto de vista ecológico quanto social (Peres; Saboya, 2024).

No Brasil, o bioma Mata Atlântica destaca-se como um dos mais impactados pela urbanização e conversão do uso da terra, restando aproximadamente 28% de sua cobertura original, sendo cerca de 9% em unidades de conservação de proteção integral e 21% em áreas de uso sustentável (Rezende et al., 2018). A intensa fragmentação da vegetação remanescente favorece a proximidade entre fragmentos e áreas abertas, aumentando a incidência de efeitos de borda e comprometendo a estabilidade ecológica dos ecossistemas (Ribeiro et al., 2009; Blumenfeld et al., 2016).

De modo similar, no Cerrado a expansão da agropecuária representa a principal causa da redução da vegetação nativa, promovendo perda de biodiversidade, fragmentação de habitats e alterações nos processos hidrológicos (KLINK; MACHADO, 2005). A elevada capacidade de infiltração dos solos profundos do Cerrado e ampla área de recarga aquífera adquirem um papel fundamental na manutenção do fluxo de base dos rios e no abastecimento das principais regiões hidrográficas do Brasil (HUNKE et al., 2015; SANTOS et al., 2021). Sendo assim, como consequência da baixa cobertura vegetal nativa, há redução de funções ecossistêmicas essenciais, incluindo ciclo hidrológico, produção primária, regulação climática, dispersão de sementes, decomposição e ciclagem de nutrientes (Birkhofer et al., 2018; Fearnside, 2018; Souza et al., 2019).

1.2 Vegetação Ripária e Serviços Ecossistêmicos

A vegetação ripária, também denominada vegetação ciliar, corresponde às formações vegetais associadas às margens de cursos d'água, exercendo papel fundamental na manutenção da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos e terrestres adjacentes. Além de sua relevância ecológica, essas áreas são reconhecidas legalmente no Brasil como Áreas de Preservação Permanente (APPs), devido à sua importância para proteção dos recursos hídricos, estabilidade geológica e conservação da biodiversidade. A vegetação ripária exerce papel fundamental na manutenção dos serviços ecossistêmicos associados aos cursos d'água, atuando diretamente na regulação hidrológica, estabilidade geomorfológica e conservação da qualidade ambiental (Curran; Hession, 2013; Huai et al., 2021). As formações ciliares influenciam a dinâmica do fluxo hídrico tanto por mecanismos físicos quanto

biológicos, contribuindo para a manutenção da funcionalidade ecológica dos ecossistemas aquáticos e terrestres adjacentes (Huai et al., 2021).

Do ponto de vista físico, a presença da vegetação nas margens aumenta a resistência ao fluxo, reduz a velocidade da água próxima às margens e estabiliza o solo, minimizando processos erosivos, assoreamento e alargamento excessivo dos canais durante eventos de cheia (Clarke, 2002). Além disso, o sistema radicular favorece a coesão do solo e a manutenção da integridade estrutural das margens, reduzindo a fragmentação dos canais e contribuindo para maior estabilidade hidrológica ao longo do tempo (Liu et al., 2017; Del Tánago, 2021).

Sob a perspectiva hidrológica, a vegetação ripária regula processos relacionados à interceptação da precipitação, infiltração e evapotranspiração, influenciando diretamente o balanço hídrico das bacias hidrográficas (Dunea et al., 2021; Song et al., 2023). Alterações na cobertura vegetal podem modificar significativamente os padrões de escoamento superficial e recarga hídrica, especialmente em regiões suscetíveis a déficits hídricos (Rowinski et al., 2018; Henriques et al., 2021). Em ambientes urbanos e periurbanos, a supressão da vegetação ciliar associada à canalização e impermeabilização dos cursos d'água intensifica o escoamento superficial e aumenta a ocorrência de enchentes, além de favorecer processos de degradação ambiental e riscos à saúde pública relacionados à veiculação hídrica de doenças (Tucci; Machado, 2008). Embora a precipitação permaneça como principal fator controlador da vazão dos rios, diversos estudos demonstram que mudanças na cobertura vegetal representam importante fator secundário na regulação dos regimes de fluxo em longo prazo (Dunea et al., 2021; Henriques et al., 2021).

Além da regulação hidrológica, as matas ciliares atuam como zonas-tampão essenciais para retenção e transformação de nutrientes, sedimentos e poluentes provenientes das áreas adjacentes, promovendo melhoria da qualidade da água e redução da contaminação difusa. Esses processos sustentam serviços ecossistêmicos fundamentais, como abastecimento de água, controle de enchentes, conservação da biodiversidade, conectividade ecológica e aumento da resiliência dos ecossistemas frente às mudanças ambientais (Curran et al., 2013; McKendrick et al., 2020; Nifong et al., 2021).

1.3 Ecologia da paisagem, conectividade ecológica e fragmentação florestal

A Ecologia da Paisagem e a Biologia da Conservação consolidaram-se como importantes bases teóricas para compreensão dos efeitos das alterações antrópicas sobre os ecossistemas naturais, especialmente em cenários de intensa fragmentação ambiental (Primack; Rodrigues, 2001). A fragmentação de habitats promove a subdivisão de áreas contínuas de vegetação em remanescentes isolados, reduzindo a conectividade entre populações e comprometendo o fluxo gênico, a dispersão de organismos e a manutenção dos processos ecológicos em escala de paisagem (Forman, 2014).

Nesse contexto, a teoria da biogeografia de ilhas proposta por Robert MacArthur e Edward O. Wilson constitui importante referência conceitual para compreensão da dinâmica de fragmentos florestais. A teoria estabelece que a persistência das espécies em habitats isolados depende de um equilíbrio dinâmico entre imigração e extinção local, sendo diretamente influenciada pelo tamanho e grau de isolamento dos fragmentos (MacArthur; Wilson, 1967). Em paisagens urbanas e periurbanas, a redução da conectividade intensifica os efeitos estocásticos sobre as populações, aumentando sua vulnerabilidade à perda de biodiversidade (Hanski, 2011).

Além da perda de conectividade, a fragmentação favorece a intensificação dos efeitos de borda, alterando variáveis microclimáticas como luminosidade, temperatura e umidade, o que pode favorecer espécies oportunistas e generalistas em detrimento da flora nativa especializada (Pyšek et al., 2020; Rai; Singh, 2020; Zenni et al., 2024). Entre as principais consequências desse processo destacam-se as invasões biológicas, atualmente reconhecidas como um dos principais vetores diretos da crise global de biodiversidade (IPBES, 2023). O estabelecimento de espécies exóticas invasoras pode promover homogeneização biótica, alteração da ciclagem de nutrientes, modificação das propriedades do solo e comprometimento da regeneração natural dos ecossistemas (Zenni et al., 2024).

Diante desse cenário, estratégias voltadas ao aumento da conectividade ecológica tornaram-se centrais no planejamento da conservação. Estruturas lineares da paisagem, como corredores ecológicos e “trampolins ecológicos” (stepping stones), são utilizadas para reduzir o isolamento entre fragmentos e favorecer o deslocamento de organismos entre áreas naturais (Forman, 2014). Em ambientes urbanos, cursos d’água e suas formações ripárias desempenham papel estratégico nesse processo, funcionando como eixos naturais de conectividade capazes de

integrar remanescentes vegetacionais e contribuir para manutenção da biodiversidade em paisagens altamente antropizadas.

1.4 Legislação Ambiental, APPs e Planejamento Ecológico Urbano

No Brasil, a proteção dos recursos hídricos e da vegetação associada aos cursos d'água está diretamente vinculada ao conjunto de instrumentos legais voltados à conservação ambiental e ao ordenamento territorial. Nesse contexto, APPs constituem importantes mecanismos de proteção da vegetação ripária, visando assegurar a estabilidade geológica, conservação da biodiversidade, proteção do solo e manutenção dos serviços ecossistêmicos associados aos ambientes fluviais.

A proteção das margens dos rios é definida pela Lei Federal nº 12.651/2012, denominada Código Florestal, que estabelece APPs ao longo de cursos d'água naturais, perenes ou intermitentes. A largura dessas áreas varia conforme a dimensão do corpo hídrico, sendo estabelecida faixa mínima de 30 metros para cursos d'água com largura inferior a 10 metros, ampliando-se progressivamente de acordo com a largura do canal. Em áreas urbanas e periurbanas, a preservação dessas faixas torna-se particularmente relevante devido à elevada pressão antrópica sobre os sistemas hídricos e à intensa impermeabilização do solo.

Além do Código Florestal, as Resoluções CONAMA nº 302/2002 e nº 303/2002 estabelecem critérios e limites para intervenções em APPs, exigindo projetos técnicos voltados à recuperação ambiental, controle erosivo e manutenção das funções ecológicas dessas áreas. Em áreas públicas urbanas, a legislação impõe restrições quanto à impermeabilização e ocupação das APPs, buscando garantir a prevalência de sua função ambiental e a manutenção da permeabilidade do solo. Complementarmente, a Lei Estadual nº 15.684/2015 regulamenta, no estado de São Paulo, o Programa de Regularização Ambiental (PRA), fornecendo diretrizes para recomposição da vegetação nativa em áreas ambientalmente degradadas.

As diretrizes nacionais para conservação da biodiversidade também são contempladas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), instituído pela Lei Federal nº 9.985/2000 e regulamentado pelo Decreto Federal nº 4.340/2002. O sistema estabelece instrumentos voltados à integração entre áreas protegidas, corredores ecológicos e planejamento territorial, superando a

concepção isolada das unidades de conservação e favorecendo abordagens sistêmicas da conservação ambiental. Nesse contexto, destaca-se a importância da conectividade ecológica entre fragmentos vegetacionais, especialmente por meio de corredores associados à rede hidrográfica e à infraestrutura verde urbana.

Paralelamente, a Lei Federal nº 10.257/2001, denominada Estatuto da Cidade, estabelece diretrizes para o desenvolvimento urbano sustentável, reforçando a necessidade de integração entre planejamento urbano, justiça socioambiental e conservação dos recursos naturais. A legislação reconhece a função socioambiental da cidade e da propriedade urbana, incentivando estratégias de ordenamento territorial capazes de conciliar ocupação urbana, proteção ambiental e qualidade de vida.

Sob essa perspectiva, o planejamento ecológico urbano emerge como importante ferramenta para mitigação dos impactos da fragmentação ambiental em cidades e áreas periurbanas. A incorporação de áreas verdes, APPs urbanas, corredores ecológicos e estruturas de infraestrutura verde ao planejamento territorial permite ampliar a conectividade da paisagem, reduzir vulnerabilidades ambientais e promover maior resiliência dos ecossistemas urbanos frente às mudanças climáticas e à expansão urbana desordenada. No município de Bauru (SP) a legislação inclui ações de infraestrutura verde, quais inclui parques lineares fundamentados principalmente no Plano Diretor Participativo (2008), que os reconhece como instrumentos de proteção ambiental, recuperação dos fundos de vale e qualificação dos espaços urbanos. Embora também existam decretos e atos administrativos relacionados à regulamentação e à delimitação de áreas específicas, para implantação ainda depende de planejamento, gestão integrada e disponibilidade de recursos públicos.

1.5 Parques Lineares como Infraestrutura Verde e Estratégia de Conservação

Os parques lineares constituem importantes instrumentos de planejamento territorial e infraestrutura verde, sendo amplamente utilizados na recuperação ambiental de áreas urbanas e periurbanas associadas a cursos d'água. Esses espaços são caracterizados por sua configuração longitudinal, geralmente implantados ao longo de rios, córregos e fundos de vale, integrando funções ecológicas, hidrológicas, paisagísticas e sociais no ambiente urbano (Benedict; McMahon, 2012; Herzog, 2013).

Historicamente, os processos de urbanização promoveram a retificação, canalização e impermeabilização de corpos hídricos, contribuindo para a descaracterização das paisagens fluviais urbanas e para o aumento de problemas relacionados à drenagem, enchentes, degradação ambiental e perda de biodiversidade. Nesse contexto, os parques lineares surgem como alternativa voltada à revalorização dos sistemas hídricos urbanos, promovendo a recuperação de áreas degradadas e a reintegração dos cursos d'água à dinâmica ecológica e social das cidades (Herzog, 2013).

Sob a perspectiva ecológica, os parques lineares desempenham papel estratégico na ampliação da conectividade da paisagem, funcionando como corredores ecológicos capazes de interligar fragmentos vegetacionais isolados em matrizes urbanizadas (Saraiva, 1999 apud Friedrich, 2007). Ao favorecer o deslocamento de organismos e o fluxo gênico entre remanescentes naturais, essas estruturas contribuem para redução do isolamento biológico e para manutenção dos processos ecológicos em ambientes fragmentados (Forman, 2014). Em especial, cursos d'água e suas formações ripárias representam eixos naturais de conectividade, tornando os parques lineares importantes instrumentos de conservação da biodiversidade em paisagens urbanas e periurbanas.

Além da função ecológica, os parques lineares exercem relevante papel hidrológico e geomorfológico. A manutenção ou recuperação da vegetação ripária contribui para aumento da infiltração da água no solo, redução do escoamento superficial, contenção de processos erosivos e melhoria da qualidade da água. Essas áreas também auxiliam na mitigação de enchentes e na redução dos efeitos da impermeabilização urbana, ampliando a resiliência ambiental das cidades frente às mudanças climáticas e aos eventos extremos.

Os parques lineares também apresentam importante dimensão social e paisagística, ao promoverem espaços destinados à recreação, mobilidade ativa, lazer e aproximação da população com áreas naturais. Dessa forma, deixam de representar apenas áreas isoladas de conservação para constituírem corredores multifuncionais capazes de integrar funções ambientais e sociais no tecido urbano (Cunha; Guerra, 2009; Vitória; Santos e Chaves, 2025). Entretanto, a efetividade desses espaços depende diretamente da qualidade do planejamento, manejo e participação social associados à sua implantação e manutenção.

A experiência brasileira na implementação de parques lineares demonstra abordagens distintas em diferentes contextos urbanos. Na cidade de São Paulo, por

exemplo, a consolidação dessa política ocorreu principalmente após o Plano Diretor Estratégico de 2002, com foco na recuperação de fundos de vale, drenagem urbana e controle de ocupações em áreas de risco (Nagano; Gonçalves, 2018). Apesar dos avanços ambientais e urbanísticos, diversos projetos enfrentaram dificuldades relacionadas à gestão pós-implantação, insegurança e ausência de apropriação comunitária, especialmente em áreas periféricas.

Por outro lado, iniciativas mais recentes, como as desenvolvidas em Belém (PA), têm buscado incorporar conceitos mais amplos de infraestrutura verde, justiça socioambiental e gestão participativa, especialmente diante dos desafios associados às mudanças climáticas e à vulnerabilidade hídrica urbana (Madeiro; Albuquerque; Lima, 2025). Nesse cenário, os parques lineares passam a ser compreendidos não apenas como instrumentos de recuperação ambiental, mas também como estratégias integradas de planejamento urbano sustentável, promoção da conectividade ecológica e garantia do direito à cidade.

1.6 Contexto Ambiental e Desafios da Conservação em Bauru (SP)

O município de Bauru, localizado na região centro-oeste do estado de São Paulo, insere-se em uma área de transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica, ambos reconhecidos globalmente como hotspots de biodiversidade devido à elevada riqueza biológica e alta concentração de espécies endêmicas, são aquelas cuja ocorrência é exclusiva de uma determinada região geográfica associada a perda de 50% de habitat ou mais, para classificar pontos críticos de biodiversidade (Cavassan et al., 1984; Myers, 1988; IPBES, 2023). Essa condição ecotonal confere elevada heterogeneidade ambiental à região, favorecendo a coexistência de diferentes fitofisionomias e ampliando sua relevância ecológica para conservação da biodiversidade regional. Na região ocorrem formações associadas ao Cerrado e à Floresta Estacional Semidecidual, cuja proximidade espacial frequentemente dificulta a delimitação precisa entre as fitofisionomias, refletindo a complexidade ambiental característica dos ecótonos (Pinheiro; Monteiro, 2008; Cavassan, 2013; Cavassan; Weiser, 2015).

Com população estimada em 392.947 habitantes em 2025, distribuída em área territorial de 667,684 km² e densidade demográfica de 567,85 hab/km² (IBGE, 2025), o município apresenta intensa pressão antrópica sobre os remanescentes naturais, especialmente em áreas associadas aos fundos de vale e cursos d'água urbanos e periurbanos. Nesse cenário, a fragmentação da vegetação nativa

compromete a conectividade ecológica da paisagem e intensifica processos de degradação ambiental, erosão e vulnerabilidade hidrológica. Estima-se que apenas cerca de 12,57% da cobertura vegetal original permaneça conservada nas principais bacias hidrográficas do município, distribuída em fragmentos frequentemente isolados por áreas urbanas e agrícolas, condição que intensifica os efeitos de borda e compromete a manutenção da biodiversidade regional (Bauru, 2016).

A institucionalização dos parques lineares em Bauru é orientada pelo Plano Diretor Participativo (Lei nº 5.631/2008), que estabelece diretrizes voltadas à recuperação sustentável das Áreas de Preservação Permanente (APPs), controle de enchentes, contenção de processos erosivos e ampliação da permeabilidade do solo por meio da implantação de infraestruturas verdes em fundos de vale. Os Artigos 74, 99 e 100 reforçam a função socioambiental desses espaços, delegando à Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMA) a definição de critérios técnicos para delimitação e manejo dessas áreas.

Sob esse amparo jurídico, foram previstos parques lineares associados a diversos cursos d'água urbanos, incluindo os córregos das Flores, Água da Ressaca, Água da Forquilha, Água do Sobrado, Água Comprida, Barreirinho e Vargem Limpa. Entretanto, até o momento, apenas o Parque Linear do Jardim Rosa Branca foi concluído, enquanto os demais permanecem em diferentes estágios de planejamento ou implantação, frequentemente dependentes de contrapartidas urbanísticas e investimentos vinculados à revisão do Plano Diretor Municipal 2008.

O município também apresenta importante mosaico de áreas protegidas composto por APAs, ARIEs, parques urbanos, Setores Especiais de Conservação de Fundo de Vale (SECs) e unidades voltadas à conservação ex situ, como o Jardim Botânico Municipal e o Jardim Zoológico de Bauru. Destacam-se as APAs Encosta do Rio Batalha, Água Parada e Vargem Limpa-Campo Novo, além da ARIE Leopoldo Magno Coutinho e do Refúgio da Vida Silvestre (RVS) Bauru-Aimorés, considerados estratégicos para manutenção da conectividade ecológica e proteção dos recursos hídricos regionais.

O Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica e Cerrado, instituído em 2015, estabelece metas voltadas à recuperação de APPs degradadas, formação de corredores ecológicos e incentivo à conservação em propriedades privadas por meio de instrumentos como CAR e RPPNs. O plano também prevê ações de restauração ecológica baseadas em sucessão assistida e indicadores de monitoramento definidos pela Resolução SMA nº 32/2014, incluindo

riqueza e densidade de regenerantes, visando superar processos de degradação associados à presença de espécies invasoras e bloqueios da resiliência ecológica.

Estudos regionais destacam a importância dos fragmentos de vegetação para manutenção de diferentes espécies que utilizam os corredores ripários como áreas de deslocamento e dispersão (Donatelli et al., 2004; Ferreira, 2007; Almeida-Gomes et al., 2010). Paralelamente, a fragmentação e os efeitos de borda favorecem o estabelecimento de espécies vegetais exóticas consideradas invasoras, atualmente reconhecidas como importantes vetores de homogeneização biótica em ecossistemas urbanos e periurbanos. Levantamentos recentes apontam elevada ocorrência de espécies como *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, *Mangifera indica* L., *Artocarpus heterophyllus* Lam. E *Psidium guajava* L. em áreas protegidas e APPs do município, comprometendo a regeneração natural e alterando a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (ICMBio, 2025; O Eco, 2025). Em inventários arbóreos urbanos, embora haja predominância numérica de indivíduos nativos, observa-se elevada concentração de poucas espécies dominantes, como *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch., reduzindo a heterogeneidade ecológica e a resiliência da arborização urbana (Gimenez et al., 2023).

Nesse contexto, o levantamento da composição arbórea e da distribuição espacial da vegetação ripária torna-se ferramenta essencial para compreensão da conectividade ecológica da paisagem e para definição de estratégias de manejo, restauração e implantação de corredores ecológicos em Bauru. Inventários arbóreos e análises espaciais fornecem subsídios técnicos para identificação de áreas prioritárias para recuperação ambiental, monitoramento da regeneração natural e controle de espécies invasoras, contribuindo diretamente para o planejamento ambiental urbano e para conservação da biodiversidade regional.

2. OBJETIVOS DA PESQUISA

2.1 Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a composição, a diversidade arbórea, ocorrência e distribuição de espécies exóticas na cobertura vegetal ripária periurbana do município de Bauru (SP), a fim de identificar áreas prioritárias para manejo e restauração no contexto da implantação de parques lineares.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo

O município de Bauru localiza-se no Planalto Ocidental Paulista, atuando como divisor de águas entre as bacias hidrográficas Tietê-Batalha e Médio Paranapanema (Bauru, 2025). A Bacia do Rio Bauru concentra grande parte da malha urbana do município e é composta por diversos afluentes: Córrego Água da Forquilha, Córrego Água do Sobrado, Córrego da Grama, Córrego Água do Castelo, Córrego do Barreirinho, Córrego da Vargem Limpa, Córrego da Água Comprida, Ribeirão da Vargem Limpa. As áreas de fundo de vale associadas a esses cursos d'água apresentam elevada vulnerabilidade ambiental devido à urbanização, impermeabilização do solo e degradação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) denominadas como parques lineares (Figura 1) (Bauru, 2025).

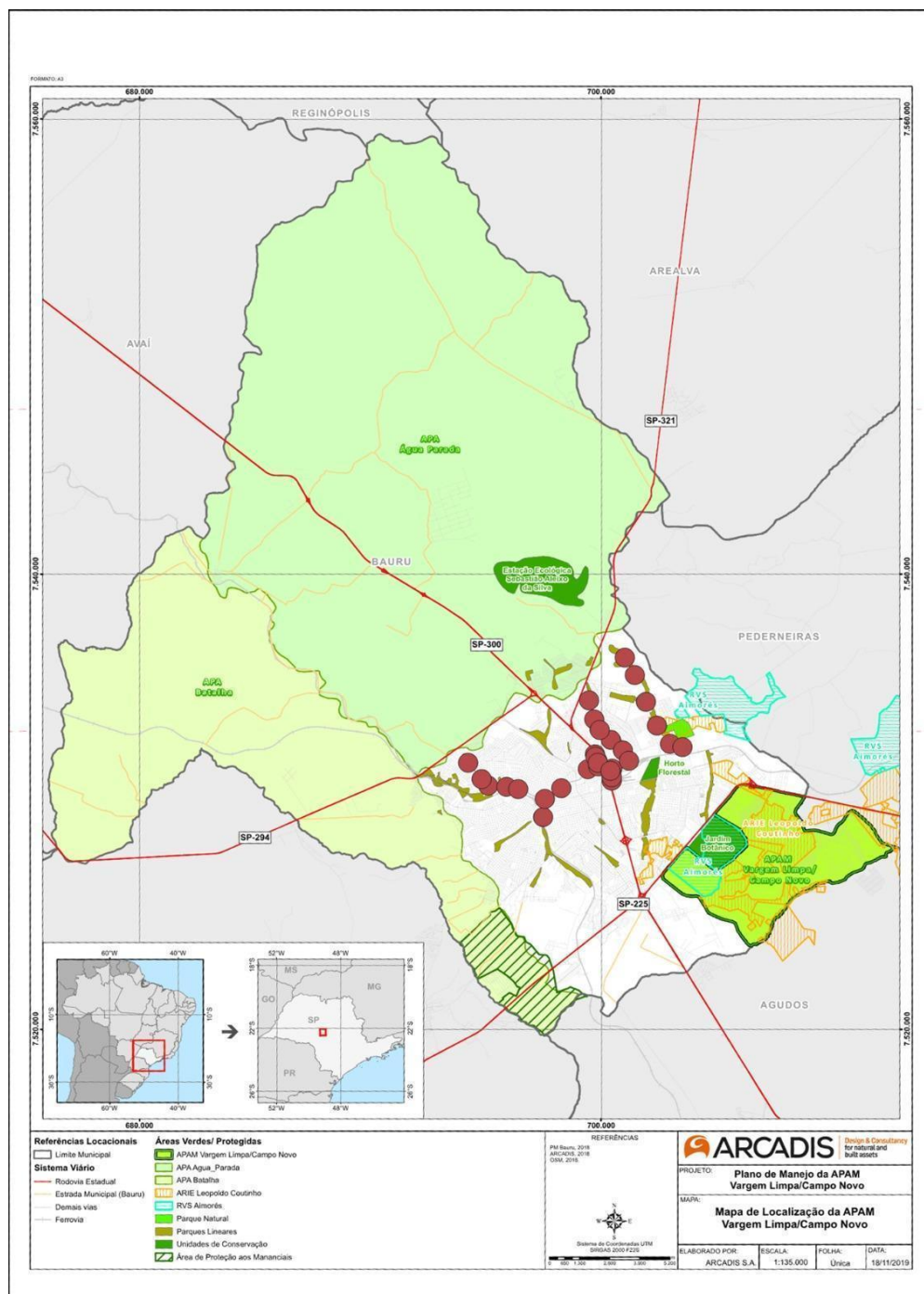


Figura 1 – Mapa das áreas verdes presentes no mosaico de unidades de conservação de Bauru-SP. Círculos vermelhos indicam áreas de coleta do presente trabalho. Fonte: Adaptado pelo Autor (BAURU, 2020).

As áreas amostrais estão inseridas na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê-Jacaré (UGRHI-16), importante compartimento hidrográfico do centro-oeste paulista. Segundo o Comitê da Bacia Hidrográfica Tietê-Jacaré (2024), a UGRHI possui área aproximada de 11.749 km², abrangendo diferentes usos e coberturas do solo, incluindo atividades agrícolas, silvicultura, pastagens e remanescentes de vegetação nativa.

Os pontos amostrais foram distribuídos ao longo das formações ripárias das microbacias selecionadas, contemplando diferentes condições de conservação, influência antrópica e conectividade da paisagem (Figura 1). As áreas avaliadas encontram-se inseridas em setores previstos pelo Plano Diretor Participativo de Bauru (2008) para implantação de parques lineares e obras de macrodrenagem urbana associadas à recuperação de APPs.

O clima da região é classificado como Tropical de Altitude (Cwa), segundo Köppen, caracterizado por verões quentes e chuvosos e invernos secos (BAURU, 2020). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.181 mm, concentrando-se principalmente entre novembro e março, enquanto o período seco ocorre durante o inverno. A sazonalidade pluviométrica, associada à impermeabilização urbana e à degradação da cobertura vegetal, favorece a ocorrência de processos erosivos e enchentes em áreas de fundo de vale.

A vegetação da região caracteriza-se como área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, apresentando elevada heterogeneidade arbórea e estrutural típica de ecótonos entre esses biomas (Cavassan, 2013; Bauru, 2015). Os fragmentos ripários avaliados encontram-se submetidos a diferentes níveis de urbanização e pressão antrópica, incluindo fragmentação da paisagem, presença de espécies exóticas invasoras e alterações na qualidade ambiental dos cursos hídricos (Ribeiro et al., 2009; Galetti et al., 2012; Pyšek et al., 2020).

Os solos predominantes na região apresentam textura arenosa e elevada suscetibilidade à erosão, especialmente em áreas de fundo de vale e encostas submetidas à urbanização e supressão da vegetação nativa (São Paulo, 1998; Ibama, 2003; Lorenzi, 2020). A ocorrência de Latossolos e Argissolos com baixa coesão estrutural favorece processos erosivos, assoreamento e instabilidade das margens dos cursos d'água (Oliveira et al., 1999; Bauru, 2025).

3.2 Delineamento Amostral

O delineamento amostral foi estruturado em duas etapas. Inicialmente, realizou-se a estratificação das áreas de estudo por microbacias hidrográficas, selecionando-se seis dos 12 córregos identificados no perímetro periurbano de Bauru (SP). A delimitação amostral e a exclusão dos demais corpos hídricos justificaram-se por proximidades com unidades de conservação e restrições de

ordem logística, limitações de tempo para a execução do cronograma de campo e a viabilidade de deslocamento do pesquisador.

Em seguida, aplicou-se a amostragem sistemática proporcional nas margens dos cursos d'água utilizando o método de parcelas fixas (Mueller-Dombois; Ellenberg, 1974; Péllico Netto; Brena, 1997). Foram estabelecidos cinco pontos amostrais em cada microbacia, distribuídos ao longo da margem direita dos cursos hídricos. O intervalo amostral (k) foi calculado pela razão entre o comprimento total do trecho avaliado (L) e o número de parcelas estabelecidas por estrato ($n = 5$), resultando em $k = L/5$. Os intervalos entre parcelas variaram entre 156,6 m e 2.000 m, acompanhando a extensão dos diferentes corpos hídricos avaliados.

O levantamento de campo e a coleta de dados fitossociológicos foram realizados no período de Setembro de 2025 a Fevereiro de 2026.

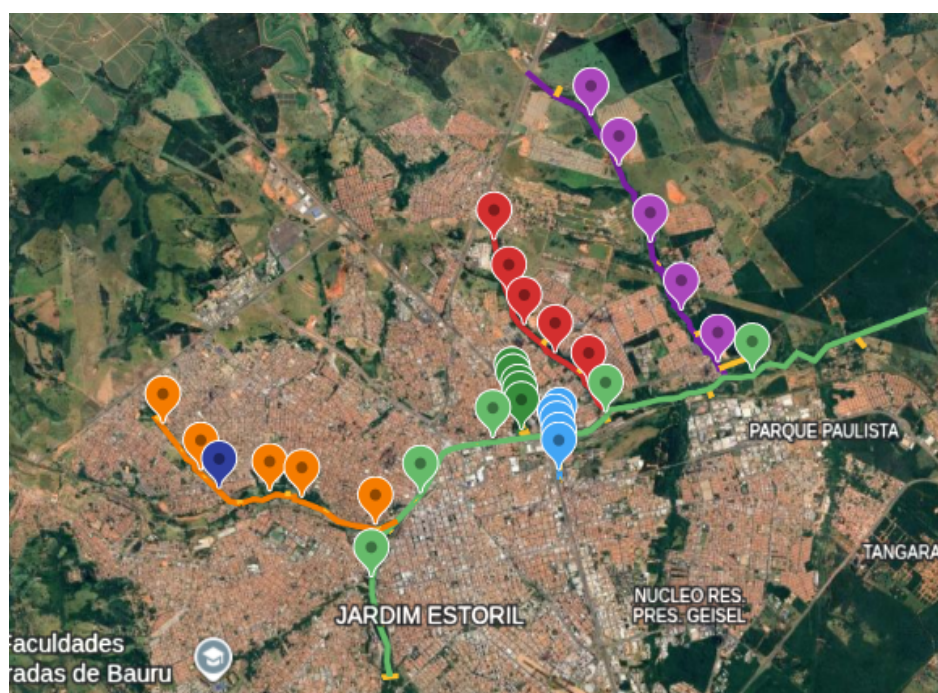


Figura 2 – Localização dos pontos de coleta nas vegetações ripárias identificados em cores distintas, sendo o Ribeirão Vargem Limpa (roxo), Córrego Madureira (verde escuro), Córrego Barreirinho (vermelho), Córrego Guadalajara (azul claro), Córrego da Grama (alaranjado), Rio Bauru (verde claro) e Parque linear (PL, azul escuro). Elaborado pelo autor (2026).

O desenho amostral foi estruturado de forma hierárquica para avaliação da vegetação ripária presente na malha periurbana de Bauru (SP), adotando-se cada sub-bacia hidrográfica como unidade de análise. As unidades amostrais consistiram em parcelas fixas de 10×10 m (100 m^2), delimitadas em áreas de vegetação ripária previamente selecionadas por georreferenciamento no software Google Earth Pro (Google, 2024), totalizando 5 parcelas por córrego. Os pontos amostrais

contemplaram fragmentos com diferentes condições de conservação, regeneração e influência antrópica.

A definição do tamanho das parcelas foi baseada em estudos de estrutura e diversidade da vegetação ripária conduzidos em ecossistemas florestais heterogêneos (Prata et al., 2011). O número de parcelas por área seguiu as recomendações do Protocolo de Monitoramento da Restauração Florestal da Iniciativa Caminhos da Semente (2025) e do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (2013).

3.3 Levantamento Arbóreo, Análises Fitossociológicas e Estatísticas

Em campo, foram amostrados indivíduos arbóreos com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) ≥ 6 cm, mensurados com auxílio de trena, conforme critérios adotados para levantamentos estruturais em ecossistemas florestais fragmentados (FELFILI et al., 2011; TOLEDO et al., 2025).

Foram avaliados parâmetros relacionados à estrutura e composição da vegetação, incluindo riqueza de espécies, origem, abundância, densidade de indivíduos, distribuição espacial, composição sucessional e ocorrência de espécies ameaçadas, endêmicas e exóticas invasoras. Também foram avaliadas variáveis espaciais associadas aos fragmentos ripários, incluindo largura média e extensão das margens vegetadas (Mengatto Junior; Ferreira, 2013). As mensurações espaciais foram realizadas por meio de georreferenciamento e análise de imagens de satélite no software Google Earth Pro (GOOGLE, 2024), utilizando ferramentas de medição linear (Paredes-Hernández et al., 2013). A largura das matas ripárias foi estimada por meio de dez medições perpendiculares ao curso hídrico em cada fragmento avaliado, sendo posteriormente calculada a largura média de cada área amostral.

A identificação botânica das espécies foi realizada por meio de chaves analíticas e descrições morfológicas presentes na literatura, com base nas obras de Lorenzi (2020) para suporte iconográfico e Martins-da-Silva et al. (2014) para os caracteres diagnósticos da família. A atualização taxonômica e a grafia dos nomes científicos foram confirmadas mediante consulta à plataforma Flora e Funga do Brasil (2026). As espécies foram classificadas quanto à origem (nativas, exóticas e exóticas invasoras) e agrupadas em categorias sucessionais de acordo com a Resolução SMA nº 32/2014 do Estado de São Paulo, sendo divididas em pioneiras (P) e não pioneiras (NP). Também foram registradas informações ecológicas

complementares relacionadas às síndromes de dispersão, grau de endemismo, categoria de ameaça e estágio de regeneração da vegetação, conforme critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 01/1994 e literatura especializada (São Paulo, 1998; Ibama, 2003).

Os dados arbóreos e estruturais foram processados no ambiente computacional R (Magurran, 2004; Kent, 2011; R Core Team, 2024), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2024). A curva de acumulação de espécies foi construída pelo método de acumulação de espécies baseada no estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1), utilizando 1.000 randomização das unidades amostrais, com o objetivo de reduzir efeitos da ordem de entrada das parcelas e avaliar a suficiência do esforço amostral (Gotelli; Colwell, 2001).

Os atributos ecológicos das espécies foram estimados segundo o protocolo de Petchey e Gaston (2002), utilizando atributos ecológicos relacionados à origem das espécies (nativa ou exótica), síndrome de dispersão e grupo sucessional, obtidos por consulta bibliográfica (Brando; Durigan et al., 2004; Lorenzi, 2020). Os dados foram convertidos em matriz de distância Gower, expresso por: $S_{jk} = (\sum_{i=1}^p nd_i \times S_{ijk}) / (\sum_{i=1}^p nd_i)$, em que S_{jk} , representa a similaridade total entre a área amostral i e área amostral j , e p : corresponde ao número total de variáveis ecológicas e funcionais consideradas. Submetidos ao agrupamento hierárquico UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean) para construção do dendrograma funcional, reúne atributos funcionais e categóricos de semelhança entre as unidades amostrais.

A diversidade da comunidade arbórea foi avaliada pelos índices de Shannon-Wiener (H'), Gini-Simpson ($1 - D$) e a equabilidade de Pielou (J'). O índice de Shannon-Wiener foi utilizado para estimar a diversidade específica da comunidade, sendo calculado por: $H' = -\sum (p_i \ln p_i)$, em que p_i corresponde à proporção de indivíduos da i -ésima espécie (Shannon, 1948). O índice de Gini-Simpson, por atenuar viés de peso sobre espécies escassas, garante que variáveis com números nominalmente maiores não distorçam a análise ecológica, foi utilizado para estimar a dominância ecológica das espécies: $D = \sum p_i^2$, onde p_i representa a proporção de indivíduos da i -ésima espécie (Simpson, 1949). A equabilidade de Pielou foi calculada para avaliar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies: $J' = H' / \ln(S)$, em que S corresponde ao número total de espécies registradas (Pielou, 1966).

A estrutura horizontal da vegetação foi analisada por meio dos parâmetros fitossociológicos de densidade, frequência, e Índice de Valor de Importância Simplificado (IVIS), esse último com ausência da dominância relativa, uma adaptação conforme Curtis e McIntosh (1950). O IVIS foi calculado pela expressão: $IVIS = DR + FR$, em que DR corresponde à densidade relativa e FR à frequência relativa. A DR foi calculada por: $DR = (n_i / N) / 100$, em que n_i corresponde ao número de indivíduos da i -ésima espécie e N ao número total de indivíduos amostrados. A FR foi calculada por: $FR = (f_i / \sum f) \times 100$, em que f_i corresponde à frequência da espécie e $\sum f$ à soma das frequências de todas as espécies.

A similaridade arbórea entre as áreas amostrais foi avaliada utilizando Índice de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade: $BC_{ij} = 1 - (2C_{ij} / (S_i + S_j))$, em que C_{ij} corresponde à soma das abundâncias mínimas compartilhadas entre duas áreas e S_i e S_j ao total de indivíduos em cada área (Bray; Curtis, 1957).

O grau de degradação dos fragmentos foi estimado com base na DoR e no VI de espécies exóticas invasoras, consideradas importantes propulsoras da perda de biodiversidade (Moro et al., 2012; Rai; Singh, 2020). Com o objetivo de identificar fragmentos com maior predominância ecológica de espécies exóticas invasoras, foi proposta neste estudo uma métrica sintética denominada índice de urgência de manejo, baseada na proporção do IVIS total representada pelas espécies exóticas em cada área amostral (Instituto Hórus, 2018). O índice foi calculado pela expressão: $IDE = \sum VI(\text{exóticas}) / VI(\text{total})$, em que $\sum VI(\text{exóticas})$ corresponde ao somatório dos valores de importância das espécies exóticas e $VI(\text{total})$ ao valor total de importância da comunidade arbórea do fragmento avaliado. Valores mais elevados de IDE indicam maior dominância ecológica de espécies invasoras e, consequentemente, maior prioridade para intervenções de manejo e restauração da vegetação ripária.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Composição Arbórea e Estrutura Ecológica

O levantamento arbóreo registrou 51 espécies arbóreas distribuídas em 26 famílias botânicas nas matas ripárias avaliadas (Tabela 1). As famílias com maior riqueza específica foram Fabaceae (21,6%), Myrtaceae (13,7%) e Bignoniaceae (11,8%). Observou-se predominância de espécies nativas, que corresponderam a 80,4% da flora amostrada, enquanto as espécies exóticas representaram 19,6%. Em

relação aos grupos sucessionais, verificou-se distribuição relativamente equilibrada entre espécies pioneiras (51,0%) e não pioneiras (49,0%).

A alta concentração do grupo sucessional pioneiro, pode desempenhar função ecológica de cobertura vegetal nas áreas amostrais avaliadas, o grupo apresenta crescimento rápido, copa densa com sombreamento do solo de forma rápida, fator esse, pode reduzir a competição interespecie, especialmente por gramíneas exóticas invasoras, além influenciar em microclima favorável através da retenção de umidade e da atenuação das temperaturas extremas do solo, com a viabilização da regeneração com estabelecimento de espécies não pioneiras. Entretanto, a literatura alerta que cenários onde o estrato pioneiro apresenta predomínio por espécies exóticas invasoras, descaracteriza o papel ecológico esperado para esse grupo sucessional, conforme apontam Rodrigues et al. (2009) e estudos sobre invasões biológicas (INSTITUTO HÓRUS, 2020), ainda podem conter como agravante o bloqueio sucessional.

Quanto à distribuição fitogeográfica, 45,1% das espécies registradas foram exclusivas de Floresta Estacional Semidecidual (Mata Atlântica, MA), enquanto apenas 7,8% ocorreram exclusivamente em áreas típicas de Cerrado (CE). As espécies com ocorrência compartilhada entre os dois biomas (MA/CE) corresponderam a 25,5% da flora registrada, reforçando o caráter ecotonal da região de estudo (Cavassan, 2013; Bauru, 2015). Além disso, 21,6% das espécies não receberam classificação fitofisionômica regional, correspondendo principalmente às espécies exóticas registradas nos fragmentos avaliados.

Em relação às síndromes de dispersão, observou-se predominância de espécies zoocóricas (62,7%), seguidas por espécies anemocóricas (29,4%). Esse padrão indica que para a preservação da vegetação local, é necessário tanto a preservação da fauna, quanto a conexão entre os fragmentos de mata, o que permite o deslocamento dos dispersores (Ribeiro et al., 2009; Galetti et al., 2012).

Tabela 1 – Espécies arbóreas registradas nas matas ripárias avaliadas e respectivas famílias botânicas, grupos sucessionais, origem, fitofisionomia e síndromes de dispersão. Elaborado pelo autor (2025).

N	Espécie	Descritor	Família	Classe sucessional	Origem	Bioma	Síndrome de dispersão
1	<i>Mangifera indica</i>	L.	Anacardiaceae	NP	Exótica	-	Zoocoria
2	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Raddi	Anacardiaceae	P	Nativa	MA/CE	Zoocoria
3	<i>Tapirira guianensis</i>	Aubl.	Anacardiaceae	NP	Nativa	MA/CE	Zoocoria
4	<i>Xylopia aromatica</i>	(Lam.) Mart.	Annonaceae	NP	Nativa	MA/CE	Zoocoria
5	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	DC.	Asteraceae	P	Nativa	MA/CE	Anemocoria
6	<i>Moquiniastrum polymorphum</i>	(Less.) G. Sancho	Asteraceae	P	Nativa	CE	Anemocoria
7	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	(Vell.) Mattos	Bignoniaceae	NP	Nativa	MA/CE	Anemocoria
8	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	NP	Nativa	MA/CE	Anemocoria
9	<i>Sparattospermum leucanthum</i>	(Vell.) K.Schum.	Bignoniaceae	NP	Nativa	MA/CE	Anemocoria
10	<i>Spathodea campanulata</i>	P. Beauv.	Bignoniaceae	P	Exótica	-	Anemocoria
11	<i>Tabebuia roseoalba</i>	(Ridl.) Sandwith	Bignoniaceae	NP	Nativa	MA/CE	Anemocoria
12	<i>Tecoma stans</i>	(L.) Juss. ex Kunth	Bignoniaceae	P	Exótica	-	Anemocoria
13	<i>Cordia myxa</i>	L.	Cordiaceae	P	Exótica	-	Zoocoria
14	<i>Moquilea tomentosa</i>	Benth.	Chrysobalanaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
15	<i>Erythroxylum argentinum</i>	O.E.Schulz	Erythroxylaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
16	<i>Pera glabrata</i>	(Schott) Baill.	Peraceae	NP	Nativa	MA/CE	Zoocoria
17	<i>Croton urucurana</i>	Baill.	Euphorbiaceae	P	Nativa	MA/CE	Autocoria
18	<i>Enterolobium timbouva</i>	Mart.	Fabaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
19	<i>Inga alba</i>	(Sw.) Willd.	Fabaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
20	<i>Inga laurina</i>	(Sw.) Willd.	Fabaceae	NP	Nativa	MA/CE	Zoocoria
21	<i>Leucaena leucocephala</i>	(Lam.) de Wit	Fabaceae	P	Exótica	-	Autocoria
22	<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	Benth.	Fabaceae	P	Nativa	MA/CE	Autocoria
23	<i>Pterogyne nitens</i>	Tul.	Fabaceae	NP	Nativa	MA/CE	Anemocoria
24	<i>Schizolobium parahyba</i>	(Vell.) Blake	Fabaceae	P	Nativa	MA	Anemocoria
25	<i>Sesbania virgata</i>	(Cav.) Poir.	Fabaceae	P	Nativa	MA	Autocoria
26	<i>Tipuana tipu</i>	(Benth.) Kuntze	Fabaceae	P	Exótica	-	Anemocoria

27	<i>Vismia cayennensis</i>	(Jacq.) Pers.	Hypericaceae	P	Nativa	MA/CE	Zoocoria
28	<i>Nectandra angustifolia</i>	(Schrad.) Nees & Mart.	Lauraceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
29	<i>Nectandra megapotamica</i>	(Spreng.) Mez	Lauraceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
30	<i>Ocotea catharinensis</i>	Mez	Lauraceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
31	<i>Luehea paniculata</i>	Mart.	Malvaceae	P	Nativa	MA/CE	Anemocoria
32	<i>Pleroma granulosum</i>	(Desr.) D. Don	Melastomataceae	P	Nativa	MA	Anemocoria
33	<i>Pleroma stenocarpum</i>	(Schränk et Mart. ex DC.) Triana	Melastomataceae	P	Nativa	MA/CE	Autocoria
34	<i>Azadirachta indica</i>	A.Juss.	Meliaceae	P	Exótica	-	Zoocoria
35	<i>Guarea guidonia</i>	(L.) Sleumer	Meliaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
36	<i>Ficus trigona</i>	L.f.	Moraceae	NP	Nativa	MA/CE	Zoocoria
37	<i>Eucalyptus urophylla</i>	S.T.Blake	Myrtaceae	P	Exótica	-	Anemocoria
38	<i>Eugenia prasina</i>	O.Berg	Myrtaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
39	<i>Eugenia stictopetala</i>	Mart. ex DC.	Myrtaceae	NP	Nativa	MA/CE	Zoocoria
40	<i>Eugenia tomentosa</i>	Cambess	Myrtaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
41	<i>Psidium guajava</i>	L.	Myrtaceae	P	Exótica	-	Zoocoria
42	<i>Syzygium cumini</i>	(L.) Skeels	Myrtaceae	NP	Exótica	-	Zoocoria
43	<i>Gallesia integrifolia</i>	(Spreng.) Harms	Petiveriaceae	P	Nativa	MA	Anemocoria
44	<i>Piper aduncum</i>	L.	Piperaceae	P	Nativa	MA/CE	Zoocoria
45	<i>Piper arboreum</i>	Aubl.	Piperaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
46	<i>Psychotria carthagenensis</i>	Jacq.	Rubiaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
47	<i>Siparuna guianensis</i>	Aubl.	Siparunaceae	NP	Nativa	MA/CE	Zoocoria
48	<i>Styrax leprosus</i>	Hook. & Arn.	Styracaceae	NP	Nativa	MA	Zoocoria
49	<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume	Cannabaceae	P	Nativa	MA	Zoocoria
50	<i>Cecropia pachystachya</i>	Trécul	Urticaceae	P	Nativa	MA/CE	Zoocoria
51	<i>Aegiphila brachiata</i>	Vell.	Verbenaceae	P	Nativa	MA/CE	Zoocoria

A curva de acumulação de espécies (Figura 3) não atingiu assíntota completa, indicando que o esforço amostral empregado não foi suficiente para representar

integralmente a riqueza arbórea das áreas avaliadas. O estimador Jackknife de primeira ordem indicou riqueza potencial estimada de 85,57 espécies, superior à riqueza observada, resultando em suficiência amostral de 61,9%. A continuidade da inclinação da curva sugere elevada heterogeneidade arbórea entre os fragmentos, associada à fragmentação da paisagem, à influência antrópica e à distribuição espacial descontínua das espécies nas áreas ripárias periurbanas.

O esforço amostral e a consulta às bases bibliográficas, chaves de identificação, permitiram a resolução taxonômica de todos indivíduos mensurados, alcançando o nível de espécie ou, no mínimo, o nível genérico para todas as plantas registradas.

A análise da composição nativa nos fragmentos estudados revela um cenário de vulnerabilidade biológica. No Córrego da Grama, destaca-se o registro de *Handroanthus heptaphyllus*, espécie classificada como Quase Ameaçada (NT) pela Lista Oficial da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (Brasil, 2022) e pela lista vermelha global (IUCN, 2023). A ocorrência de apenas um indivíduo desta espécie no local caracteriza enquanto raridade local, dentro de análises estatísticas em comparação com a flora local identificada, o que gera preocupação a preservação, somada à presença de *Pterogyne nitens*, pois a espécie identificada como prioritária para restauração no Estado de São Paulo (São Paulo, 2016), reitera importância do fragmento como refúgio de biodiversidade sob pressão urbana.

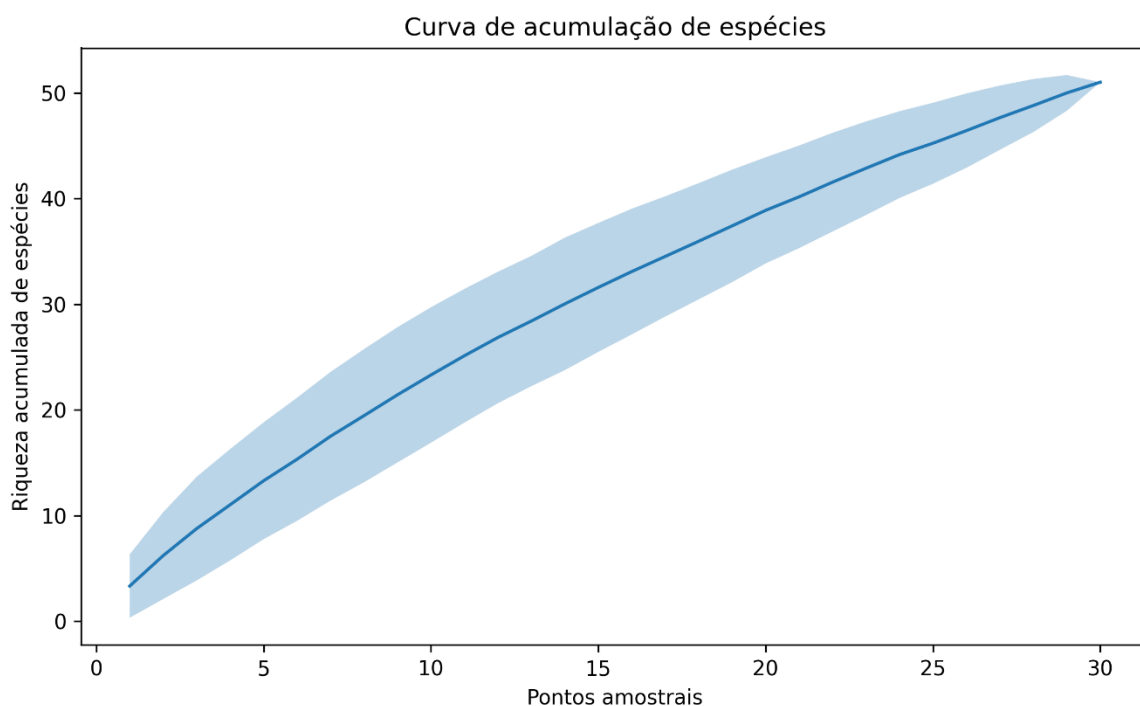


Figura 3 - Curva de acumulação de espécies (rarefação) baseada no esforço amostral (pontos de coleta) na vegetação ripária dos córregos periurbanos de Bauru, SP. A área sombreada indica o intervalo de confiança.

Referente à fitogeografia, o Ribeirão Vargem Limpa atua como uma importante matriz para manutenção dos biomas locais. A identificação de *Gochnatia polymorpha* confirma a presença de elementos do Cerrado stricto sensu, enquanto a presença de *Schizolobium parahyba* e *Inga alba* evidencia a influência da Floresta Estacional Semidecidual (Flora e Funga do Brasil, 2025). Entretanto, a baixa abundância destes táxons nativos, registados como indivíduos isolados, indica que a riqueza local passou por perturbações que influenciam na distribuição espacial, condizente com diagnóstico de fragmentação e perda de habitat aponta para áreas de transição do município (Bauru, 2016).

4.2 Diversidade e Estrutura Fitossociológica

Os fragmentos ripários avaliados apresentaram diferenças expressivas quanto à largura média da vegetação ciliar, extensão linear dos cursos hídricos, riqueza arbórea, abundância de indivíduos e abundância relativa de espécies exóticas (Tabela 2). O Ribeirão Vargem Limpa apresentou a maior largura média de mata ciliar (154,28 m), além de elevada riqueza arbórea (20 espécies) e a menor abundância relativa de espécies exóticas entre os fragmentos avaliados (9%). Em contraste, os fragmentos com menores larguras médias, como o Córrego da Grama (54,07 m) e Madureira (64,28 m), apresentaram elevada dominância de espécies exóticas, cuja abundância relativa atingiu 83% e 96%, respectivamente.

Tabela 2 – Características estruturais dos fragmentos ripários avaliados, apresentados em ordem alfabética, incluindo largura média da mata ciliar, extensão do curso hídrico, riqueza arbórea, abundância total de indivíduos e abundância relativa de espécies exóticas.

ID Mata	Largura média (m)	Extensão (Km)	Riqueza	Abundância total	Abundância de exóticas (%)
Cor. Barreirinho	85,55 ± 7,71	3,93	27	79	16
Cor. da Grama	54,07 ± 14,93	2,68	9	47	83
Cor. Guadalajara	66,43 ± 15,99	0,783	7	64	64
Cor. Madureira	64,28 ± 9,48	0,874	5	50	96
Rio Bauru	90,26 ± 20,68	10,54	7	37	65
Rib. Vargem Limpa	154,28 ± 27,7	6,14	20	74	9

De forma geral, observou-se tendência de associação entre menores larguras de mata ciliar e maiores proporções de espécies exóticas invasoras. Fragmentos mais estreitos tendem a apresentar maior efeito de borda, aumento da incidência luminosa e maior influência antrópica, fatores frequentemente relacionados à invasão biológica em ecossistemas ripários urbanos (Costa et al., 2019). Entretanto, esse padrão não foi absoluto entre os fragmentos avaliados. O Córrego Barreirinho, por exemplo, apresentou elevada riqueza arbórea (27 espécies), elevada abundância total de indivíduos (79), e menor dominância de exóticas (16%) mesmo sob largura intermediária da vegetação ripária, indicando que outros fatores, como histórico de uso do solo, conectividade da paisagem, grau de perturbação local e manutenção parcial da estrutura florestal, também influenciam a conservação ecológica desses remanescentes (São Paulo, 2011).

A análise da composição arbórea dos fragmentos estudados revelou um cenário de elevada vulnerabilidade biológica, caracterizado pela forte presença de espécies exóticas invasoras em parte das áreas avaliadas. O percentual de abundância de espécies exóticas variou entre 64% e 96% em quatro dos seis fragmentos analisados, indicando intenso processo de alteração da composição vegetal original das matas ripárias.

Apesar desse cenário, foram registradas espécies nativas de relevante interesse para conservação. Na vegetação ripária do Córrego da Grama foi observado um indivíduo de *Handroanthus heptaphyllus*, espécie classificada como Quase Ameaçada (NT) pela Lista Oficial da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (Brasil, 2022) e pela Lista Vermelha da IUCN (2023). Adicionalmente, *Pterogyne nitens*, espécie considerada prioritária para restauração ecológica no Estado de São Paulo (São Paulo, 2016), foi registrada nas áreas associadas ao Córrego Barreirinho e Rio Bauru, reforçando a importância desses fragmentos como remanescentes estratégicos para conservação da biodiversidade em áreas periurbanas.

A diversidade alfa das comunidades arbóreas foi estimada por meio dos índices de Shannon-Wiener (H'), equabilidade de Pielou (J') e pelo índice de diversidade de Gini-Simpson ($1 - D$). As áreas amostrais associadas ao Ribeirão Vargem Limpa ($H' \approx 2,8$) e ao Córrego Barreirinho ($H' \approx 2,6$) tendem a apresentar os maiores valores para o índice de Shannon, indicando estruturas comunitárias potencialmente mais heterogêneas e de maior complexidade estrutural (Figura 4). Entretanto as áreas amostrais, presentes na margem ripária do Córrego Madureira apontou para o menor valor de diversidade ($H' \approx 0,6$), fator sugere cenário de

simplificação ambiental acompanhado por menores valores no complemento de Simpson ($1 - D$), o que denota uma probabilidade significativamente menor de selecionar ao acaso indivíduos de espécies distintas devido à elevada dominância local de poucos táxons.

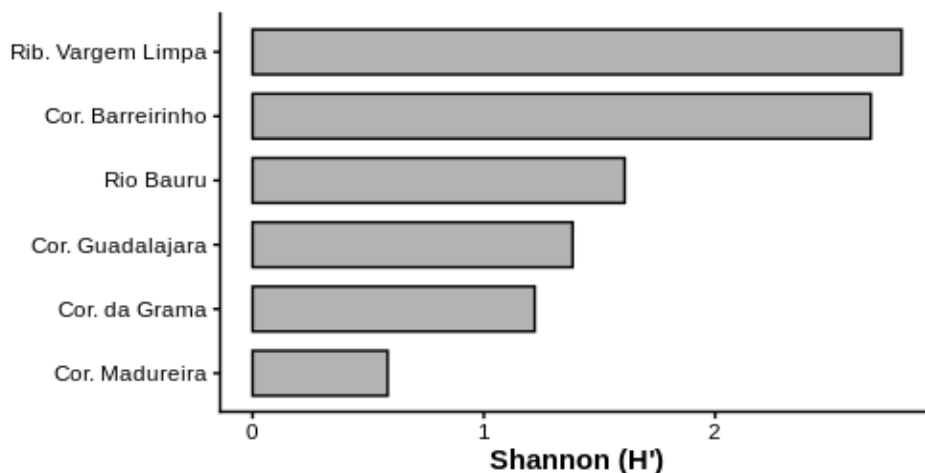


Figura 4 - Comparativo do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') entre as diferentes áreas amostradas.

Os resultados da equitabilidade de Pielou corroboram esse padrão (Figura 5). Ribeirão Vargem Limpa e Córrego Barreirinho apresentaram os maiores valores de equitabilidade ($J' > 0,80$), indicando distribuição mais uniforme da abundância entre as espécies registradas. Por outro lado, o Córrego Madureira apresentou baixa equitabilidade ($J' \approx 0,35$), sugerindo forte dominância ecológica de poucas espécies, principalmente exóticas invasoras.

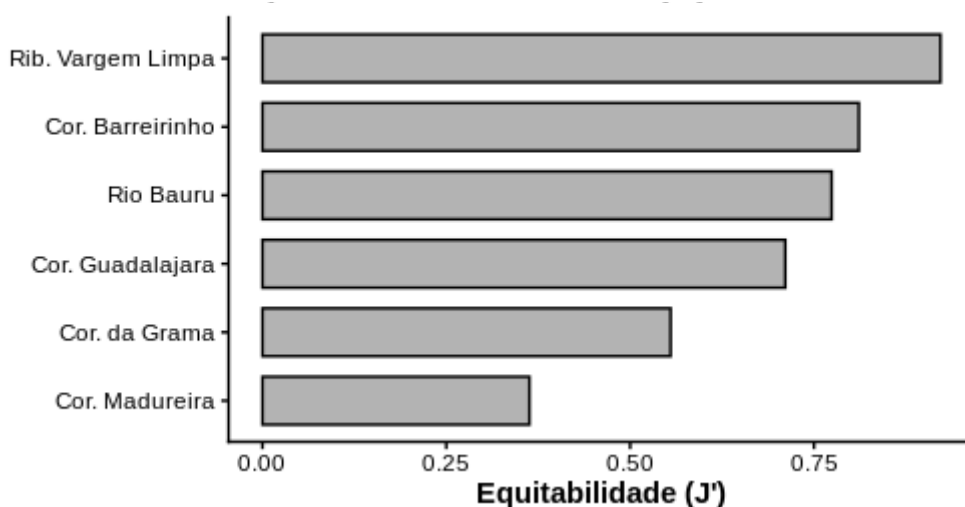


Figura 5 - Comparativo da Equitabilidade de Pielou (J') entre as diferentes áreas amostradas, indicando o grau de uniformidade na distribuição da abundância das espécies.

Padrão semelhante foi observado para o índice de Gini-Simpson. Os maiores valores foram registrados no Ribeirão Vargem Limpa ($D \approx 0,9$) e no Córrego Barreirinho ($D \approx 0,85$), indicando baixa probabilidade de dominância por um único táxon. Em contraste, o Córrego Madureira apresentou o menor valor do índice ($D \approx 0,25$), evidenciando elevada dominância ecológica e redução da heterogeneidade arbórea.

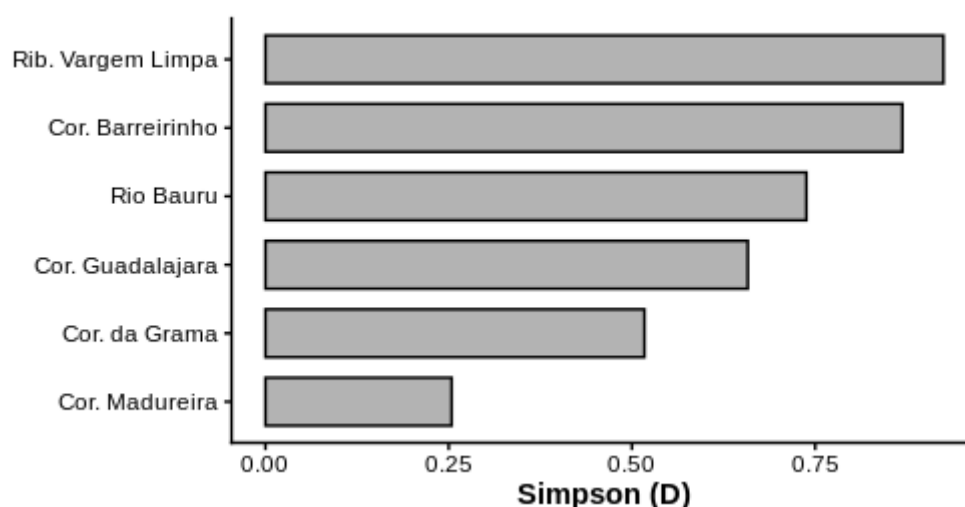


Figura 6 - Índice de Diversidade de Gini-Simpson ($1 - D$) entre as áreas amostradas, indicando a probabilidade de dominância e a heterogeneidade das comunidades arbóreas.

A convergência entre os índices de Shannon, Pielou e Simpson demonstra um gradiente de conservação ecológica entre os fragmentos avaliados. Enquanto Ribeirão Vargem Limpa e Córrego Barreirinho mantêm comunidades mais diversas e estruturalmente equilibradas, os córregos Madureira, Guadalajara e da Grama apresentam maior simplificação ecológica e elevada influência de espécies exóticas invasoras, indicando maior grau de degradação ambiental das matas ripárias.

A estrutura horizontal das comunidades arbóreas foi analisada por meio do IVIS, parâmetro fitossociológico que integra densidade, frequência e dominância relativas das espécies (Tabela 3). Os resultados demonstraram forte predominância da espécie exótica *L. leucocephala* (leucena), que apresentou VI de 47,5 e densidade relativa (DR) de 39,6%, indicando intenso processo de homogeneização biótica nos fragmentos avaliados.

A elevada representatividade da leucena sugere forte capacidade competitiva da espécie sobre a flora nativa. Além do rápido crescimento e elevada produção de

sementes, *L. leucocephala* apresenta potencial alelopático descrito na literatura, associado à liberação de compostos capazes de inibir a germinação e o estabelecimento de outras espécies vegetais. Essas características favorecem a formação de populações monodominantes e dificultam a regeneração natural das comunidades nativas.

Embora *Nectandra megapotamica* tenha apresentado o segundo maior IVIS (18,8), representando importante componente arbóreo nativo das áreas avaliadas, a diferença expressiva em relação à leucena evidencia desequilíbrio estrutural da comunidade vegetal. Além da própria leucena, outras espécies exóticas, como *Cordia myxa*, também apresentaram elevada representatividade fitossociológica.

A estrutura horizontal revelou ainda predominância de espécies pioneiras, como *Cecropia pachystachya* e *Licania tomentosa*, ambas com IVIS de 6,23. A elevada abundância de espécies pioneiras, associada à baixa representatividade de espécies secundárias tardias e clímax, sugere que parte dos fragmentos se encontra em estágios iniciais, intermediários de regeneração ecológica ou ainda não passaram por retirada da vegetação.

De forma geral, os resultados indicam que, embora os fragmentos avaliados ainda mantenham parte de sua diversidade arbórea nativa, a elevada abundância de espécies exóticas invasoras, especialmente *L. leucocephala*, está associada à simplificação estrutural das comunidades vegetais, em razão do desmatamento e da ausência de manejo da vegetação ripária periurbana de Bauru.

Tabela 3 - Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas contidas no inventário, ordenadas por Densidade, Frequência e Valor Simplificado de Importância (IVIS). Elaborado pelo Autor (2026).

Espécie	DA	FA	DR (%)	FR (%)	VI
<i>Leucaena leucocephala</i>	143	6	39.61	7.89	47.51
<i>Nectandra megapotamica</i>	49	4	13.57	5.26	18.84
<i>Cordia myxa</i>	6	4	1.66	5.26	6.93
<i>Cecropia pachystachya</i>	13	2	3.60	2.63	6.23
<i>Licania tomentosa</i>	13	2	3.60	2.63	6.23
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	12	2	3.32	2.63	5.96
<i>Syzygium cumini</i>	7	3	1.94	3.95	5.89
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	9	2	2.49	2.63	5.12
<i>Pterogyne nitens</i>	4	3	1.11	3.95	5.06
<i>Nectandra angustifolia</i>	6	2	1.66	2.63	4.29
<i>Xylopia aromatica</i>	6	2	1.66	2.63	4.29
<i>Inga laurina</i>	3	2	0.83	2.63	3.46
<i>Mangifera indica</i>	3	2	0.83	2.63	3.46
<i>Sesbania virgata</i>	3	2	0.83	2.63	3.46
<i>Piper aduncum</i>	2	2	0.55	2.63	3.19
<i>Gochnatia polymorpha</i>	5	1	1.39	1.32	2.70
<i>Pleroma granulatum</i>	5	1	1.39	1.32	2.70
<i>Erythroxylum argentinum</i>	4	1	1.11	1.32	2.42
<i>Eugenia stictopetala</i>	4	1	1.11	1.32	2.42
<i>Guarea guidonia</i>	4	1	1.11	1.32	2.42
<i>Ocotea catharinensis Mez.</i>	4	1	1.11	1.32	2.42
<i>Piper arboreum</i>	4	1	1.11	1.32	2.42
<i>Siparuna guianensis</i>	4	1	1.11	1.32	2.42
<i>Spathodea campanulata</i>	4	1	1.11	1.32	2.42
<i>Tibouchina stenocarpa Cogn</i>	4	1	1.11	1.32	2.42
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	3	1	0.83	1.32	2.15
<i>Tapirira guianensis</i>	3	1	0.83	1.32	2.15
<i>Tecoma stans</i>	3	1	0.83	1.32	2.15
<i>Croton urucurana</i>	2	1	0.55	1.32	1.87
<i>Eucalyptus urophylla</i>	2	1	0.55	1.32	1.87
<i>Ficus trigona</i>	2	1	0.55	1.32	1.87
<i>Gallesia integrifolia</i>	2	1	0.55	1.32	1.87
<i>Pera glabrata</i>	2	1	0.55	1.32	1.87
<i>Psidium guajava</i>	2	1	0.55	1.32	1.87
<i>Styrax leprosus</i>	2	1	0.55	1.32	1.87
<i>Tabebuia rosealba</i>	2	1	0.55	1.32	1.87
<i>Aegiphila brachiata Vell.</i>	1	1	0.28	1.32	1.59

4.3 Similaridade Arbórea entre os Fragmentos Ripários

A análise de agrupamento hierárquico baseada no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis evidenciou nuances de heterogeneidade arbórea entre os pontos amostrais das áreas ripárias estudadas (Figura 7). Foram observados agrupamentos com maior similaridade arbórea entre alguns pontos, especialmente Cor. Guadalajara_P2, Cor. Madureira_P5 e Rio Bauru_P4 os quais apresentaram menores distâncias de Bray-Curtis, sugerem composição vegetal relativamente semelhante.



Figura 7 – Análise de agrupamento hierárquico (dendrograma) das áreas de vegetação ripária com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, evidenciando os padrões de similaridade arbórea entre os pontos amostrais dos córregos periurbanos de Bauru (SP).

Em contrapartida, pontos como Rib. Vargem Limpa_P5, Cor. Barreirinho_P5 e Cor. da Grama_P3 apresentaram maior isolamento no dendrograma, conectando-se aos demais apenas em níveis elevados de dissimilaridade. Esse padrão sugere composição arbórea mais distinta, possivelmente associada a diferenças locais no grau de perturbação, estrutura da vegetação, presença de espécies exóticas invasoras e estágio sucessional dos fragmentos.

A ausência de agrupamentos fortemente definidos por córrego indica que a similaridade arbórea entre os pontos amostrais não é determinada exclusivamente pela proximidade geográfica. Contudo, embora os pontos estejam distribuídos de

forma contínua na vegetação ripária que acompanha a malha hídrica e proximidade deve ser considerado. Os resultados encontrados ainda podem refletir efeitos da perturbação local, distância geográfica, histórico de uso, conectividade, além proximidade entre as unidades amostrais.

De forma geral, as distâncias observadas entre parte dos pontos amostrais apontam heterogeneidade arbórea e forte fragmentação da vegetação ripária, aspectos relevantes para o planejamento de estratégias de restauração ecológica e implantação de parques lineares voltados à ampliação da conectividade da paisagem urbana.

4.4 Implicações para Manejo da Vegetação Ripária e Implantação de Parques Lineares

A porcentagem elevada de espécies exóticas invasoras observada em parte dos fragmentos avaliados evidencia a necessidade de estratégias de manejo voltadas à recuperação ecológica das matas ripárias periurbanas de Bauru. Com mais de 60% da abundância total de indivíduos, as espécies exóticas predominaram em quatro das seis áreas analisadas, o que indica uma forte alteração da composição vegetal original e potencial comprometimento da regeneração natural.

Entre as espécies registradas, destacou-se *L. leucocephala*, cuja elevada densidade e valor simplificado de importância evidenciam forte capacidade de ocupação e dominância ecológica dos fragmentos avaliados. A espécie apresenta rápido crescimento, elevada produção de sementes e potencial alelopático descrito na literatura, fatores que favorecem a formação de populações monodominantes e dificultam o recrutamento de espécies nativas.

A legislação ambiental brasileira estabelece diretrizes para recuperação de APPs por meio da regeneração natural assistida e do controle de espécies exóticas invasoras. A Lei nº 12.651/2012 (o novo código florestal) e as resoluções do CONAMA preveem a recomposição da vegetação nativa mediante elaboração de projetos técnicos que contemplem isolamento das áreas, controle de espécies invasoras, prevenção de processos erosivos e monitoramento da regeneração ecológica.

Nesse contexto, os resultados obtidos sugerem diferentes prioridades de manejo entre os fragmentos avaliados. Os córregos Madureira, da Grama e Rio Bauru apresentaram os maiores valores do Índice de Dominância de Espécies Exóticas (IDE), refletindo forte simplificação ecológica e elevada dominância de

espécies invasoras (Tabela 4). Esses fragmentos demandam intervenções prioritárias voltadas ao controle de espécies exóticas e enriquecimento com espécies nativas, especialmente aquelas associadas a estágios sucessionais mais avançados.

(ID)	IDE	Prioridade de Manejo
Cor. Madureira	54.30	Crítica
Cor. da Grama	30.67	Alta
Rio Bauru	27.91	Alta
Cor. Guadalajara	12.00	Monitoramento
Cor. Barreirinho	3.10	Monitoramento
Rib. Vargem Limpa	0.71	Monitoramento
PL	0.00	Monitoramento

Tabela 4 - Indicadores de diversidade, percentual de espécies exóticas e classificação de prioridade de manejo para as áreas amostradas em Bauru (SP).

Em contraste, Ribeirão Vargem Limpa e Córrego Barreirinho apresentaram maiores índices de diversidade, menor dominância de espécies exóticas e maior representatividade de espécies nativas, sugerindo maior conservação ecológica e maior potencial de funcionamento como áreas-fonte para dispersão de propágulos e manutenção da conectividade da paisagem.

Estudos realizados em áreas urbanas do interior paulista demonstram que o manejo de *L. leucocephala* requer estratégias integradas, incluindo remoção de indivíduos adultos, redução do banco de sementes e implantação de espécies nativas capazes de promover sombreamento e competição ecológica sobre a invasora (Blackburn, 2011; Beraldi; Vazquez, 2020; Martelli, 2022). Dessa forma, ações de restauração nas matas ripárias avaliadas devem priorizar não apenas a remoção de espécies invasoras, mas também a reconstrução gradual da estrutura ecológica e funcional da vegetação.

Os resultados obtidos reforçam a importância da implantação de parques lineares como estratégia de recuperação ambiental e ampliação da conectividade ecológica em áreas periurbanas. A manutenção e restauração da vegetação ripária podem favorecer processos ecológicos fundamentais, como dispersão de sementes, proteção dos recursos hídricos, redução da erosão e ampliação da biodiversidade em ambientes urbanos fragmentados.

De forma geral, os fragmentos avaliados representam diferentes estágios de conservação ecológica ao longo da paisagem urbana de Bauru, variando desde áreas relativamente estruturadas até ambientes fortemente simplificados pela invasão biológica e fragmentação da vegetação. Nesse cenário, o Índice de Dominância de Espécies Exóticas (IDE) mostrou-se uma ferramenta útil para identificação de áreas prioritárias para manejo e restauração ecológica das matas ripárias periurbanas.

5. CONCLUSÃO

Os índices de diversidade demonstraram que áreas amostrais mais conservadas mantêm as estruturas sucessionais e maior diversidade, demonstrando que fragmentos que não passaram pela retirada da vegetação nativa, como Ribeirão Vargem Limpa e Córrego Barreirinho, mantêm comunidades arbóreas mais diversas, equilibradas e estruturalmente complexas, com maior representatividade de espécies nativas e grupos sucessionais não pioneiros. Esses remanescentes apresentam potencial ecológico relevante para manutenção da biodiversidade urbana implementação imediata de parques lineares, pois permeiam unidades desde unidade conservação (APA) fazendo a conexão de áreas periurbanas ao curso hídrico central que leva a saída do município, funcionamento como áreas-fonte de propágulos para processos de regeneração natural e restauração ecológica. Em contraste, áreas com elevada simplificação arbórea e predominância de espécies exóticas, como os córregos Madureira e da Grama, apresentaram sinais de degradação ecológica e limitação da regeneração natural.

A análise de similaridade arbórea evidenciou elevada heterogeneidade entre os fragmentos ripários, indicando forte influência das condições locais de perturbação, fragmentação e invasão biológica sobre a composição arbórea. A elevada abundância de espécies exóticas invasoras, especialmente *L. leucocephala*, mostrou-se associada à simplificação estrutural das comunidades vegetais e à redução da diversidade ecológica em parte das áreas avaliadas. De forma geral, os fragmentos avaliados representam diferentes níveis de conservação ecológica ao longo da paisagem urbana de Bauru, variando desde áreas relativamente estruturadas até ambientes fortemente simplificados pela urbanização e pela invasão biológica, ressaltando a importância do manejo urbano integrado com a conservação a fim de reverter o quadro atual.

Os resultados obtidos reforçam a importância da vegetação ripária como componente estratégico para manutenção da conectividade ecológica em ambientes periurbanos. A implantação e recuperação de parques lineares associados aos cursos hídricos urbanos podem contribuir para ampliação da cobertura vegetal, proteção dos recursos hídricos, redução da fragmentação da paisagem e favorecimento do fluxo ecológico da fauna e flora entre os remanescentes vegetacionais do município.

6. REFERÊNCIAS

BAURU (Município). Lei nº 5.631, de 22 de agosto de 2008. Institui o Plano Diretor Participativo do Município de Bauru. Bauru, SP: **Câmara Municipal**, 2008.

BAURU (Município). Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica e Cerrado (PMMA). Bauru, SP: **SEMMA**, 2016.

BAURU (Município). Revisão do Plano Diretor Participativo e da Legislação Complementar. Bauru, SP: **Prefeitura Municipal**, 2025.

BAURU (Município). Secretaria Municipal de Planejamento. Leitura técnica e leitura comunitária: PDP Bauru. Campinas: **DEMACAMP**, 2020. 278 p. (Produto 2).

BERALDI, A. L. P. G.; VAZQUEZ, G. H. Diagnóstico das matas ciliares urbanas de Votuporanga/SP: levantamento da vegetação exótica invasora. **Geoambiente On-line**, Goiânia, n. 37, p. 282–303, 2020.

BLACKBURN, T. M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.

BLUMENFELD, E. C.; SANTOS, R. F.; THOMAZIELLO, S. A.; RAGAZZI, S. Relações entre tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1301-1316, out./dez. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509825150>. Acesso em: 28 fev 2026.

BIRKHOFER, K. et al. Relationships between multiple biodiversity components and ecosystem services along a landscape complexity gradient. **Biological Conservation**, v.218, p.247-253, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.027>. Acesso em: 28 fev 2026.

BORGES NETO, I. de O.; SANTOS, L. J. C.; XAVIER, R. A. O estudo da erosão dos solos sob uma concepção sistêmica. **Ra'e Ga: O Espaço Geográfico em Análise**, v. 57, p. 98–113, 2023.

BRANDO, P. M.; DURIGAN, G. Changes in cerrado vegetation after disturbance by frost (São Paulo State, Brazil). **Plant Ecology**, v. 175, n. 2, p. 205-215, 2004.

BRASIL. **Decreto Federal nº 4.340, de 22 de agosto de 2002**. Regulamenta o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Brasília, DF: Presidência da República, 2002.

BRASIL. **Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001**. Estabelece normas gerais de direito urbanístico (Estatuto da Cidade). Brasília, DF: Presidência da República, 2001.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa (Código Florestal). Brasília, DF: Presidência da República, 2012.

BRASIL. **Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021**. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Brasília, DF: Presidência da República, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA nº 300/2022**: Lista Oficial da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília, 2022.

CAVASSAN, O.; CESAR, O.; MARTINS, F. R. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 7, n. 2, p. 91-106, 1984.

CAVASSAN, Osmar. Bauru: terra de cerrado ou floresta? **Ciência Geográfica**, Bauru, v. XVII, n. 1, p. 46-54, jan./dez. 2013.

CAVASSAN, O.; WEISER, V. L. Vascular flora of the cerrado of Bauru-SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 15, n. 3, 2015.

CLARKE, S. Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient dynamics. **Progress in Physical Geography**, v. 26, p. 159-172, 2002.

CONAMA. **Resolução nº 302, de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre APPs de reservatórios artificiais. Brasília, DF: CONAMA, 2002.

CONAMA. **Resolução nº 303, de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre parâmetros e limites de APPs. Brasília, DF: CONAMA, 2002.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO TIETÊ-JACARÉ (CBH-TJ). **Plano Diretor de Educação Ambiental da Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré**: Apresentação. Araraquara:CBH-TJ,2024. Disponível em: <https://tietejacare.com.br/wp-content/uploads/2024/09/Apresentacao-do-Plano-Diretor-de-Educacao-Ambiental-da-Bacia-Hidrografica-do-Tiete-Jacare.pdf>. Acesso em: 28 fev 2026.

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. (Org.). **Geomorfologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009.

CURRAN, J. C.; HESSION, W. C. Vegetative impacts on hydraulics and sediment processes across the fluvial system. **Journal of Hydrology**, v. 505, p. 364-376, 2013.

CURTIS, J. T.; MCINTOSH, R. P. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. **Ecology**, v. 31, p. 434-455, 1950.

DÍAZ, S. et al. Assessing nature's contributions to people. **Science**, v. 359, n. 6373, p. 270-272, 2018.

DUNEA, Daniel et al. Effects of riparian vegetation on evapotranspiration processes and water quality of small plain streams. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 21, n. 4, p. 629-640, Oct. 2021.

FELFILI, J. M. et al. (org.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: Ed. UFV, 2011.

FERREIRA, G. J.; PINHEIRO, M. H. O.; CAÇÃO, M. F. Composição florística e fitossociologia de um fragmento de cerrado no município de Bauru, Estado de São Paulo. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 4, p. 875-886, 2007.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>.

FORMAN, R. T. T. **Urban Ecology: Science of Cities**. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

FRIEDRICH, D. **O parque linear como instrumento de planejamento e gestão das áreas de fundo de vale urbanas**. 2007. UFRGS, Porto Alegre, 2007.

GALETTI, M. et al. Atlantic rainforest's tigers: anthropogenic impacts on specialized plant-animal interactions. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 257-263, 2012.

GIMENEZ, Paula Letícia de Almeida et al. Análise quali-quantitativa da arborização viária de dois bairros do município de Bauru, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 175-187, dez. 2023. Disponível em: <http://doi.org/10.24278/2178-5031.202335202>. Acesso em: 18 fev. 2026.

GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, Marta et al. Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: Scientific evidence and guidelines. **Journal of Environmental Management**, v. 292, 112730, 15 Ago. 2021.

GOOGLE LLC. **Google Earth Pro v. 7.3**. 2024. Disponível em: <https://www.google.com/earth/>.

GOWER, J. C. A general coefficient of similarity and some of its properties. **Biometrics**, v. 27, n. 4, p. 857–871, 1971.

HANSKI, I. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. **Ambio**, v. 40, n. 3, p. 248–255, 2011.

HENRIQUES, M. et al. Riparian vegetation and geomorphological interactions in anabranching rivers: A global review. **Ecohydrology**, v. 15, n. 2, e2370, 2022.

HUAL, W. et al. Flow dynamics and sediment transport in vegetated rivers: A review. **Journal of Hydrodynamics**, v. 16, n. 3, p. 401–418, 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Projeções da População: Brasil e Unidades da Federação**. Rio de Janeiro: IBGE, 2025.

INSTITUTO HÓRUS. **Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras**. Florianópolis, 2018. Disponível em: <http://i3n.institutohorus.org.br>.

IPBES. **Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species**. Roy, H. E. et al. (eds.). Bonn: IPBES Secretariat, 2023.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2023-1.

KENT, M. **Vegetation Description and Data Analysis: A Practical Approach**. 2. ed. Oxford: Wiley-Blackwell, 2011.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.

LI, G. et al. Spatiotemporal Analysis of Habitat Quality and Connectivity in Response to Land Use/Cover Change. **Sustainability**, v. 14, n. 21, 2022.

LIU, D.; VALYRAKIS, M.; WILLIAMS, R. Flow hydrodynamics across open channel flows with riparian zones: Implications for riverbank stability. **Water**, v. 9, n. 9, p. 720, 2017.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa, SP: Jardim Botânico Plantarum, v. 3, 2021.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MADEIRO, T.; ALBUQUERQUE, E.; LIMA, S. C. Infraestrutura verde e a emergência climática: os parques lineares como estratégia de resiliência. **RBGAS**, v. 12, n. 34, 2025.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004.

MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. et al. **Noções morfológicas e taxonômicas para identificação botânica**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014.

MCDONALD, R. I. et al. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1695–1703, 2008.

MCKENDRICK, S.A., BURNS, M.J., IMBERGER, M., RUSSELL, K.L., GREET, J. Riverine aquatic plants trap propagules and fine sediment: Implications for ecosystem engineering and management under contrasting land uses. **Earth Surface Processes and Landforms**, 49(8), 2538–2551, 2024.

MENGATTO JUNIOR, E. A.; FERREIRA, M. C. Estimativa de largura de rios para o mapeamento de APPs. In: **Anais XVI SBSR**. Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 1258-1265.

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

MOTA, V. G.; FUREGATTI, S. A. Levantamento e análise da ocorrência de feições erosivas urbanas na cidade de Bauru/SP. In: **Anais IX PLURIS**. Bauru: UNESP, 2021.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

NAGANO, W. T.; GONÇALVES, F. M. A experiência paulistana em parques lineares. **Paisagem e Ambiente**, n. 42, p. 99-115, 2018.

NIFONG, Rachel L.; TAYLOR, Jason M. Vegetation and Residence Time Interact to Influence Metabolism and Net Nutrient Uptake in Experimental Agricultural Drainage Systems. **Water**, v. 13, n. 10, 1416, May 2021.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.6-4. 2024.

OLIVEIRA, J. B. et al. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1999.

PAREDES-HERNÁNDEZ, C. U. et al. Validating Google Earth as a GIS data source for measuring distances. **ISPRS**, v. 40, p. 25-27, 2013.

PERES, O. M.; SABOYA, R. Segregação socioespacial, morfologia da expansão e fragmentação socioeconômica em cidades brasileiras de porte médio. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 16, 2024.

PINHEIRO, M. H. O.; MONTEIRO, R. Florística de um remanescente de floresta estacional semidecidual no município de Bauru, São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, v. 59, n. 4, p. 817-836, 2008.

PRATA, E. M. B.; PINTO, S. A. F.; ASSIS, M. A. Fitossociologia e distribuição de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha secundária. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, n. 2, p. 159-168, 2011.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

PIELOU, E. C. An approach to the study of mathematical ecology. **Theoretical Population Biology**, v. 1, n. 2, p. 163–177, 1970.

PYŠEK, P. et al. Scientists' warning on biological invasions. **Biological Reviews**, v. 95, n. 6, p. 1511-1534, 2020.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024.

RAI, P. K.; SINGH, J. S. Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. **Ecological Indicators**, v. 111, 2020.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? **Implications for conservation**. Biological Conservation, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.

RODRIGUES, R. R. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: SMA/IB, 2008.

ROWIŃSKI, P. M., VÄSTILÄ, K., ABERLE, J., JÄRVELÄ, J., KALINOWSKA, M. B. How vegetation can aid in coping with river management challenges: A brief review. **Ecohydrology & Hydrobiology**, 18(4), 345-354, 2018.

SADEK, S. Google Earth: An Assessment of its Measuring Accuracy. **Journal of Geography and Geology**, v. 4, n. 4, p. 18-25, 2012.

SOUZA, E. D. de et al. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1829-1836, nov./dez. 2009.

SÃO PAULO (Estado). **Constituição Estadual de 1989**. Artigo 191. São Paulo, 1989.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto Estadual nº 63.893, de 14 de dezembro de 2018**. Cria o Mosaico de Unidades de Conservação do Cerrado Paulista. São Paulo, SP, 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 15.684, de 14 de janeiro de 2015**. Dispõe sobre o Programa de Regularização Ambiental (PRA). São Paulo, SP, 2015.

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014**. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios para restauração ecológica no Estado de São Paulo. São Paulo: SMA, 2014.

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 57/2016**: Segunda revisão da lista oficial de espécies da flora ameaçadas no Estado. São Paulo, 2016.

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 64, de 07 de julho de 2009**. Dispõe sobre critérios para restauração de áreas degradadas e matas ciliares. São Paulo: SMA, 2009.

SARAIVA, M. G. A. **O rio como paisagem**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1999. apud FRIEDRICH, D. 2007.

SIMKIN, R. D. et al. Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. **PNAS**, v. 119, n. 12, 2022.

SONG, X. et al. Riparian vegetation's effects on the evolution of an experimental meandering channel driven by an upper vortex flow. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 48, n. 10, p. 1764-1780, Ago. 2023.

TOLEDO, I. B. et al. Edge Effect Evaluation on Natural Regeneration in Fragment of Atlantic Forest. **Ecological Complexity**, v. 63, 101135, 2025.

TONELLI, K. C. et al. Complementaridade de métodos de amostragem de flora em áreas de compensação ambiental. **Journal of Neotropical Agriculture**, v. 9, n. 4, 2022.

TUCCI, C. E. M.; MACHADO, E. S. Concepção do controle de enchentes na região metropolitana de Curitiba. Drenagem urbana: gerenciamento, simulação e controle. **ABRH, Editora da Universidade UFRGS**, Porto Alegre, 1998.

VITÓRIA, T. O.; SANTOS, R. L.; CHAVES, J. M. Parque linear: instrumento urbanístico para promoção da sustentabilidade urbana. **Scientific Journal ANAP**, v. 3, n. 13, p. 617–627, 2025.

ZENNI, R. D. et al. Invasive non-native species in Brazil: an updated overview. **Biological Invasions**, v. 26, p. 1-25, 2024.