

Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal

**COMPOSIÇÃO FLORÍSTICO-ESTRUTURAL NA AVALIAÇÃO
DE FLORESTAS RIPÁRIAS URBANAS**

ISADORA LOPES PIRES

**M
E
S
T
R
A
D
O**

**Ipameri-GO
2026**

ISADORA LOPES PIRES

**COMPOSIÇÃO FLORÍSTICO-ESTRUTURAL NA AVALIAÇÃO DE
FLORESTAS RIPÁRIAS URBANAS**

Orientador: Prof. Dr. Vagner Santiago do Vale

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Goiás – UEG, Unidade Universitária de Ipameri/GO, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal para a obtenção do título de MESTRE.

Ipameri
2026

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UEG
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

LP667 Lopes Pires, Isadora
cc Composição florístico-estrutural na avaliação de
florestas ripárias urbanas / Isadora Lopes Pires;
orientador Vagner Santiago do Vale. -- Ipameri, 2026.
48 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação
Mestrado Acadêmico em Produção Vegetal) -- Unidade de
Ipameri, Universidade Estadual de Goiás, 2026.

1. Novel ecosystems. 2. estoque de carbono. 3.
espécies invasoras. 4. Cerrado. 5. fitossociologia. I.
Santiago do Vale, Vagner, orient. II. Título.



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: “Composição florístico-estrutural na avaliação de florestas ripárias urbanas.”

AUTOR(A): Isadora Lopes Pires

ORIENTADOR(A): Vagner Santiago do Vale

Aprovado(a) como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE(A) EM PRODUÇÃO VEGETAL, pela comissão Examinadora:

Prof. Dr. Ednaldo Cândido Rocha

Universidade Estadual de Goiás/ Unidade Universitária Ipameri- GO

Documento assinado digitalmente
gov.br EDNALDO CANDIDO ROCHA
Data: 25/02/2026 13:12:01-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Vagner Santiago do Vale (Orientador)

Universidade Estadual de Goiás/ Unidade Universitária Ipameri- GO

Documento assinado digitalmente
gov.br VAGNER SANTIAGO DO VALE
Data: 25/02/2026 10:44:40-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.^a Dr.^a Sabrina do Couto de Miranda

Universidade Estadual de Goiás/ Unidade Palmeiras de Goiás- GO

Documento assinado digitalmente
gov.br SABRINA DO COUTO DE MIRANDA
Data: 25/02/2026 17:35:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Data da realização: 25 de fevereiro de 2026

Registro de Declaração

Número: 314 Livro: R-01 Folhas: 05A Data: 25/02/2026 Assinatura:



*Dedicado ao meu pai,
Vainer Donizete Pires*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradecer a Deus, que sempre esteve ao meu lado e cuidou de mim durante toda essa jornada, me protegendo na estrada todos os dias e me fortalecendo enquanto eu conciliava a carreira profissional com a vida pessoal de uma mãe, professora e dona de casa.

À minha família, que sempre esteve ao meu lado, em especial ao meu pai, pois o mestrado foi um sonho nosso, que permaneceu comigo, mesmo depois que ele se foi. Ao meu marido Adonay e ao meu filho Henry, que são a minha força diária e à minha sogra Nibiane que cuidou com tanto amor do meu filho todos os dias que precisei ir estudar e trabalhar.

Às amigas que fazemos durante o curso, em especial a Valeska, Lidiane e Aristides, que me ajudaram e me apoiaram durante essa jornada, não somente com a amizade deles, mas também quando precisei ir para campo, e falando nisso, ao Erikson, que me ajudou no campo quando eu estava grávida.

Aos professores Drs. Ednaldo e Vagner, por serem incríveis, ao professor Ednaldo que foi meu primeiro contato no programa e meu primeiro orientador, em que, na nossa primeira conversa me encaminhou para o professor Vagner, que me recebeu, me orientou e me ensinou muito e a quem tem meu respeito e admiração.

À Universidade Estadual de Goiás e ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal pela oportunidade e aprendizado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelo auxílio financeiro da bolsa de estudos no meu primeiro ano, que me ajudou muito com os custos das idas e vindas.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Florestas Ripárias no Bioma Cerrado: Definição e Importância Ecológica.....	3
2.2. Caracterização Florístico-Estrutural das Matas de Galeria	4
2.3. Impactos Antrópicos e Efeitos de Borda.....	4
2.4. Florestas Ripárias Urbanas como <i>Novel Ecosystems</i>	4
2.5. Implicações para Conservação e Restauração	5
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	6
3.1 Área de estudo	6
3.3 Coleta de dados da comunidade arbórea.....	10
3.3.1 Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas	10
3.3.2 Diversidade, estimadores de riqueza e curva espécie-área.....	11
3.3.3 Florestas Urbanas x Rurais - comparação entre riqueza, densidade e área basal.....	11
3.3.4 Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural.....	12
4. RESULTADOS.....	13
4.1 Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas	13
4.2 Diversidade, estimadores de riqueza e curva espécie-área.....	14
4.3 Florestas Urbanas x Rurais - comparação entre riqueza, densidade e área basal	15
4.4 Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural.....	16
5. DISCUSSÃO.....	20
5.1 Composição florística e estrutura horizontal.....	20
5.2 Diversidade, estimadores de riqueza e curva espécie-área.....	20
5.3 Florestas Urbanas x Rurais - comparação entre riqueza, densidade e área basal	21
5.4 Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural.....	22
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	24
7. REFERÊNCIAS	26
Anexos	35

RESUMO

As florestas ripárias são ecossistemas cruciais para a proteção de recursos hídricos e manutenção da biodiversidade, embora sejam frequentemente degradadas pelo crescimento urbano desordenado. Diante disso, o objetivo do estudo foi avaliar a composição florística e a estrutura horizontal de comunidades arbóreas submetidas a diferentes graus de influência antrópica em cidades de pequeno (S - Ipameri) e médio porte (M - Caldas Novas), comparando-as com Espaços Territoriais Especialmente Protegidos (ETEPs - P) localizadas na zona rural. A coleta de dados foi realizada em 59 parcelas de 400 m² (20x20m) distribuídas em córregos urbanos e reservas legais. Foram estimados parâmetros fitossociológicos como densidade, área basal, biomassa acima do solo e estoque de carbono. A diversidade foi aferida pelos índices de Shannon, Simpson e a riqueza pelo estimador Chao 1. Para a comparação entre as áreas (P, M e S), utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis com *post-hoc* de Dunn. A similaridade florística e estrutural foi avaliada pelos índices de Jaccard e Morisita-Horn, complementados pelas análises multivariadas, PERMANOVA, PCoA e Análise de Espécies Indicadoras (IndVal). A amostragem totalizou 198 espécies. As florestas protegidas (ETEPs) apresentaram valores, significativamente, superiores em todos os parâmetros estruturais: riqueza média de 19 espécies por parcela, densidade de 1.138,3 indivíduos/ha e estoque de carbono de 36,8 t/ha. Em contraste, as áreas urbanas M e S apresentaram valores reduzidos de riqueza e similares entre si, com estoques de carbono de 15,5 t/ha e 17,1 t/ha, respectivamente. A composição florística revelou que os ETEPs mantêm espécies nativas típicas de florestas ripárias como *Tapirira guianensis* e *Licania apetala*, enquanto as áreas urbanas possuem dominância de espécies exóticas, como *Leucaena leucocephala* e *Mangifera indica*. As análises multivariadas florística e estrutural demonstraram haver maior proximidade entre as florestas da zona urbana e Permanova demonstrou não haver diferenças significativas para essas parcelas. Apenas quatro espécies (três delas exóticas) foram consideradas indicadoras das florestas ripárias da zona urbana. Os dados demonstram que a urbanização promove a homogeneização biótica, e os fragmentos urbanos estudados configuram-se como *novel ecosystems*, caracterizados por novas combinações de espécies e estruturalmente mais simples com menor aporte de riqueza e biomassa.

Palavras-chave: *Novel ecosystems*, estoque de carbono, espécies invasoras, Cerrado, fitossociologia.

ABSTRACT

Riparian forests are ecosystems that are crucial for the protection of water resources and the maintenance of biodiversity, although they are often degraded by unplanned urban growth. Given this, the objective of the study was to evaluate the floristic composition and horizontal structure of tree communities subjected to varying degrees of anthropogenic influence in small (S - Ipameri) and medium-sized (M - Caldas Novas) cities, comparing them with protected areas (P) located in rural areas. Data collection was conducted in 59 plots of 400 m² (20x20 m) distributed across urban streams and legal reserves. Phytosociological parameters such as density, basal area, aboveground biomass, and carbon stock were estimated. Diversity was measured using the Shannon and Simpson indices, and richness using the Chao 1 estimator. To compare the areas (P, M, and S), the Kruskal-Wallis test with Dunn's post-hoc test was used. Floristic and structural similarity was assessed using the Jaccard and Morisita-Horn indices, supplemented by multivariate analyses, PERMANOVA, PCoA, and Indicator Species Analysis (IndVal). A total of 199 species were sampled. Protected forests (P) exhibited significantly higher values for all structural parameters: average species richness of 19 species per plot, density of 1,138.3 individuals/ha, and carbon stock of 36.8 t/ha. In contrast, the urban areas M and S showed reduced richness values and were similar to each other, with carbon stocks of 15.5 t/ha and 17.1 t/ha, respectively. The floristic composition revealed that the ETEPs maintain native species typical of riparian forests, such as *Tapirira guianensis* and *Licania apetala*, whereas urban areas are dominated by exotic species, including *Leucaena leucocephala* and *Mangifera indica*. Multivariate floristic and structural analyses showed greater similarity among forests in the urban zone, and PERMANOVA indicated no significant differences among these plots. Only four species (three of them exotic) were identified as indicators of riparian forests in the urban zone. The results demonstrate that urbanization promotes biotic homogenization, and the studied urban fragments can be characterized as novel ecosystems, marked by new species combinations and structurally simpler communities with lower levels of species richness and biomass.

Keywords: Novel ecosystems, carbon stock, invasive species, Cerrado, phytosociology.

1. INTRODUÇÃO

Na década de 1930 o Brasil teve as primeiras ações governamentais visando adotar políticas ambientais, com a criação de normas, leis e iniciativas públicas (Fabiani *et al.*, 2023). O marco inicial ocorreu em 1934 com o Decreto Federal nº 23.793 (Brasil, 1934) e criação do Código Florestal Brasileiro (CFB), no qual distribuía diretrizes para a preservação das florestas nativas e a proteção de áreas relevantes para o meio ambiente, especialmente em contextos de expansão agrícola (Oliveira *et al.*, 2023).

A segunda versão do CFB (Lei nº 4771/1965 – Brasil, 1965) consolidou normas mais rigorosas e definiu as Áreas De Preservação Permanente (APPs) (Brasil, 1965) para garantir a proteção dos recursos hídricos e da biodiversidade (Medeiros & Gomes, 2019). As leis visam garantir que áreas críticas para o equilíbrio ambiental, como encostas, margens de corpos d'água e áreas de nascentes, permaneçam intocadas (Fabiani *et al.*, 2023), mas sua aplicação efetiva foi dificultada por exceções e lacunas que possibilitaram práticas de desmatamento visando atrair investimentos estrangeiros em consequência da industrialização (Neves, 2023). Em 2012, a Lei nº 12.651 (Brasil, 2012) veio num contexto em que a perda de biodiversidade e a degradação ambiental se tornaram questões prementes, especialmente na Amazônia e no Cerrado (Vieira *et al.*, 2017).

As florestas ripárias (florestas ciliares e de galeria) são formações vegetais localizadas nas margens de cursos d'água, sendo cruciais para a proteção dos recursos hídricos e para a manutenção da biodiversidade (Pinheiros *et al.*, 2023). Estas áreas desempenham papel essencial na manutenção da qualidade da água e na prevenção da erosão, servindo como uma barreira natural protetiva contra o assoreamento e a poluição (Lisboa *et al.*, 2021). Segundo a legislação brasileira, as florestas ripárias classificadas como Áreas De Preservação Permanente, devem ser protegidas contra atividades comprometedoras da sua integridade e funcionalidade (Jesus *et al.*, 2020). O CFB estabelece faixas ao redor dos corpos d'água, variando sua extensão de acordo com a largura do rio, córrego ou ribeirão (Costa *et al.*, 2021).

Historicamente, as cidades no Brasil e no mundo foram frequentemente estabelecidas em áreas próximas a nascentes e rios devido à disponibilidade de fontes de água para uso humano, irrigação e transporte (Lima *et al.*, 2017). A presença desses recursos hídricos foi crucial para o desenvolvimento urbano, pois proporcionava não apenas sustento para a população, mas também oportunidades de comércio e deslocamento (Ribeiro *et al.*, 2023).

Entretanto, o crescimento urbano nas proximidades de rios levou à degradação dessas áreas naturais (Lisboa *et al.*, 2021). A ocupação desordenada e a expansão das áreas urbanas frequentemente resultaram no desmatamento das florestas ripárias, apesar de serem protegidas pela legislação brasileira (Lima *et al.*, 2021).

Essa degradação tem sido intensificada pela urbanização informal, onde muitas vezes áreas de proteção são invadidas ou utilizadas inadequadamente para habitação e atividades econômicas, desconsiderando seu valor ecológico (Prado & Santos, 2022). Com a expansão urbana, situações como a impermeabilização do solo e a poluição das águas se tornaram mais frequentes, resultando em impactos negativos não apenas no ecossistema local, mas também na qualidade de vida dos cidadãos que vivem nas cidades afetadas (Lopes *et al.*, 2020).

As florestas ripárias urbanas podem ter uma estrutura menos complexa, com menor variedade de camadas vegetais (Aguiar *et al.*, 2024; Aquino *et al.*, 2020). A densidade arbórea pode ser reduzida, muitos exemplares podem ser jovens e menos robustos, e pode ocorrer diminuição na diversidade de espécies arbóreas devido a intervenções como poda ou desmatamento parcial para construção e expansão urbana (Moreira *et al.*, 2024; Ramos *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2021). A diversidade tende a ser inferior à das florestas ripárias preservadas, pois espécies invasoras ocupam espaços, competindo com a vegetação nativa e reduzindo ainda mais a biodiversidade (Silva *et al.*, 2023b). Muitas vezes, a vegetação é composta por espécies que se adaptam a ambientes alterados, levando a uma floresta menos densa e estruturada (Carvalho, 2017).

A redução de complexidade e perda de espécies frequentemente resulta em um colapso nas funções ecológicas, afetando a produtividade e a resiliência dos ecossistemas (Silva *et al.*, 2023b). Assim, estes novos ambientes passam a apresentar características e funções distintas em relação a ambientes protegidos e sem intervenção humana, e são incapazes de voltar ao estado original, mesmo se os impactos forem removidos (Hobbs, 2006, 2009). Monitorar as florestas ripárias urbanas, considerados “*novel ecosystems*” é essencial na gestão ambiental nas cidades (Oliveira *et al.*, 2019).

Conforme os critérios estabelecidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a classificação do porte populacional é essencial para a formulação de políticas públicas, onde cidades com até 50.000 habitantes são consideradas de pequeno porte e as com população entre 50.001 e 100.000 habitantes, são consideradas de Médio Porte (IBGE, 2021). Estudos de florestas ripárias, em cidades de pequeno e médio porte, revela um cenário de contrastes biológicos condicionado pela pressão urbana e pelas

atividades antrópicas, demonstrando a criação de um mosaico de áreas com diferentes graus de integridade em decorrência do crescimento das cidades (Pio *et al.*, 2023; Miranda *et al.*, 2021). Cidades e municípios que possuem um sistema hídrico distribuído e nascentes e córregos urbanos conservados, têm uma vantagem estratégica que garante a segurança hídrica regional, mantendo a qualidade da água, a biodiversidade local e a superação de eventos extremos (Alves, 2023b). Os córregos urbanos são responsáveis por serviços ecossistêmicos vitais, como habitat para fauna aquática, suporte à pesca, regulação de fluxos e manutenção da integridade ecológica, e a perda desses ecossistemas compromete tanto a qualidade da água, quanto a estrutura biológica da bacia (Colvin *et al.*, 2019; Richardson 2019).

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a composição florística e a estrutura de comunidades arbóreas em florestas ripárias submetidas a diferentes graus de influência antrópica e urbanização em duas cidades de diferentes portes (cidade de pequeno e médio porte) e compará-las com florestas protegidas localizadas na zona rural da mesma região de estudo. As florestas ripárias protegidas foram consideradas em bom estágio de conservação em diversos estudos recentes realizados pelo grupo de pesquisa do laboratório de Inventário Florestal e Ecologia (Silva *et al.*, 2021; Mariano *et al.*, 2024; Oliveira *et al.*, 2023).

A comparação entre fragmentos ripários urbanos e trechos de referência em melhor estado de conservação permite identificar atributos florísticos e estruturais sensíveis à pressão antrópica, fornecendo diagnósticos robustos sobre vulnerabilidades, potencial de resiliência e prioridades de manejo. Espera-se que as florestas ripárias urbanas apresentem menor complexidade estrutural com menor riqueza, densidade e estoque de carbono, e composição florística distinta em relação as florestas ripárias protegidas, podendo ser classificadas como *novel ecosystems* urbanos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Florestas Ripárias no Bioma Cerrado: Definição e Importância Ecológica

As florestas ripárias, também denominadas matas de galeria ou matas ciliares, constituem formações florestais que acompanham os cursos d'água no bioma Cerrado, caracterizando-se como faixas estreitas de vegetação florestal que ocorrem ao longo dos córregos e rios da região central do Brasil. Essas formações desempenham funções ecológicas essenciais, atuando na proteção dos recursos hídricos, na manutenção da

qualidade da água, na prevenção da erosão e do assoreamento dos corpos d'água, além de servirem como corredores ecológicos para a fauna .

Do ponto de vista da legislação ambiental brasileira, as florestas ripárias são classificadas como Áreas de Preservação Permanente (APPs), devendo ser protegidas contra atividades que comprometam sua integridade e funcionalidade. Apesar da proteção legal, essas formações têm sido historicamente suprimidas ou degradadas em decorrência da expansão urbana e agrícola, especialmente nas proximidades dos centros urbanos.

2.2 Caracterização Florístico-Estrutural das Matas de Galeria

A obra seminal organizada por Ribeiro, Fonseca e Sousa-Silva (2001), intitulada "Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria", constitui a principal referência sobre o tema, reunindo o conhecimento produzido até então sobre esses ecossistemas . A publicação, com 899 páginas, aborda de forma integrada desde os fatores abióticos até aspectos práticos de recuperação, incluindo capítulos dedicados à influência de fatores edáficos na distribuição de espécies arbóreas, análise da flora arbórea a partir de 21 levantamentos no Distrito Federal, flora fanerogâmica das matas de galeria e ciliares do Brasil Central, fenologia e biologia reprodutiva, síndromes de dispersão de sementes, ecologia da inundação e recuperação da vegetação com estudos de caso .

2.3. Impactos Antrópicos e Efeitos de Borda

As florestas ripárias urbanas estão sujeitas a múltiplas pressões antrópicas que alteram sua composição e estrutura. Mariano *et al.* (2024) investigaram o efeito de borda em Florestas Estacionais Semidecíduais do Cerrado, demonstrando que os efeitos de borda são modificações na vegetação, nas condições microclimáticas e no solo na transição entre o meio exterior e o interior da floresta . O estudo analisou o estrato arbóreo e regenerativo de quatro fragmentos florestais, verificando que, para o estrato arbóreo, os fragmentos apresentaram grupos com parcelas semelhantes até os 40 metros de borda, demonstrando que a composição dos primeiros 40 m de floresta pode ser considerada borda . Esses efeitos são particularmente intensos em fragmentos urbanos, onde a matriz circundante é altamente modificada.

2.4. Florestas Ripárias Urbanas como *Novel Ecosystems*

O conceito de *novel ecosystems* (ecossistemas novos ou emergentes) foi proposto por Hobbs *et al.* (2006, 2009) para descrever ecossistemas que apresentam composição de espécies, estrutura e funções distintas daquelas observadas em ecossistemas históricos ou nativos, resultantes de alterações antrópicas significativas .

De acordo com Hobbs *et al.* (2006), os *novel ecosystems* resultam quando espécies ocorrem em combinações e abundâncias relativas que não ocorreram anteriormente em um determinado bioma. As principais características são a novidade, na forma de novas combinações de espécies e o potencial para mudanças no funcionamento do ecossistema, e a ação humana, uma vez que esses ecossistemas são resultado de ação humana deliberada ou inadvertida . Tanto a degradação ou invasão de ecossistemas nativos quanto o abandono de sistemas intensivamente manejados podem resultar na formação desses novos sistemas .

No contexto urbano, as florestas ripárias enquadram-se nessa definição, pois sofrem modificações profundas decorrentes da urbanização, incluindo alterações hidrológicas, poluição, fragmentação, introdução de espécies exóticas e supressão da vegetação nativa. Hobbs *et al.* (2009) discutem como novos sistemas podem surgir diante de mudanças bióticas (extinção e/ou invasão) e abióticas (mudanças no uso da terra ou climáticas), resultando em sistemas híbridos que retêm algumas características originais, bem como elementos novos .

2.5. Implicações para Conservação e Restauração

A conservação e restauração das florestas ripárias urbanas requerem abordagens integradas que considerem tanto os aspectos ecológicos quanto os sociais. Ribeiro, Fonseca e Sousa-Silva (2001) dedicam capítulos específicos à produção de mudas de espécies arbóreas, desenvolvimento inicial de espécies e recuperação da vegetação com estudos de caso no Distrito Federal e Entorno, fornecendo subsídios técnicos para ações de restauração . A educação ambiental também é apontada como ferramenta fundamental para a conservação desses ecossistemas, com capítulo específico sobre educação ambiental na conservação e recuperação de matas de galeria .

Hobbs *et al.* (2009) sugerem que os *novel ecosystems* exigirão revisão significativa das normas e práticas de conservação e restauração, afastando-se do foco tradicional baseado em assembleias existentes ou históricas . É provável que seja muito difícil ou custoso retornar tais sistemas ao seu estado anterior e, portanto, é necessário considerar o desenvolvimento de objetivos e abordagens de manejo apropriados .

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

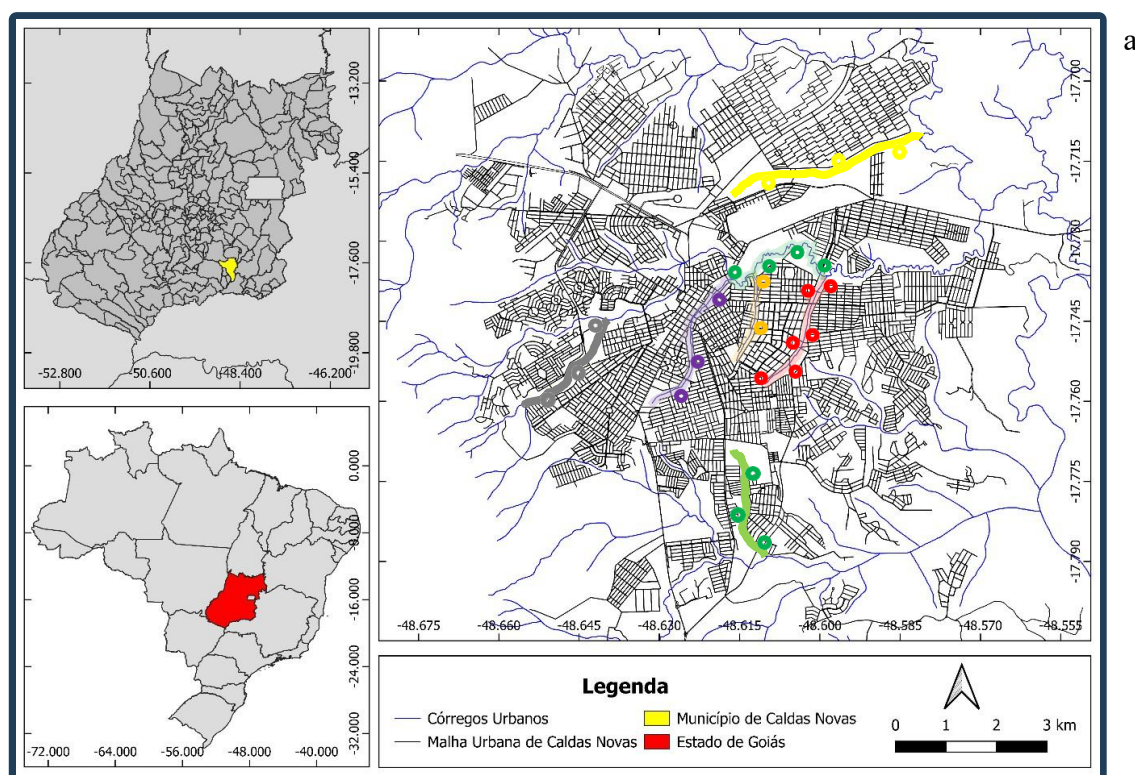
O estudo foi realizado em duas cidades, uma de pequeno porte (*small-sized* – S), Ipameri com 30 mil habitantes, e outro de médio porte (*medium-sized* – M), Caldas Novas com 100 mil habitantes. Foram plotadas 59 parcelas de 20x20m (400m²) (Tabela 1) localizadas em trechos de florestas ripárias às margens de sete Córregos na cidade de Caldas Novas-GO (Figura 1a), cinco córregos na zona urbana do município de Ipameri-GO (Figura 1b) e quatro córregos localizados em Reservas Legais na zona rural de Ipameri-GO (*Espaços Territoriais Especialmente Protegidos* - ETEPs) (Figura 1c).

As parcelas foram distribuídas de forma sistemática ao longo de cada córrego, com distância mínima de 50 m entre parcelas consecutivas, garantindo independência amostral e representatividade da heterogeneidade ambiental de cada fragmento. Em cada córrego, o número de parcelas variou em função da extensão da faixa de vegetação ripária acessível e com cobertura florestal contínua, conforme detalhado na Tabela 1. Todas as parcelas foram posicionadas perpendicularmente ao curso d'água e a partir do mesmo, com o lado menor paralelo ao córrego, abrangendo a faixa de área de preservação permanente sempre que possível.

As florestas ripárias localizadas na zona rural de Ipameri foram caracterizadas por estudos prévios do grupo de pesquisa como áreas em bom estágio de conservação por apresentarem elevada riqueza de espécies nativas, os índices de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J') compatíveis com formações preservadas, a distribuição diamétrica indicativa de regeneração natural, condições microclimáticas internas, presença marcante de espécies de estágios avançados de sucessão e ausência de perturbação antrópica recente (Silva et al. 2021; Mariano et al., 2024). Estes fragmentos de florestas ripárias são, segundo a legislação brasileira, considerados como Espaços Territoriais Especialmente Protegidos (ETEPs) e são, conforme a Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012), em consonância com o art. 225 da Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1998), Áreas de Preservação Permanentes (APPs) e/ou Reservas Legais localizadas na zona rural, em matriz predominantemente agrícola, com entorno composto por pastagens e cultivos, encontrando-se em bom estágio de conservação, com dossel contínuo, presença de espécies características de estágios avançados de sucessão e ausência de sinais de perturbação antrópica recente.

Tabela 1. Dados geográficos das parcelas avaliadas em cada córrego neste estudo. N° P = número de parcelas; Cor. Fig 1 = coloração utilizada na figura 1 demonstrativa dos córregos avaliados. Fonte: Proprios autores

Cidade	Localidade	Córrego	N° P	Cor Fig. 1
Caldas Novas	Urbano	Açude	3	—
Caldas Novas	Urbano	Aguão	2	—
Caldas Novas	Urbano	Bicudo	6	—
Caldas Novas	Urbano	Caldas	4	—
Caldas Novas	Urbano	Afluente do Rio Pirapitinga	3	—
Caldas Novas	Urbano	Saia Velha	3	—
Caldas Novas	Urbano	Corumbá	3	—
Ipameri	Urbano	Atalho	5	—
Ipameri	Urbano	Divisa	2	—
Ipameri	Urbano	Lajeado	4	—
Ipameri	Urbano	Matadouro	4	—
Ipameri	Urbano	Vai-e-Vem	5	—
Ipameri	Rural	Afluente do Rio do Braço	3	
Ipameri	Rural	RL da UEG	3	
Ipameri	Rural	Ribeirão da Ponte Alta	4	
Ipameri	Rural	Afluente do Córrego do Lajeado	5	



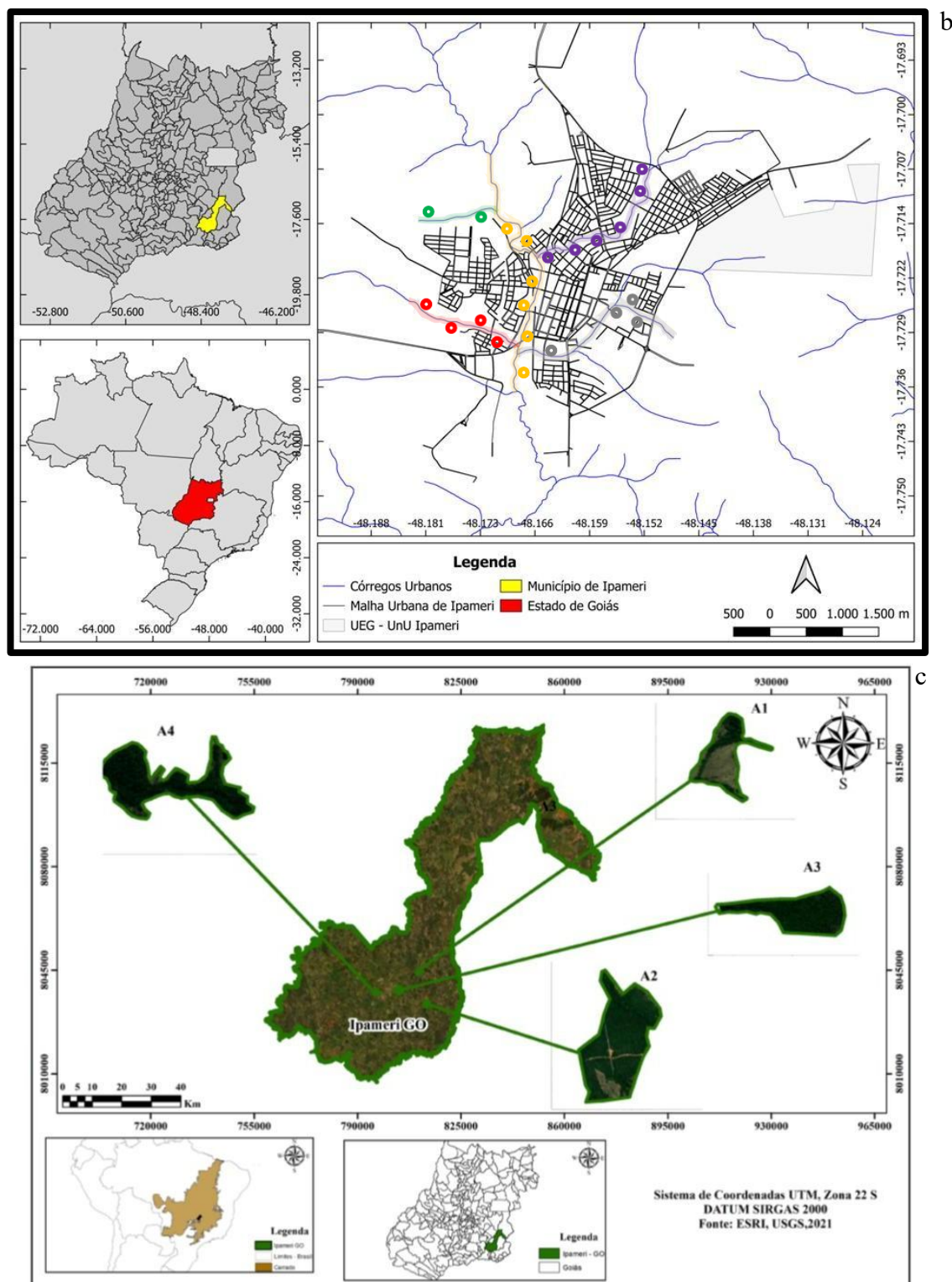


Figura 1. Hidrografia e localização do município de Caldas Novas-GO (a), Ipameri-GO (b) e florestas ripárias localizadas na zona rural de Ipameri (c). Em 1a, Roxo = Córrego Açude, Laranja = Córrego Aguão, vermelho = Córrego Bicudo, verde = Córrego Caldas, Cinza = Córrego Saia Vêlha, Verde Claro = Córrego Corumbá. Em 1b, verde = Córrego da Divisa, amarelo = Córrego Vai-e-Vem, vermelho = Córrego Lajeado, roxo = Córrego do Atalho, cinza = Córrego do Matadouro. Localização das parcelas estão representadas em círculos. Fonte: Próprios autores e Mariano *et al.*, 2024.

Em contraste, os fragmentos urbanos encontram-se sob diferentes graus de antropização, apresentando-se majoritariamente perturbados ou degradados, com predomínio de espécies exóticas invasoras, presença de resíduos sólidos, lançamento de efluentes e supressão da vegetação nativa para ocupação das margens. Quanto aos aspectos edáficos, as florestas ripárias do Cerrado ocorrem tipicamente sobre solos como Cambissolos, Plintossolos, Gleissolos ou Latossolos, com maior fertilidade em áreas de acúmulo de matéria orgânica (Ribeiro & Walter, 2001). Do ponto de vista fitofisionômico, as áreas amostradas enquadram-se nos subtipos Mata de Galeria Não-Inundável e Mata de Galeria Inundável, diferenciadas pelas condições de drenagem do solo e pela composição de espécies adaptadas ou não ao encharcamento (Ribeiro & Walter, 2001; Embrapa, 2021).

A região apresenta o clima tropical, caracterizado por estação seca no inverno e intensa concentração de chuvas no verão. Nos últimos 30 anos a média total anual de precipitação registrado foi de 1.327 mm com média de 22,9°C nos últimos 30 anos (INMET, 2025; Climatempo, 2025). Em Ipameri, a estação chuvosa (outubro-março) concentra 90% da precipitação (média= 1.183 mm) e possui média de temperatura de 25,1°C (Figura 2). A partir de abril, os índices pluviométricos apresentam uma redução progressiva, muitas vezes sem chuvas nos meses de junho a agosto, com base em dados dos últimos 30 anos (INMET, 2025; Climatempo, 2025). Geralmente a estação seca (abril-setembro) não supera a média de 150 mm e possui média de temperatura próxima a 24,0°C (Figura 2).

Caldas Novas possui clima semelhante com 1.306 mm de precipitação e média de 23,5°C com padrão similar nas estações chuvosas e secas do ano (Figura 2). Esse clima caracteriza-se como Aw, cuja letra A representa o clima tropical (com temperaturas médias anuais superiores a 18° C) e a letra w representa uma estação seca no inverno, segundo a classificação de Koppen-Geiger (Tamayo-Ruiz *et al.*, 2024).

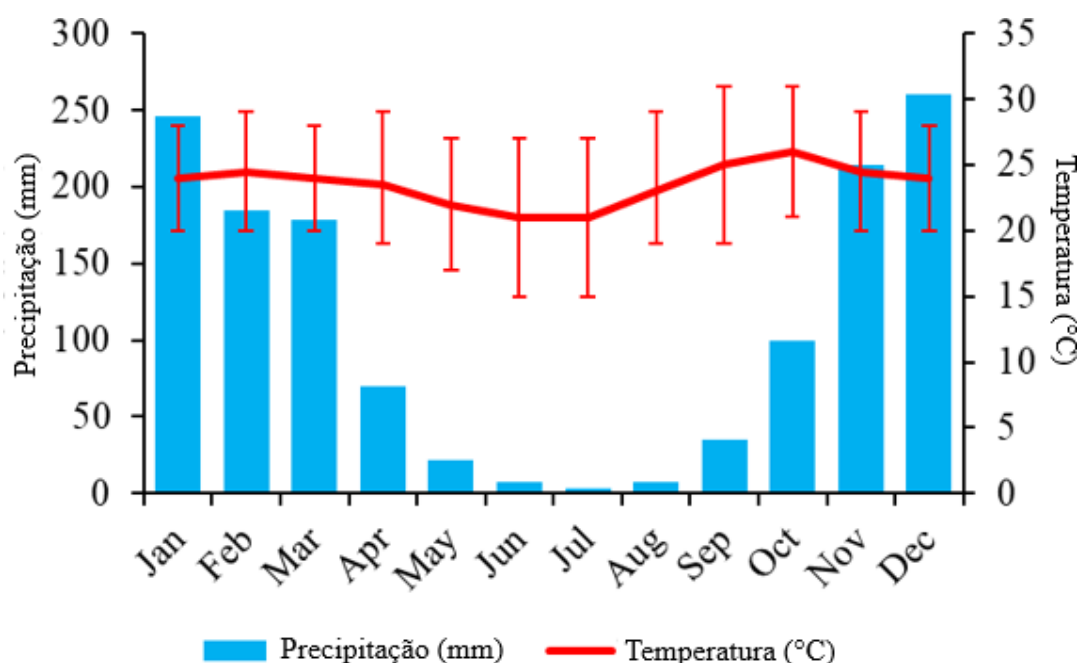


Figura 2. Climograma para a região de Ipameri e Caldas Novas. Barras verticais indicam valores máximos e mínimos. Dados coletados no INMET e climatempo. Fonte: próprios autores.

3.3 Coleta de dados da comunidade arbórea

3.3.1 Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas

Para análise da composição florística e estrutura horizontal, as parcelas amostradas nos sete córregos de Caldas Novas (Medium-sized - M), nos cinco córregos urbanos de Ipameri (Small-sized – S) e nos quatro córregos rurais de Ipameri (ETEPs - P) foram consideradas de forma independente, sendo analisadas separadamente entre si. Nas parcelas foram amostrados todos os indivíduos arbóreos vivos com uma circunferência a altura do peito (CAP) igual ou superior a 15 cm mensurados a 1,30m do solo ($C_{1,30} \geq 15$ cm). Todos os indivíduos que atendiam ao critério de inclusão tiveram a altura mensurada utilizando um clinômetro Haglof, juntamente com o CAP utilizando uma fita milimetrada. Os indivíduos foram identificados taxonomicamente em campo ou por coleta botânica de folhas, flores e frutos, e posterior consulta a especialistas. A nomenclatura botânica foi conferida em consulta ao REFLORA (2025).

Para cada espécie amostrada foram estimados os principais parâmetros fitossociológicos: Densidade Relativa (DeR), definida como a proporção do número de indivíduos de uma determinada espécie em relação ao total de indivíduos amostrados; Dominância Relativa (DoR), correspondente à razão entre a área basal total da espécie e a

área basal total de todas as espécies registradas; e Valor de Cobertura em porcentagem (VC%), indicador sintético da relevância ecológica de cada espécie na comunidade, obtido pela média aritmética dos valores de DeR e DoR (Silva et al., 2021; Moro; Martins, 2011).

3.3.2 Diversidade, estimadores de riqueza e curva espécie-área

A riqueza total de espécies, os índices de diversidade de Simpson e Shannon, e a equitabilidade de Pielou (Mouillot; Leprêtre, 1999) foram calculados e comparados entre as parcelas presentes nas florestas ripárias urbanas (M e S) e rurais (P). O teste t de Hutcheson foi realizado para a comparação dos índices de diversidades de Shannon. A riqueza de espécies foi estimada através de 1.000 randomizações, utilizando o estimador Chao 1 indicado para amostragens pequenas (Chao *et al.*, 2009), utilizando-se o software ESTIMATES 7.5 (Colwell, 2013). A curva da suficiência amostral foi realizada para as três localidades, florestas ripárias urbanas de Caldas Novas e Ipameri e rurais separadamente e em conjunto. Apenas para as florestas urbanas, todos estes procedimentos foram realizados sem a inclusão das espécies exóticas.

3.3.3 Florestas Urbanas x Rurais - comparação entre riqueza, densidade e área basal

Inicialmente, para orientar a escolha dos testes estatísticos, foi verificada a normalidade da distribuição dos dados riqueza por parcela, densidade, área basal, biomassa acima do solo e estoque de carbono por hectare por meio do teste de Shapiro-Wilk. Os resultados indicaram que nenhuma das variáveis apresentou distribuição normal ($p < 0,05$; Anexo I), inviabilizando o uso de testes paramétricos.

Para a estimativa da biomassa acima do solo e do estoque de carbono, adotou-se metodologia baseada em equações alométricas e fatores de conversão utilizados em estudos com florestas ripárias. A biomassa acima do solo (AGB) foi calculada pela fórmula $AGB = -4.8639 + 0.3981 d + 0.2625 d^2$ onde d é o diâmetro à altura do peito (cm), considerada por Veres et al (2019) como uma fórmula baseada em diâmetro com alto coeficiente de determinação ajustado, superior a 70%. Para o estoque de carbono foi calculado aplicando-se o fator de conversão de 0.47 adotado pelo Painel Intergovernamental para a Mudança de Clima (IPCC, 2006) Os resultados foram expressos em megagramas por hectare ($Mg \cdot ha^{-1}$).

Diante disso, para aferir diferenças entre as áreas *ETEPs* (P), *Medium-sized* (M) e *Small-sized* (S), foi realizado o teste de Kruskal-Wallis, alternativa não paramétrica à ANOVA. Quando o teste de Kruskal-Wallis indicou diferenças estatisticamente significativas, foi aplicado o teste *post hoc* de Dunn para comparações múltiplas pareadas

entre os grupos. O teste de Dunn baseia-se na ordenação conjunta dos dados e permite identificar quais pares de grupos diferem significativamente entre si, sendo amplamente recomendado como procedimento *post hoc* para análises não paramétricas multigrupo (Zar, 2010; Dinno, 2015).

A análise exploratória e a representação gráfica dos dados foram realizadas por meio de uma combinação entre os gráficos de violino, *boxplot* e pontos individuais (Hintze; Nelson, 1998; Yu, 2022), realizados utilizando a linguagem de programação Python (Rossum; Drake, 1995, versão 3.10.10). As estruturas de dados foram manipuladas com a biblioteca *pandas* (McKinney, 2010), e as visualizações foram geradas com as bibliotecas *seaborn* (Waskom, 2021) e *Matplotlib* (Hunter, 2007).

3.3.4 Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural

Para as análises a seguir foram retiradas as espécies não identificadas em nenhum nível taxonômico, pois as árvores não identificadas podem ou não pertencer as espécies já identificadas por serem árvores de grande porte e grande quantidade de trepadeiras ou estarem sem folhas durante as coletas, o que impossibilitou a coleta botânica e/ou identificação da mesma. A similaridade das parcelas entre *ETEPs* (P), *Medium-sized* (M) e *Small-sized* (S) foi comparada tanto para a presença e ausência de espécies quanto para o número de indivíduos por espécie nas parcelas. O coeficiente de similaridade de Jaccard foi empregado para avaliar a similaridade baseado na presença/ausência da espécie nas parcelas e o índice de similaridade de Morisita-Horn para o número de indivíduos por espécie. Esses índices variam de 0 a 1, sendo que valores próximos a 1 indicam alta similaridade e valores próximos a 0 indicam baixa similaridade (Legendre; Legendre, 2012; Magurran, 2013). A técnica de agrupamento por distância média de grupo foi utilizada para confecção de um dendrograma de similaridade para ambos os índices. Foi empregado o coeficiente de correlação cofenética, equivalente ao coeficiente de Pearson, cuja função é aferir a concordância entre os agrupamentos obtidos e a matriz de distâncias original (Capp; Nienov, 2020). A média de grupo foi considerada como a melhor técnica para realização de dendrogramas para dados de inventários florestais, pois possui elevado coeficiente de correlação cofenética em comparação a outras técnicas de agrupamento (Albuquerque *et al.*, 2022).

Em seguida, para estes mesmos grupos, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para o índice de Morisita-Horn. A PCoA foi considerada como uma das

análises mais indicadas para verificar padrões locais de espécies vegetais em comparação com às diversas técnicas de ordenação (Wildi, 2018).

Para evidenciar que estes grupos de fato são diferentes foi realizado uma Análise de Variância Multivariada Permutacional com correção de Bonferroni para comparações par a par (*Permutational Multivariate Analysis of Variance* - PERMANOVA). A PERMANOVA permite avaliar se há diferenças significativas na composição florística entre áreas com diferentes graus de conservação, como proposto neste estudo. De acordo com Anderson e Walsh (2013), esta análise é considerada mais robusta na detecção de variações na composição de comunidades quando comparada à ANOSIM e ao teste de Mantel. A PERMANOVA demonstrou não haver diferenças entre os grupos de parcelas da zona urbana e estes foram agrupados nas análises seguintes.

Após a união das parcelas da zona urbana em grupo único, realizou-se a Análise de Espécies Indicadoras (IndVal), técnica capaz de identificar espécies características entre dois ou mais grupos (Legendre, 2019). A análise combina duas métricas: a fidelidade (frequência com que uma espécie ocorre dentro de um grupo específico) e especificidade (exclusividade da ocorrência da espécie em relação a esse grupo, ou seja, se está presente apenas ou principalmente nesse grupo). O IndVal varia de 0 a 100% cujos maiores valores indicam que a espécie é um bom marcador daquele grupo específico e foi considerado por Siqueira *et al.* (2025) como o mais eficiente para identificar espécies representativas de grupos de plantas, em comparação a outros oito indicadores de grupos.

4. RESULTADOS

4.1 Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas

As três áreas (*ETEPs*, *Medium-sized* e *Small-sized*) diferiram quanto às espécies mais importantes. Para os Espaços Territoriais Especialmente Protegidos (ETEPs), as espécies mais relevantes foram espécies comuns em florestas ripárias: *Tapirira guianensis*, *Licania apetala*, *Myracrodruon urundeuva*, *Pouteria speciosa*, *Piptadenia gonoacantha*, *Sclerolobium paniculatum*, *Protium heptaphyllum*. Para M as espécies mais relevantes foram *Leucaena leucocephala* (exótica), *Anadenanthera peregrina*, *Mangifera indica* (exótica), *Ceratonia siliqua* (exótica), *Swietenia macrophylla* King, *Musa* sp. (exótica), *Mauritia flexuosa* e *Syzygium cumini* (exótica). Para S as espécies mais relevantes foram *Mangifera indica* (exótica), *Inga laurina*, *Sapium haemateospermium*, *Platonia insignis*, *Guarea*

guidonea, *Cecropia pachystachya*, *Handroanthus albus* (ANEXO).

4.2 Diversidade, estimadores de riqueza e curva espécie-área

A amostragem resultou em um total de 198 espécies, 108 nas florestas ripárias protegidas (ETEPs), 88 na cidade de pequeno porte e 67 na cidade de médio porte. Sem as espécies exóticas os valores caem para 56 em M e 77 em S. Os estimadores de riqueza seguiram o mesmo padrão com Chao1 de 138 para P, 85 para M e 121 para S. Sem as espécies exóticas os valores caem para 70 em M e 104 em S. A diversidade entre P e S foram similares, enquanto M possuiu os menores valores (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros gerais entre florestas ripárias consideradas conservadas e presentes na zona rural e florestas ripárias na zona urbana de Ipameri-GO. Sendo P = Espaços Territoriais Especialmente Protegidos, M = *Medium-sized* e S = *Small-sized*. Letras a e b indicam o resultado do teste t de hutchenson.

Parâmetros	P	M	S
Riqueza total	108	67	88
Riqueza sem exóticas	108	56	77
Chao-1	138	85	121
Chao-1 sem exóticas	138	70	104
Índice de Shannon	4.2a	3.7b	4.1a
Densidade (ha ⁻¹)	1138.3	271.9	385.0
Área basal (m ² ha ⁻¹)	23.3	9.7	10.7
AGB (t ha ⁻¹)	78.3	33.1	36.4
Estoque de carbono (t ha ⁻¹)	36.8	15.5	17.1

AGB = Biomassa acima do solo

A curva de suficiência amostral demonstrou que nenhuma das áreas (P, M e S) tiveram suas riquezas totalmente aferidas. Dentre estas, ao se intrapolar a amostragem para a área com menor área amostral, a maior riqueza foi aferida em P, seguida por S e por M (Figura 3).

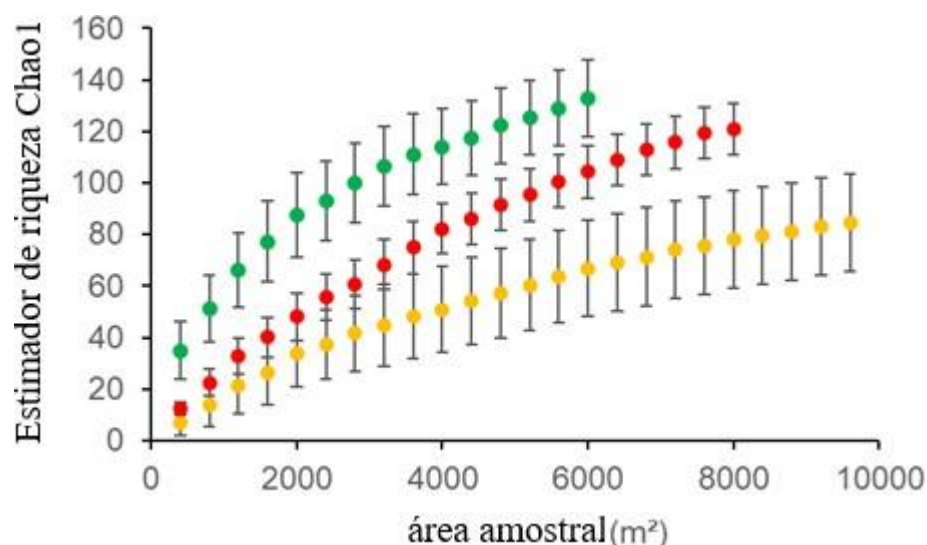


Figura 3. Curva de suficiência amostral (Chao1) indicados por amarelo (*Small-sized*), vermelho (*Medium-sized*) e verde (ETEPs). Barras indicam o desvio padrão da média.

4.3 Florestas Urbanas x Rurais - comparação entre riqueza, densidade e área basal

O teste de Kruskal wallis seguido pelo teste de Dunn evidenciou que, para riqueza, densidade, área basal, biomassa acima do solo e estoque de carbono as florestas ripárias protegidas apresentaram os maiores valores e para as parcelas localizadas em cidades de médio e pequeno apresentaram valores similares (Tabela 3). Enquanto as parcelas em P possuíram média de 19 espécies, em M foram 5 espécies e em S foram 8 espécies (Figura 4a). A densidade em P foi de 1.140 árvores.ha⁻¹, para M foi de 272 árvores.ha⁻¹ e para S de 385 árvores.ha⁻¹ (Figura 4b). A área basal em P foi de 23,3 m².ha⁻¹, em M de 9,3 m².ha⁻¹ e em S de 10,6 m².ha⁻¹ (Figura 4c). A biomassa em P foi de 78,8t.ha⁻¹ com 36,8 t.ha⁻¹ de estoque de carbono, em M foi de 33,0 t.ha⁻¹ com 15,5 t.ha⁻¹ de estoque de carbono e em S foi de 36,3 t.ha⁻¹ com 17,1 t.ha⁻¹ de estoque de carbono (Figura 4d e 4e).

Tabela 3. Teste de Dunn para parâmetros florístico-estruturais entre florestas ripárias protegidas, em cidade de médio-porte e cidade de pequeno porte. Sendo ETEPs = Espaços Territoriais Especialmente Protegidos, M = Cidade de médio porte e S = Cidade de pequeno porte.

Parâmetros	Hc	Valor p	Dunn
Riqueza	32,39	9.24E-05	ETEPs>M=S
Densidade (ind.ha ⁻¹)	31,18	1.70E-04	ETEPs>M=S
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	20,03	4.47E-02	ETEPs>M=S
AGB (t.ha ⁻¹)	19,41	6.11E-02	ETEPs>M=S

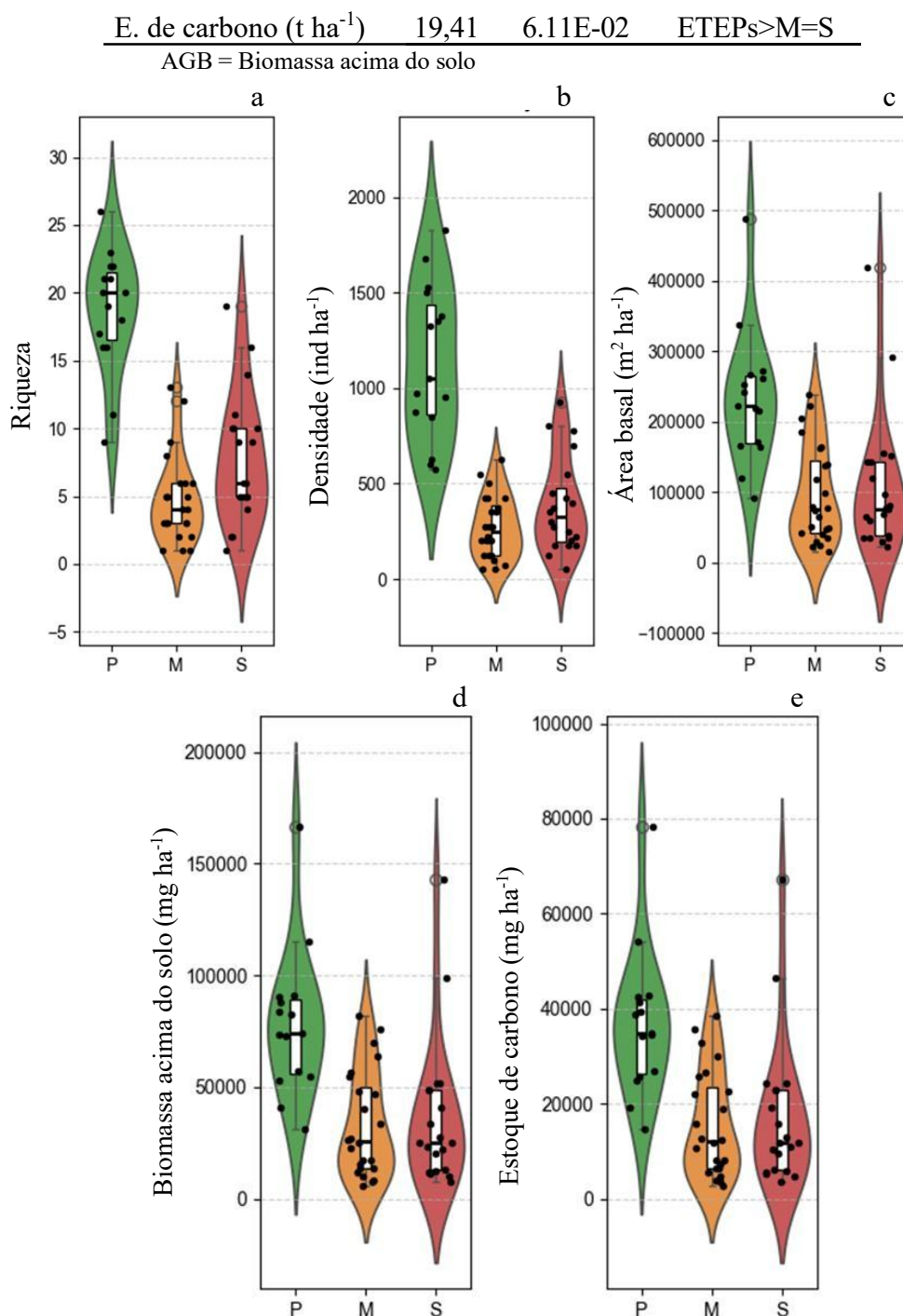


Figura 4. Gráficos de violino com Box-plot para riqueza (a), densidade (b), área basal (c), biomassa acima do solo (d) e estoque de carbono (e) entre florestas ripárias consideradas Espaços Territoriais Especialmente Protegidos da zona rural (P) e em zona urbana de cidade de médio (M) e pequeno porte (S). *resultado completo em Anexo.

4.4 Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural

O dendrograma de similaridade baseado no índice de Jaccard demonstrou maior similaridade entre as florestas ripárias de M e S (26%) isolando as ETEPs que tiveram 10% de similaridade com M e 15% com (Figura 5a). O coeficiente de correlação cofenético foi

de 0.94. O dendrograma de similaridade baseado no índice de Morisita-Horn demonstrou maior similaridade entre as florestas ripárias de M e S (44%) isolando as que tiveram 13% de similaridade com M e 25% com (Figura 5b). O coeficiente de correlação cofenético foi de 0.93. O diagrama de Venn ilustra as semelhanças em termos de número de espécies para as ETEPs, M e S. Mesmo com menos espécies encontradas, M e S compartilham 32 espécies em comum, mais do que as 17 compartilhadas por ETEP e M e 17 por ETEP e S (Figura 6). As ETEPs possuíram um número superior de espécies únicas (75) em relação a M (29) e S (40) (Figura 6).

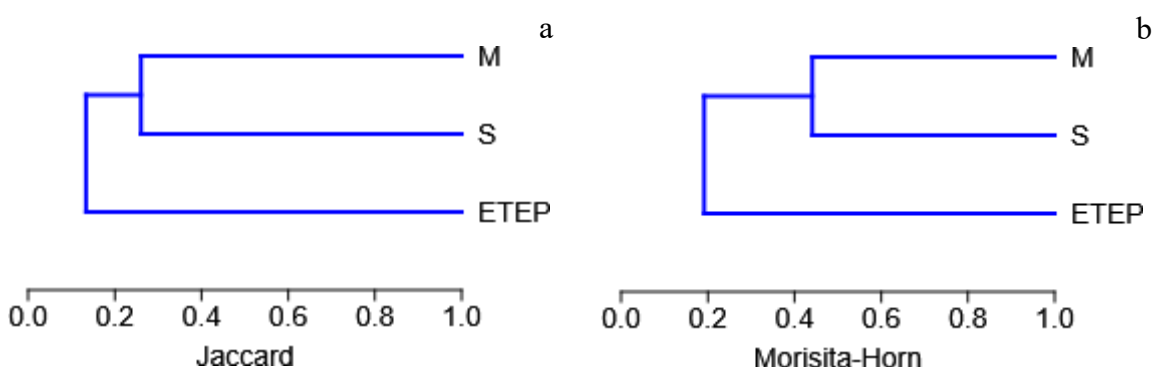


Figura 5. Dendrograma de similaridade para o índice de Jaccard (a) e Morisita-Horn (b) em parcelas plotadas em florestas ripárias presentes no sudeste do estado de Goiás. ETEP = Espaços Territoriais Especialmente Protegidos, M = zona urbana de cidade de médio porte, S = Zona urbana de cidade de pequeno porte.

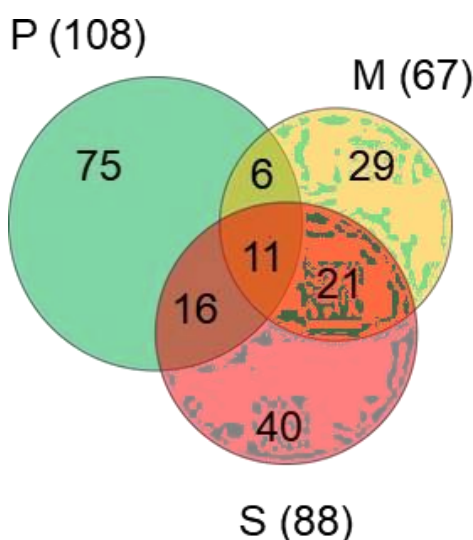


Figura 6. Diagrama de Venn para parcelas plotadas em florestas ripárias do sudeste do estado de Goiás. P = Espaços Territoriais Especialmente Protegidos, M = zona urbana de cidade de médio porte, S = Zona urbana de cidade de pequeno porte.

A Análise de Coordenadas Principais para o índice de similaridade de Morisita-Horn demonstrou que grande parte das parcelas localizadas nas ETEPs apresentaram diferente composição florística em relação as parcelas da zona urbana que apresentaram semelhantes fechos convexos. A sobreposição de fechos convexos indica forte semelhança florístico-estrutural entre as parcelas de M e S. A PERMANOVA para Morisita-Horn confirmou a existência de grupos com distinta composição florístico-estrutural ($F = 4.098$, $p < 0.001$). As análises par a par demonstraram haver diferenças entre as ETEPs com M e S ($F > 5.158$; $p = 0.003$), porém não houve diferenças estatísticas entre M e S ($F = 1.792$; $p = 0.077$).

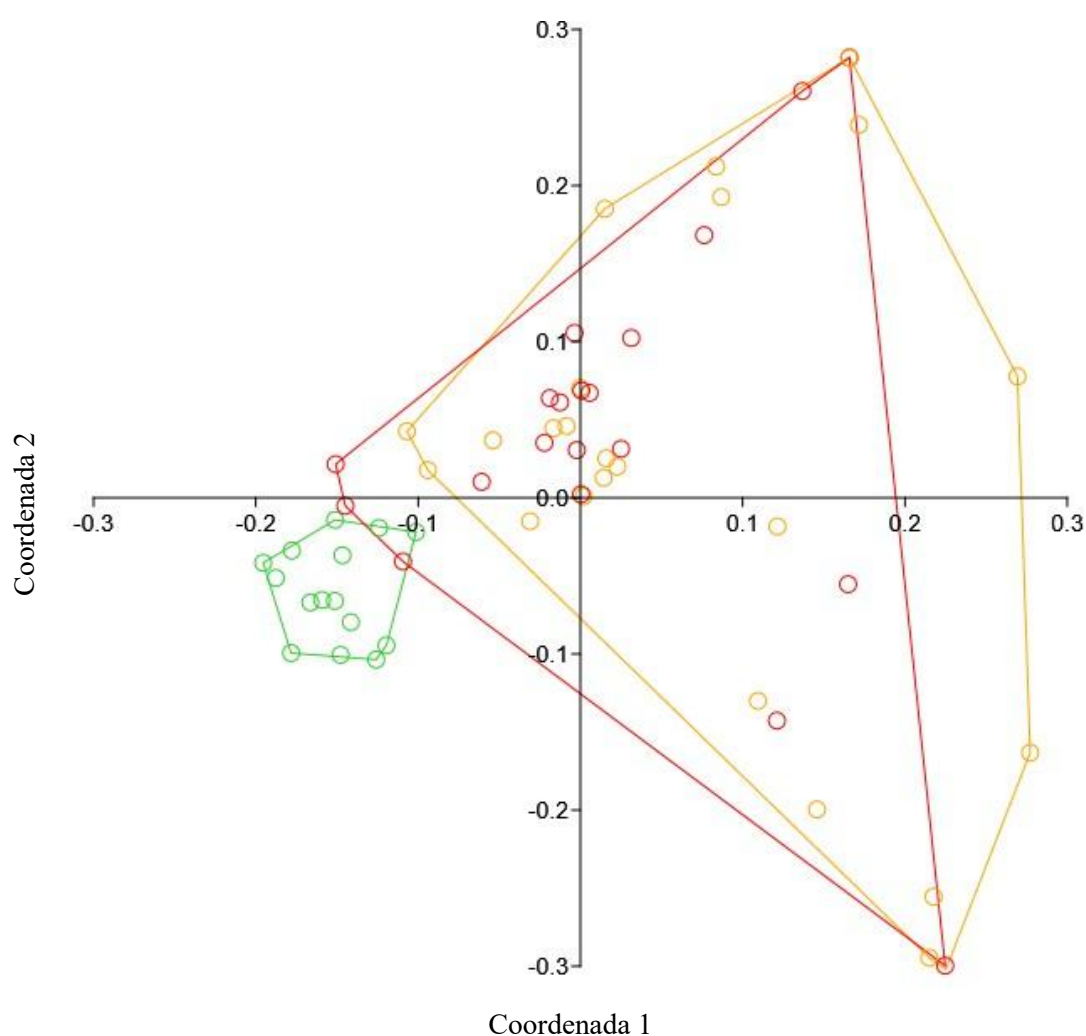


Figura 7. Análise de Coordenadas Principais para o índice de similaridade de Morisita-Horn nos três grupos de parcelas no sudeste do estado de Goiás. Verde = Espaços Territoriais Especialmente Protegidos, Vermelho = zona urbana de cidade de médio porte, Laranja = Zona urbana de cidade de pequeno porte. Linhas de diferentes cores indicam os fechos convexos (Convex hulls).

O IndVal demonstrou haver separação entre as ETEPs e as demais parcelas da zona urbana. Foram encontradas 38 espécies indicadoras da zona rural protegida: *Byrsonima pachyphylla*, *Calophyllum brasiliense*, *Cheiloclinium cognatum*, *Coccoloba mollis*, *Copaifera langsdorffii*, *Cordia macrophylla*, *Cordia sessilis*, *Diospyros brasiliensis*, *Diospyros hispida*, *Emmotum nitens*, *Erythroxylum daphnites*, *Ficus sp.*, *Guatteria australis*, *Hirtella glandulosa*, *Leandra dasytricha*, *Licania apetala*, *Lithraea molleoides*, *Luehea grandiflora*, *Magnolia ovata*, *Maprounea guianensis*, *Matayba elaeagnoides*, *Myracrodruon urundeuva*, *Myrcia splendens*, *Ormosia arborea*, *Pera glabrata*, *Piptadenia gonoacantha*, *Piptadenia rigida*, *Pouteria speciosa*, *Protium heptaphyllum*, *Qualea grandiflora*, *Roupala montana*, *Sclerolobium paniculatum*, *Siparuna guianensis*, *Tapirira guianensis*, *Terminalia argentea*, *Virola sebifera*, *Xylopia aromatica*, *Xylopia emarginata*. Apenas quatro espécies foram consideradas indicadoras da zona urbana: *Cecropia pachystachya*, *Leucaena leucocephala*, *Mangifera indica* e *Psidium guajava*.

5. DISCUSSÃO

5.1 Composição florística e estrutura horizontal

Os resultados evidenciam uma composição drasticamente distinta das florestas ripárias urbanas (M e S) em relação aos Espaços Territoriais Especialmente Protegidos (ETEPs), com marcante presença de espécies exóticas. A área protegida é composta por espécies como *Tapirira guianensis*, *Licania apetala*, *Myracrodruon ureundeuva*, *Pouteria speciosa*, *Piptadenia gonoacantha*, *Sclerolobium paniculatum* e *Protium heptaphyllum*, consideradas espécies nativas típicas de florestas ripárias (Ribeiro; Fonseca; Sousa-Silva, 2001; Silveira et al., 2024; Pereira et al., 2025). As cidades de médio (M) e pequeno (S) porte apresentam de espécies exóticas como a *Leucaena leucocephala*, *Psidium guajava*, *Musa spp* e *Mangifera indica*. Outros estudos em ambientes urbanos demonstram a substituição de espécies nativas por exóticas, resultando em comunidades menos diversas e funcionalmente menos complexas (Harrison *et al.*, 2017; Trammell *et al.*, 2020). A introdução de espécies exóticas gera os chamados "novos ecossistemas urbanos" (*Novel Urban Ecosystems*), consequência direta da atividade humana contínua, que altera permanentemente a estrutura biótica original (Cadotte *et al.*, 2021; Teixeira *et al.*, 2021).

Essa disparidade estrutural ocorre porque as florestas ripárias urbanas são frequentemente marcadas por árvores jovens, de menor porte e pela dominância de invasoras e/ou exóticas, que competem com a vegetação nativa e alteram a estabilidade do ecossistema (Silva *et al.*, 2023b). Além disso, a fragmentação e a perda de dossel nas cidades alteram as condições microclimáticas, dificultando a manutenção de estoques elevados de biomassa e carbono que são característicos de florestas intactas (Dobbs *et al.*, 2018).

5.2 Diversidade, estimadores de riqueza e curva espécie-área

A análise de diversidade demonstrou que as áreas rurais protegidas (ETEPs) possuem valores significativamente superiores às urbanas (ETEPs > S > M), com uma riqueza total de 108 espécies nos ETEPs, contra 67 em M e 88 em S. Outro estudo realizados em Caldas Novas encontrou 117 espécies de flora, nos ETEPs e urbanas (Padilha 2021), no entanto foi considerado espécies arbustivas e herbáceas, sendo 84 delas de fato de hábito arbóreo, se aproximando dos resultados aqui encontrados. Logo, espera-se que florestas urbanas não ultrapassem 100 espécies arbóreas. A queda na riqueza urbana, evidencia a degradação da biodiversidade nativa. Este declínio pode ser explicado pela urbanização cuja consequência

é a homogeneização biótica, onde a perda de espécies resulta em um colapso nas funções ecológicas e na resiliência do ecossistema tornando o ambiente mais simples (Teixeira *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2023).

A alta riqueza de espécies é uma característica marcante das formações florestais no Cerrado, como confirmado nas ETEPs aqui avaliadas. Estudos em florestas ripárias, por exemplo, reportam valores expressivos, como 152 espécies na bacia do Rio Meia Ponte (GO), 105 espécies na Bahia (Gomes *et al.*, 2014), 144 e 92 na Bacia do Rio Paraná (Rodrigues-Souza *et al.*, 2015; Vale *et al.*, 2015, Silveira *et al.*, 2024). É comum, em fitofisionomias florestais próximas a recursos hídricos no Cerrado, a riqueza ultrapassar a 100 espécies ou a serem próximas deste valor (Martins *et al.*, 2019; Lopes *et al.*, 2012) e nossos dados confirmam essa tendência.

5.3 Florestas Urbanas x Rurais - comparação entre riqueza, densidade e área basal

Os resultados estruturais mostram que a densidade, área basal, biomassa acima do solo e o estoque de carbono seguem o padrão ETEPs > M = S, com os espaços territoriais especialmente protegidos apresentando quase o dobro da capacidade de armazenamento das áreas urbanas. Por exemplo, o estoque de carbono no ETEPs foi de 36,8 t.ha⁻¹, enquanto em M foi de apenas 15,5 t.ha⁻¹. O valor do estoque de carbono na área preservada aproxima-se de médias encontradas em outros estudos, como o realizado na Floresta Estacional Semidecidual em Minas Gerais, as estimativas foram de 44,13 t.ha⁻¹ (Silva *et al.*, 2018) e o em matas ciliares no Cerrado de Goiás, onde foi estimada uma média de 41,77 t.ha⁻¹ no estrato arbustivo-arbóreo (Soares *et al.*, 2023). Araújo, Moreira e Neves (2020), encontraram resultados próximos ao das áreas M e S, com 10,94 t.ha⁻¹, em áreas com a presença de indivíduos cultiváveis, com formação de pomar frutífero, o que pode explicar os resultados obtidos, uma vez que, essas áreas possuem espécies introduzidas com valor alimentício, logo, com forte interferência antrópica.

A diferença acentuada entre os estoques (mais que o dobro na área preservada) corrobora resultados de outros estudos em que, à medida que um remanescente florestal passa por processos de antropização e degradação, sua função de sequestrar e estocar carbono é significativamente reduzida (Xu *et al.*, 2021; Harris *et al.*, 2021). Os estoques de carbono observados nas florestas ripárias protegidas (36,8 t.ha⁻¹) são compatíveis com valores reportados para formações florestais bem preservadas no Cerrado, como os 41,77 t.ha⁻¹ encontrados por Soares et al. (2023) em matas ciliares de Goiás e os 44,13 t.ha⁻¹ registrados

por Silva et al. (2018) em florestas estacionais semidecíduais de Minas Gerais. Em contraste, as florestas ripárias urbanas apresentaram estoques significativamente inferiores (15,5 a 17,1 t.ha⁻¹), refletindo o impacto da urbanização e da degradação antrópica sobre a biomassa florestal. Apesar dos valores reduzidos, fragmentos florestais urbanos mantêm importância ecológica desproporcional ao seu tamanho e capacidade relevante de sequestro de carbono, devendo ser considerados em políticas de gestão climática urbana (Souza, 2019; Tan *et al.*, 2025).

5.4 Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural

As análises de similaridade apontaram para uma maior aproximação entre as parcelas urbanas das cidades de médio e pequeno porte do que em relação as ETEPs. Nas ETEPs ocorreram espécies comuns e indicadoras de florestas ripárias e comuns em florestas estacionais tais como *Calophyllum brasiliense*, *Copaifera langsdorffii*, *Tapirira guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Hirtella glandulosa*, *Magnolia ovata*, *Guateria australis*, *Xylopia emarginata* e *Pera glabrata* (Oliveira-Filho; Ratter, 2002; Ribeiro; Walter, 2008; Lorenzi, 2002).

Espécies como *Siparuna guianensis*, *Piptadenia gonoacantha*, *Virola sebifera*, *Licania apetalata* e *Matayba elaeagnoides* (Silva Júnior, 2005; Felfili et al., 2001, Durigan et al., 2004; Ribeiro; Walter, 2008, Lopes et al., 2012). são frequentemente registradas em levantamentos fitossociológicos de matas ripárias no Cerrado, apresentando elevada abundância ou ocorrência nessas formações. No entanto, essas espécies não são exclusivas de ambientes ripários, podendo também ocorrer em florestas estacionais e formações adjacentes, refletindo seu caráter ecológico intermediário

Há também, nas ETEPs espécies típicas e comuns de cerrado sentido restrito e cerradão tais como *Machaerium acutifolium* e *Qualea parviflora* (Siqueira *et al.*, 2025), ou matas secas/transição como *Guazuma ulmifolia*, *Platypodium elegans* e *Tachigali subvelutina* (Santos; Lopes, 2022). A literatura descreve que as florestas ripárias do Cerrado são naturalmente heterogêneas devido à influência da vegetação de interflúvio adjacente, o que explica a presença dessas espécies de cerrado e matas secas em zonas de transição (Pio *et al.*, 2023; Vale et al., 2018). A presença maciça dessas corrobora estudos que indicam que nos ETEPs, onde a interferência antrópica é menor, a distribuição da vegetação é moldada por fatores naturais como fertilidade do solo e umidade, mantendo a estrutura original da comunidade (Pereira *et al.*, 2025) e apresentando grande variedade de espécies.

As parcelas localizadas nas duas zonas urbanas (médio porte e pequeno porte) estão localizadas em florestas ripárias inseridas no perímetro urbano e sofrem os maiores níveis de modificação antrópica. Mesmo mantendo uma base de espécies arbóreas nativas o impacto da urbanização nas bacias hidrográficas com a supressão da mata ciliar original e sua substituição por elementos exóticos ou de interesse humano direto é notável (Aguiar, Tavares & Alvarenga, 2024). *Leucaena leucocephala* foi uma das espécies indicadoras das parcelas urbanas e sua dominância é um indicador de ambientes perturbados onde a regeneração natural de espécies nativas é impedida pela competição com essa exótica, que altera a ciclagem de nutrientes e a estrutura do dossel (Aguiar, Tavares & Alvarenga, 2024; Andrade et al., 2009). Trabalhos sobre florestas ripárias indicam que em locais submetidos a distúrbios severos ou condições ambientais restritivas, ocorre uma alta dominância ecológica de poucas espécies (Pereira *et al.*, 2025).

Mangifera indica e *Psidium guajava* possuem valor alimentar de maior ocorrência e mais frequente em inventários urbanos no Brasil, assim como outras comuns como *Persea americana* e *Musa* spp (Vidal-Couto et al., 2023). Outra espécie indicadora foi *Cecropia pachystachya* espécie nativa e comum em áreas que sofreram algum distúrbio ou que estão em estágios iniciais de sucessão e é citada como uma espécie que reflete essa dinâmica (Vale *et al.*, 2018).

O monitoramento contínuo dessas áreas é essencial para mitigar impactos negativos, uma vez que, a perda de integridade das comunidades florísticas nativas compromete serviços ecossistêmicos críticos, como a proteção de recursos hídricos (Jung *et al.*, 2018; Pinheiro *et al.*, 2023). É sugerido para as prefeituras de cidades de médio e pequeno porte, a preservação das florestas ripárias urbanas com a fiscalização punitiva na integração das APPs ao planejamento territorial, levando em consideração o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil (Brasil, 2006) de cada município, para impedir que o crescimento da malha urbana avance sobre as matas ciliares e de galeria. Sugere-se o manejo adaptativo com foco no controle de espécies exóticas invasoras, especialmente *Leucaena leucocephala*, e no enriquecimento com nativas, visando à restauração da composição florística e à recuperação de serviços ecossistêmicos.

Em ambas as cidades existe uma grande complexidade para a gestão de florestas ripárias em áreas urbanas consolidadas. A ocupação das margens por residências, identificada durante o trabalho de campo, configura um conflito entre o direito à moradia e a necessidade de preservação das Áreas de Preservação Permanente (APPs), conforme

definido pelo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012). Situações como essa demandam soluções construídas de forma participativa, envolvendo poder público, comunidades afetadas e especialistas. Entre as alternativas possíveis, podem ser consideradas: (i) a regularização fundiária em zonas urbanas consolidadas, quando legalmente admissível; (ii) a realocação negociada das famílias para conjuntos habitacionais dignos, com participação em programas habitacionais; e (iii) a implantação de parques lineares como estratégia de recuperação ambiental e valorização do espaço público, podendo em alguns casos conciliar a permanência de moradias já consolidadas com medidas de saneamento e recomposição vegetal. Qualquer intervenção deve ser precedida de estudos técnicos e sociais aprofundados, garantindo o diálogo com a população local e o respeito aos direitos humanos.

Em Ipameri, enriquecer os córregos urbanos com espécies nativas típicas de florestas ripárias para garantir a funcionalidade ecológica. Nos córregos da área rural, manter a fiscalização para evitar a degradação dessas áreas e utilizar espécies de áreas de transição para conectar os fragmentos urbanos às áreas rurais a fim de criar zonas de transição.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados demonstraram que a composição florística e a estrutura das comunidades arbóreas ripárias variam conforme o nível de influência antrópica e o grau de urbanização. As análises de similaridade evidenciaram agrupamentos distintos entre florestas ripárias protegidas e fragmentos urbanos. As áreas conservadas apresentaram maior coesão florística com grande número de espécies indicadoras e maior representatividade de espécies típicas desses ambientes. Esse padrão indica maior estabilidade ecológica e melhor manutenção das características estruturais associadas às florestas ripárias naturais.

As análises multivariadas confirmaram diferenças significativas entre os grupos avaliados, demonstrando que a urbanização atua como fator determinante na organização das comunidades arbóreas e grande semelhança entre os fragmentos urbanos. Fragmentos urbanos apresentaram maior ocorrência de espécies exóticas, invasoras e de uso antrópico. Esse padrão indica reorganização florística e simplificação estrutural, possivelmente relacionada à fragmentação da paisagem, alterações microclimáticas e interferência humana contínua. As ETEPs apresentaram maior número de espécies indicadoras típicas de ambientes ripários e florestais, o que sugere maior integridade ecológica e maior potencial para manutenção de serviços ecossistêmicos.

Os resultados confirmam a hipótese inicial do estudo. Florestas ripárias urbanas apresentam composição florística distinta e menor complexidade estrutural quando comparadas às florestas ripárias protegidas. Dessa forma, esses fragmentos podem ser classificados como *novel ecosystems* urbanos, caracterizados por novas combinações de espécies e novas dinâmicas ecológicas.

Os dados obtidos fornecem subsídios para o planejamento ambiental e para a definição de estratégias de manejo e restauração ecológica. A conservação de espécies nativas, o controle de espécies invasoras e o aumento da conectividade entre fragmentos devem ser considerados como prioridades para a manutenção da funcionalidade ecológica dessas formações florestais.

7. REFERÊNCIAS

AGUIAR, M. C. P.; TAVARES, P. A. da S.; ALVARENGA, A. F. S. Avaliação da Qualidade da Mata Ciliar de Bacia Hidrográfica Urbana. **Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro**, [S.L.], v. 12, n. 2, p. 1, 13 nov. 2024. AlfaUnipac. <http://dx.doi.org/10.61164/rmm.v12i2.2835>.

ALBUQUERQUE, Mácio Augusto de; BARROS, K. N. N. O; COELHO NETO, E. D.. Determinação Do Número De Grupos Em Análise De Agrupamento Via De Raio De Influência. **Sociedade, Tecnologia e Meio Ambiente: avanços, retrocessos e novas perspectivas - Volume 3**, [S.L.], p. 41-54, 2022. Editora Científica Digital. <http://dx.doi.org/10.37885/220408667>.

ALVES, L. P.; COSTA, J. A. S.; COSTA, C. B. N. Arborização urbana dominada por espécies exóticas em um país megadiverso: falta de planejamento ou desconhecimento? **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.L.], v. 16, n. 3, p. 1304-1375, 2023a.

ALVES, V. F. **Distribuição Espacial da Vegetação Nativa do Cerrado no Município de Uberlândia: Contribuição crítica**. 2023. 43 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geografia) – Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2023b.

ANDERSON, Marti J.; WALSH, Daniel C. I. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing?. **Ecological Monographs**, [S.L.], v. 83, n. 4, p. 557-574, nov. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/12-2010>.

ANDRADE, L. A. de; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. de. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no estado do rio grande do norte, brasil. **Acta Botanica Brasilica**, [S.L.], v. 23, n. 4, p. 935-943, dez. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062009000400004>.

AQUINO, F. de G.; ALBUQUERQUE, L. B. de; ALONSO, A. M.; LIMA, J. E. F. W. **Panorama sobre os Serviços Ecossistêmicos Prestados em Zonas Ripárias do Cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2020. 34 p. (Documentos / Embrapa Cerrados, 365). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/356759630_Panorama_sobre_os_Servicos_Ecossistemicos_Prestados_em_Zonas_Riparias_do_Cerrado.

ARAÚJO, Y. R. V.; MOREIRA, Z. C. G.; DAS NEVES, A. I. Estoque de carbono e de biomassa em vegetação com diferentes estágios de regeneração e alterações antrópicas em área urbana. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, [S. l.], v. 8, n. 2, 2020. Disponível em: <https://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/view/353>. Acesso em: 28 dez. 2025.

BRASIL. Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Aprova o Código Florestal. *Diário Oficial da União*, Rio de Janeiro, 23 jan. 1934. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br>.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938/1981, nº 9.393/1996 e nº 11.428/2006; revoga as Leis nº 4.771/1965 e nº 7.754/1989, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 28 maio 2012.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. *Diário Oficial da União*, Brasília, 16 set. 1965.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil:** Diretrizes e orientações. Brasília, DF: MMA, 2006. Brasília, DF: INMET, [2025]. Disponível em: <https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos>. Acesso em: 4 nov. 2025.

CADOTTE, M. W.; POTGIETER, L. J.; WANG, C. J.; MACIVOR, J. S. Invasion theory as a management tool for increasing native biodiversity in urban ecosystems. **Journal Of Applied Ecology**, [S.L.], v. 58, n. 11, p. 2394-2403, 11 jul. 2021. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13953>.

CAPP, Edison; NIENOV, Otto Henrique. **Epidemiologia aplicada básica**. Porto Alegre: UFRGS, 2020. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/215459>.

CARVALHO, M. S. de. Estudo Florístico e Fitossociológico de Um Trecho de Mata Ciliar do Rio Jacuípe em Feira de Santana, Bahia, Brasil. **Anais dos Seminários de Iniciação Científica**, [S.L.], n. 21, p. 1, 1 nov. 2017. Universidade Estadual de Feira de Santana. <http://dx.doi.org/10.13102/semic.v0i21.2368>.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. 1039 p.

CETEC - Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. **Determinação de equações volumétricas aplicáveis ao manejo sustentado de florestas nativas no estado de Minas Gerais e outras regiões do país**. Belo Horizonte: SAT/CETEC, 1995. 295 p.

CLIMATEMPO. **Climatologia: Caldas Novas - BR**. São Paulo: Climatedpo, [2025]. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/725/caldasnovas-br>. Acesso em: 4 nov. 2025.

CLIMATEMPO. **Climatologia: Ipameri - GO**. São Paulo: Climatedpo, [2025]. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/89/ipameri-go>. Acesso em: 4 nov. 2025.

COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 9.1. User's Guide and application. 2013. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.

COLVIN, S. A. et al. Headwater streams and wetlands are critical for sustaining fish, wildlife, and ecosystems. **Science**, [s. l.], v. 365, n. 6451, p. 1-10, ago. 2019. DOI: 10.1126/science.aay1440.

COSTA, S. P. et al. Análise da Dinâmica do Uso da Terra Nas Áreas de Preservação Permanentes na Microbacia do Ribeirão da Serra no Município De Morrinhos – Go / Analysis of Land Use Dynamics in Permanent Preservation Areas in the Serra River Microbasin in the Municipality ff Morrinhos – Go. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 4117-4131, 2021. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv7n1-278>.

DINNO, A. Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. **The Stata Journal**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 292–300, 2015.

DOBBS, C. et al. Urban ecosystem Services in Latin America: mismatch between global concepts and regional realities?. **Urban Ecosystems**, [S.L.], v. 22, n. 1, p. 173-187, 2 out. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-018-0805-3>.

DURIGAN, G. et al. Florística e estrutura do componente arbóreo de floresta de galeria em Cristais Paulista, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 4, p. 871–884, 2004.

FABIANI, T. et al. Brazilian Forest Code: evolution of environmental standards between 1934 and 2012. **Concilium**, [S.L.], v. 23, n. 14, p. 564-585, 26 jul. 2023. Uniao Atlantica de Pesquisadores. <http://dx.doi.org/10.53660/clm-1592-23j21>.

FELFILI, J. M. et al. Análise da vegetação arbórea de matas de galeria no Brasil Central. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 4, p. 429–440, 2001.

FERREIRA, W. C. et al. Reflorestamento misto com espécies nativas e exóticas em área degradada. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal - Enflo**, [S.L.], v. 12, p. 85886, 2 set. 2024. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/2316980x85886>.

FUKUDA, M.; IEHARA, T.; MATSUMOTO, M. Carbon stock estimates for sugi and hinoki forests in Japan. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 184, n. 1-3, p. 1-16, 2003.

GOMES, F. S.; GUEDES, M. L.; VALADÃO, R. M.; PRATES, A. R.; COSTA, M. A. Florística e estrutura de um trecho de mata ciliar do rio Carinhanha, Feira da Mata, Bahia, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 27, n. 3, p. 41-52, 2014.

HARRIS, N. L. et al. Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. **Nature Climate Change**, [S.L.], v. 11, n. 3, p. 234-240, 21 jan. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-020-00976-6>.

HARRISON, T.; GIBBS, J.; WINFREE, R. Forest bees are replaced in agricultural and urban landscapes by native species with different phenologies and life-history traits. **Global Change Biology**, v. 24, p.287-296. 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13921>.

HINTZE, J. L.; NELSON, R. D. Violin plots: A box plot-density trace synergism. **The American Statistician**, v. 52, n. 2, p. 181–184, 1998.

HOBBS, R. J. et al. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 1-7, 2006.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 11, p. 599–605, 2009. DOI: [10.1016/j.tree.2009.05.012](https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012).

HUNTER, J. D. (2007). **Matplotlib**: A 2D graphics environment. *Computing in Science & Engineering*, 9(3), 90–95.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Perfil dos Municípios Brasileiros: MUNIC**. Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 22 dez. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados Históricos**. Brasília, DF: INMET, [2025]. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 4 nov. 2025.

IPCC (Painel Intergovernamental para a Mudança de Clima). **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use**. Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

JESUS, J. B. de et al. Sobrevivência de plântulas de espécies florestais nativas, em mata ciliar no estado de Sergipe. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [S.L.], v. 40, p. 1, 9 jan. 2020. Embrapa Florestas. <http://dx.doi.org/10.4336/2020.pfb.40e201801734>.

JUNG, P.H. et al. Urban and agricultural impacts in the structure and diversity of tree vegetation in riparian forest. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal Of Agricultural Sciences**, [S.L.], v. 13, n. 2, p. 1-10, 30 jun. 2018. Revista Brasileira de Ciencias Agrarias. <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v13i2a5533>.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012. 1006 p.

LEGENDRE, Pierre. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. **Ecology And Evolution**, [S.L.], v. 9, n. 6, p. 3500–3514, 18 fev. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.4984>.

LIMA, S. M. S. A.; LOPES, W. G. R.; FAÇANHA, A. C.. Alterações na Cobertura do Solo em Teresina, Piauí, Brasil. **Sociedade & Natureza**, [S.L.], v. 33, p. 1, 23 jul. 2021. PPUFU - Portal de Periódicos da Universidade Federal de Uberlândia. <http://dx.doi.org/10.14393/sn-v33-2021-58922>.

LIMA, S. M. S. A.; LOPES, W. G. R.; FAÇANHA, A. C.. Urbanização e crescimento populacional: reflexões sobre a cidade de teresina, piauí. **Gaia Scientia**, [S.L.], v. 11, n. 1,

p. 1, 31 mar. 2017. Portal de Periodicos UFPB. <http://dx.doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n1.34864>.

LISBOA, T. de F. B.; CIELO-FILHO, R.; CÂMARA, C. D. Florística e fitossociologia do componente arbóreo-arbustivo de mata ciliar em estágio inicial de sucessão na microbacia do rio Xaxim (Oeste do Paraná, Brasil): subsídios para a restauração ecológica. **Lilloa**, [S.L.], p. 15-34, 21 abr. 2021. Fundacion Miguel Lillo. <http://dx.doi.org/10.30550/j.lil/2021.58.1/2021.04.07>.

LOPES, W. G. R. et al. Influência de políticas públicas habitacionais na expansão urbana. **Revista Jatobá**, [S.L.], v. 2, p. 1, 24 jun. 2020. Universidade Federal de Goiás. <http://dx.doi.org/10.54686/revjat.v2i.63401>.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 2002. v.1, 368 p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2013. 264 p.

MAGURRAN, Anne E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. *E-book*. 101p.

MARIANO, G. V. P. et al. Efeito de borda em Florestas Estacionais Semidecíduais do Cerrado. **Ciência Florestal**, v. 34, n. 2, e67155, 2024.

MARTINS, T. O.; VENTUROLI, F.; SIQUEIRA, K. N.; SILVA-NETO, C. M.; FONSECA, C. S.; CALIL, F. N. Vegetational, edaphic, and ecological attributes in forest formations in the Cerrado biome. **Floresta**, Curitiba, v. 50, n. 1, p. 961-970, 2019.

MEDEIROS, E. A. de; GOMES, R. C. Coalizões de advocacia e estratégias de negociação na revisão do Código Florestal. **Revista de Administração Pública**, [S.L.], v. 53, n. 1, p. 1-22, fev. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0034-7612173987>.

MCKINNEY, W. Data structures for statistical computing in Python. In: PROCEEDINGS OF THE 9TH PYTHON IN SCIENTIFIC COMPUTING CONFERENCE, 9., 2010, Austin. **Proceedings...** Austin: SciPy, 2010. p. 51-56. Disponível em: <https://pandas.pydata.org/>.

MILAGRE, J. C.; MENDES, L. J.; AMARAL, L. P.; ROVEDDER, A. P. M. Ocorrência e distribuição espacial de espécies exóticas invasoras na arborização urbana da cidade de Vitória, ES. In: SUSTENTARE - SEMINÁRIOS DE SUSTENTABILIDADE DA PUC-CAMPINAS, 3.; WIPIS - WORKSHOP INTERNACIONAL DE PESQUISA EM INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE, 6., 2021, Campinas. **Anais [...]**. Campinas: PUC-Campinas, 2021. p. 1-11.

MIRANDA, R. F. de; BOTEZELLI, L.; PAMPLIN, P. A. Z. Conservação ambiental em zonas ripárias de dois córregos urbanos no município de Três Pontas, sul de Minas Gerais. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 10, n. 13, p. 1184, 13 out. 2021. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i13.21184>.

MOREIRA, G. N. et al. Uso de macroinvertebrados bentônicos para análise integrada da Sub-Bacia do Ribeirão Conquistinha, afluente do Rio Grande (MG, Brasil). **Scientia Plena**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 1, 20 mar. 2024. Associacao Sergipana de Ciencia. <http://dx.doi.org/10.14808/sci.plena.2024.022401>.

MORO, M. F.; MARTINS, F. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In **Fitossociologia no Brasil**. J. M. Felfili, P.V. Eisenlohr, M.M.R.F. Melo, L.A. Andrade. (pp.174–212) Editora. UFV - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2011.

MOUILLOT, D.; LEPRÊTRE, Alain. A comparison of species diversity estimators. **Population Ecology**, [S.L.], v. 41, n. 2, p. 203-215, ago. 1999. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1007/s101440050024>.

NEVES, E. M. S. C. Águas doces e políticas públicas federais. **Livros**, [S.L.], p. 157-184, 5 maio 2023. Instituto de Pesquisa Economica Aplicada - IPEA. <http://dx.doi.org/10.38116/978-65-5635-049-3/capitulo6>.

OLIVEIRA, C. E. de et al. Estão as transições florestais associadas ao comércio internacional de commodities agrícolas? **Ambiente & Sociedade**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 1-22, 2023. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0094r1vu202313ao>.

OLIVEIRA, G. L. X. de et al. FLORÍSTICA DA MATA CILIAR DO RIO AQUIDAUANA (MS): subsídios à restauração de áreas degradadas. **Oecologia Australis**, [S.L.], v. 23, n. 04, p. 812-828, 16 dez. 2019. Oecologia Australis. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.08>.

OLIVEIRA, L. R. de; SANTOS, W. S. dos; RODRIGUES, Y. C.; VALE, V. S. do. Análise cienciométrica do efeito de borda em florestas de 2001 a 2022. **Observatório de la Economía Latinoamericana**, v. 21, n. 9, p. 11423–11447, set. 2023.

PADILHA, Roberta Croda. **Efeito dos fatores bióticos, ruídos e distância em espécies de aves no meio urbano de Caldas Novas - GO**. 2021. 49 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Unidade Universitária de Ipameri, Universidade Estadual de Goiás, Ipameri, GO, 2021.

PEREIRA, I. M. et al. Landscape environmental heterogeneity shaping tree community composition and structure in riparian forests. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 49, e4918, p. 1-17, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1590/1806-90882025e4918>.

PINHEIRO, L. de S.; MEIRELES, A. J. de A.; ROSSI, S. Dinâmica do uso e cobertura da terra em microbacias no nordeste brasileiro ao longo de uma década. **Contribuciones A Las Ciencias Sociales**, [S.L.], v. 16, n. 7, p. 8068-8089, 31 jul. 2023. South Florida Publishing LLC. <http://dx.doi.org/10.55905/revconv.16n.7-230>.

PIO, A. D. et al.. Padrões florístico-estruturais, riqueza e diversidade de Florestas Estacionais Semidecíduais no Cerrado. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 33, n. 3, p. 69612, 13 set. 2023. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509869612>.

PRADO, F. S. do; SANTOS, G. O. Expansão urbana e áreas de conflito no Município de Rio Verde, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, [S.L.], v. 9, n. 21, p. 1059-1072, 2022. Revista Brasileira de Gestao Ambiental e Sustentabilidade. [http://dx.doi.org/10.21438/rbgas\(2022\)092235](http://dx.doi.org/10.21438/rbgas(2022)092235).

RAMOS, G. G., et al. Levantamento dos Impactos Ambientais de um Trecho de Mata Ciliar em Região de Caatinga no Sertão Paraibano. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 6, n. 7, p. 52848-52859, 2020. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n7-798>.

REFLORA. **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 18 dez. 2025.

REIS, J. S. dos *et al.* Matas Ripárias do Cerrado sob Intensa Fragmentação Apresentam Alta Diversidade, porém baixa Similaridade de Espécies. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, Anápolis, v. 13, n. 4, p. 45-61, nov. 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.21664/2238-8869.2024v13i4p.45-61>.

RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L. da; SOUSA-SILVA, J. C. (ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2001. 899p.

RIBEIRO, P. et al. Patrimônio Líquido em Petrópolis, Rio de Janeiro: as sub-regiões do caxambu. **Revista Científica Anap Brasil**, [S.L.], v. 16, n. 38, p. 1, 10 jun. 2023. ANAP - Associacao Amigos de Natureza de Alta Paulista. <http://dx.doi.org/10.17271/19843240163820233751>.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (org.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília: Embrapa Cerrados, 2008. p. 151–212.

RICHARDSON, J. S. Biological diversity in headwater streams. **Water**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 314, fev. 2019. DOI: 10.3390/w11020314.

RODRIGUES-SOUZA, Jefferson; PRADO JÚNIOR, Jamir Afonso do; VALE, Vagner Santiago do; SCHIAVINI, Ivan; OLIVEIRA, Ana Paula de; ARANTES, Carolina de Silvério. Secondary forest expansion over a savanna domain at an ecological reserve in southeastern Brazil after 15 years of monitoring. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 2, p. 311–322, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40415-015-0146-x>.

ROSSUM, G. van; DRAKE, F. L. **Python language reference manual**. Version 3.10.10. [S.l.]: Python Software Foundation, 2023. Disponível em: <https://www.python.org/>.

SAMPAIO, A. et al. Composição florística do componente arbustivo-arbóreo da mata ciliar da cachoeira Domingo Lopes, Morro do Chapéu, Bahia. **Paubrasilia**, [S. l.], v. 4, e0084, 2021.

SANTOS, J. R.; LOPES, S. F. Floristic and structural aspects of Brazilian Savanna phytophysionomies in the northern Goiás state. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 36, e20210045, 2022.

SILVA JÚNIOR, M. C. da. **100 árvores do Cerrado: guia de campo**. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2012. 304 p.

SILVA, H. F. et al. Biomass and Carbon in a Seasonal Semideciduous Forest in Minas Gerais. **Floresta e Ambiente**, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 1, 5 abr. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.050816>.

SILVA, N. S. da et al. Comportamento de deposição de serapilheira e estoque de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. **Revista de Biotecnologia & Ciência**, Ipameri, v. 12, 2023, e13998, 2023. ISSN 2238-6629a.

SILVA, T. de L. A. e et al. Diagnóstico ambiental do Córrego Brejinho, em Araguatins, Tocantins. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, [S.L.], v. 10, n. 24, p. 131-141, 2023. Revista Brasileira de Gestao Ambiental e Sustentabilidade. [http://dx.doi.org/10.21438/rbgas\(2023\)102409b](http://dx.doi.org/10.21438/rbgas(2023)102409b).

SILVA, V. P. G. da et al. Estrutura da comunidade arbórea e efeito de borda em Florestas Estacionais Semidecíduais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 31, n. 3, p. 1216–1239, 2021. DOI: 10.5902/1980509836234

SILVA JÚNIOR, M. C. *100 árvores do Cerrado: guia de campo*. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2005.

SILVEIRA, I. M. et al. Florística, estrutura e diversidade das comunidades lenhosas de duas Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 34, n. 2, p. 47958, 7 jun. 2024. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509847958>.

SIQUEIRA, M. M. B. et al. **Variação da composição florística em fragmentos de Cerrado sentido restrito**. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 23, n. 1, p. 12-25, jan./jun. 2025.

SIQUEIRA, P. R.; BOESING, A. L.; SILVA, P. G. da; FERNANDES, T. V.; MARUYAMA, P. K.; NEVES, F. de S. Gaining habitat-generalists fails to offset the loss of habitat-dependent species in highly deforested landscapes. **Perspectives In Ecology And Conservation**, [S.L.], v. 23, n. 4, p. 274-280, out. 2025. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2025.08.003>.

SOARES, K. L. et al. Estoque de carbono e estrutura horizontal em fragmentos de Mata Ciliar. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 33, n. 4, p. 64785, 24 nov. 2023. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509864785>.

SOUZA, A. G. V. et al. Atributos microbiológicos do solo sob áreas de eucalipto e florestas estacionais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 49, n. 132, e3673, 2021. DOI: 10.18671/scifor.v49n132.03.

SOUZA, P. B. et al. Composição florística e estrutura de duas matas de galeria no bioma Cerrado. **Revista Árvore**, v. 30, n. 5, p. 805–814, 2006.

TAMAYO-RUÍZ, L. E.; GARCÍA-RAMÍREZ, A.; LUCIO-RUIZ, F.; BONFIM, R. M. M. do; GARCIA, M. L.; CHARAO, L. S. Desvendando a Classificação Climática de Köppen: um guia prático e didático com exemplos. **Scientific Electronic Archives**, [S.L.], v. 18, n. 1, p. 1-17, 16 dez. 2024. Scientific Electronic Archives. <http://dx.doi.org/10.36560/18120252028>.

TAN, Z. D. et al. Aboveground and soil carbon in novel forest ecosystems in Singapore: a case study of abandoned plantation secondary forests. **Plants, People, Planet**, [S.L.], v. 7, n. 6, p. 1803-1812, 3 jul. 2025. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ppp3.70047>.

TEIXEIRA, C. P.; FERNANDES, C. O.; AHERN, J. Novel Urban Ecosystems: opportunities from and to landscape architecture. **Land**, [S.L.], v. 10, n. 8, p. 844, 12 ago. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/land10080844>.

TRAMMELL, T. L. E. et al. Temperate deciduous forests embedded across developed landscapes: younger forests harbour invasive plants and urban forests maintain native plants. **Journal Of Ecology**, [S.L.], v. 108, n. 6, p. 2366-2375, 8 maio 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.13400>.

VALE, V. S. do et al. Changes In Soil Moisture And Riparian Forest Structure After A Dam Construction. **Iheringia, Série Botânica**, [S.L.], v. 73, n. 3, p. 250-260, 31 dez. 2018. Editora Letra1. <http://dx.doi.org/10.21826/2446-8231201873304>.

VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; ARAÚJO, G. M.; GUSSON, A. E.; LOPES, S. F.; OLIVEIRA, A. P.; PRADO-JÚNIOR, J. A.; ARANTES, C. S.; DIAS-NETO, O. C. Effects of reduced water flow in a riparian forest community: a conservation approach. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 27, n. 1, p. 13–24, 2015.

VERES, Qohélet José Ianiski; WATZLAWICK, Luciano Farinha; SILVA, Richeliel Albert Rodrigues. Estimativas de biomassa e carbono em fragmento de floresta estacional semidecidual no oeste do Paraná. **BIOFIX Scientific Journal**, Curitiba, v. 5, n. 1, p. 23–31, 2019.

VIDAL-COUTO, D. B. et al. Tree species used in urban forestry in Brazil: a scientometric review. **Rodriguésia**, [S.L.], v. 74, p. 1, 2023. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860202374047>.

VIEIRA, R. R. S. et al. Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. **Diversity And Distributions**, [S.L.], v. 24, n. 4, p. 434-438, 28 dez. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12700>.

VIEIRA, T. A.; PANAGOPOULOS, T. Urban Forestry in Brazilian Amazonia. **Sustainability**, [S.L.], v. 12, n. 8, p. 3235, 16 abr. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su12083235>.

WASKOM, M. L. Seaborn: statistical data visualization. **Journal of Open Source Software**, [s. l.], v. 6, n. 60, p. 3021, 2021. DOI: 10.21105/joss.03021.

WILDI, Otto. Evaluating the Predictive Power of Ordination Methods in Ecological Context. **Mathematics**, [S.L.], v. 6, n. 12, p. 295, 1 dez. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/math6120295>.

XU, Liang; SAATCHI, Sassan S.; YANG, Yan; YU, Yifan; PONGRATZ, Julia; BLOOM, A. Anthony; BOWMAN, Kevin; WORDEN, John; LIU, Junjie; YIN, Yi. Changes in global terrestrial live biomass over the 21st century. **Science Advances**, [S.L.], v. 7, n. 27, p. 9829, jul. 2021. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abe9829>.

YU, C. H. A. **Data Mining and Exploration: From Traditional Statistics to Modern Data Science**. Boca Raton: CRC Press, 290 p., 2022.

ZAR, J. H. (2010). **Biostatistical analysis** (5th ed.). Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall.

Anexos

Anexo I. Parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de Soma de VC para os *Espaços Territoriais Especialmente Protegidos* (ETEPs), *Medium-sized* (M) and *Small-sized* (S), Env = predominant environment, E = Exotic, R = Riparian systems, C = Cerrado.

Espécies	DeR			DoR			VC%			SumVC%	Env
	P	M	S	P	M	S	P	M	S		

<i>Leucaena leucocephala</i>	0.0	14.9	2.3	0.0	16.2	1.9	0.0	15.6	2.1	5.9	E
<i>Tapirira guianensis</i>	5.7	3.1	3.9	9.3	2.8	3.1	7.5	3.0	3.5	4.7	R
<i>Mangifera indica</i>	0.0	5.7	3.2	0.0	3.7	10.8	0.0	4.7	7.0	3.9	E
<i>Anadenanthera peregrina</i>	0.0	8.8	0.0	0.0	10.3	0.0	0.0	9.6	0.0	3.2	C
<i>Inga laurina</i>	0.0	1.9	4.2	0.0	1.4	7.5	0.0	1.7	5.9	2.5	R
<i>Musa</i> sp.	0.0	4.2	3.6	0.0	3.1	3.4	0.0	3.7	3.5	2.4	E
<i>Licania apetala</i>	7.2	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	6.5	0.0	0.0	2.2	F
<i>Cecropia pachystachya</i>	0.0	2.7	5.2	0.0	0.4	2.2	0.0	1.5	3.7	1.7	R
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	5.3	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	4.8	0.0	0.0	1.6	C
<i>Psidium guajava</i>	0.0	2.7	4.9	0.0	0.4	1.1	0.0	1.5	3.0	1.5	E
<i>Pouteria speciosa</i>	1.9	0.0	0.0	7.0	0.0	0.0	4.4	0.0	0.0	1.5	F
<i>Mauritia flexuosa</i>	0.0	1.1	0.6	0.0	5.4	1.5	0.0	3.3	1.1	1.4	R
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	0.0	5.0	0.3	0.0	1.0	2.1	0.0	3.0	1.2	1.4	F
<i>Ceratonia siliqua</i>	0.0	0.8	0.0	0.0	7.5	0.0	0.0	4.1	0.0	1.4	E
<i>Sapium haemateospermium</i>	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	4.1	1.4	C
<i>Xylopia aromatica</i>	3.7	0.4	2.3	1.4	0.0	0.4	2.5	0.2	1.3	1.4	C
<i>Platonia insignis</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	7.4	0.0	0.0	4.0	1.3	F
<i>Myrcia splendens</i>	4.4	0.0	1.3	1.5	0.0	0.8	2.9	0.0	1.1	1.3	F
<i>Guarea guidonea</i>	0.1	0.0	4.2	0.1	0.0	3.4	0.1	0.0	3.8	1.3	F
<i>Swietenia macrophylla</i>	0.0	1.5	0.0	0.0	6.1	0.0	0.0	3.8	0.0	1.3	F
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	0.0	2.7	0.3	0.0	3.1	1.3	0.0	2.9	0.8	1.2	R
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	3.2	0.4	0.0	3.3	0.4	0.0	3.3	0.4	0.0	1.2	C
<i>Handroanthus albus</i>	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	3.7	1.2	F
<i>Matayba guianensis</i>	0.4	0.0	3.9	0.2	0.0	2.8	0.3	0.0	3.3	1.2	C
<i>Machaerium acutifolium</i>	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	4.7	0.0	0.0	3.5	1.2	C
<i>Siparuna guianensis</i>	4.0	0.0	1.6	0.8	0.0	0.4	2.4	0.0	1.0	1.1	F
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0.6	0.0	0.0	6.1	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	1.1	R
<i>Qualea grandiflora</i>	1.5	0.8	1.3	0.7	0.7	1.6	1.1	0.7	1.4	1.1	C
<i>Genipa amaricana</i>	0.3	2.3	0.3	0.3	2.7	0.6	0.3	2.5	0.5	1.1	R
<i>Dipteryx alata</i>	0.0	0.8	1.3	0.0	3.8	0.6	0.0	2.3	0.9	1.1	C
<i>Virola urbaniana</i>	1.2	0.4	2.9	0.8	0.1	1.0	1.0	0.2	1.9	1.1	F
<i>Protium heptaphyllum</i>	2.3	0.0	0.0	3.7	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	1.0	R
<i>Syzygium cumini</i>	0.0	2.7	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	3.0	0.0	1.0	E
<i>Emmotum nitens</i>	2.6	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	1.0	C
<i>Ceiba speciosa</i>	0.0	0.4	0.6	0.0	0.9	3.7	0.0	0.6	2.2	0.9	F
<i>Licania kunthiana</i>	0.0	1.9	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	2.7	0.0	0.9	F
<i>Ficus</i> sp.	1.0	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.9	R
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1.2	0.8	0.3	0.6	2.0	0.1	0.9	1.4	0.2	0.8	C
<i>Cupania vernalis</i>	0.1	2.7	0.3	0.0	1.6	0.2	0.1	2.1	0.2	0.8	F
Não identificada	2.9	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.8	-
<i>Terminalia argentea</i>	1.6	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.8	C
<i>Guarea macrophylla</i>	0.0	1.1	0.6	0.0	2.6	0.4	0.0	1.9	0.5	0.8	F
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.3	2.3	0.3	0.1	1.4	0.3	0.2	1.9	0.3	0.8	F

<i>Maprounea guianensis</i>	1.9	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.7	F
<i>Spondias mombin</i>	0.0	1.1	1.0	0.0	0.5	1.4	0.0	0.8	1.2	0.7	R
<i>Cordia sessilis</i>	3.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.7	C
<i>Myrsine gardneriana</i>	2.6	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.6	F
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1.6	0.4	0.3	1.3	0.1	0.0	1.5	0.2	0.2	0.6	R
<i>Tibouchina granulosa</i>	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	1.8	0.6	F
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0.0	0.8	1.6	0.0	0.1	1.0	0.0	0.4	1.3	0.6	F
<i>Nectandra cissiflora</i>	0.0	0.4	1.3	0.0	0.5	1.2	0.0	0.5	1.2	0.6	F
<i>Curatella americana</i>	0.3	0.0	1.6	0.2	0.0	1.2	0.2	0.0	1.4	0.6	C
<i>Lithraea molleoides</i>	1.3	0.0	0.6	0.9	0.0	0.1	1.1	0.0	0.4	0.5	F
<i>Hymenaea courbaril</i>	0.3	0.8	0.0	1.2	0.8	0.0	0.7	0.8	0.0	0.5	F
<i>Cordia macrophylla</i>	1.6	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.5	F
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	1.5	0.5	E
<i>Guatteria australis</i>	1.9	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.5	F
<i>Lamanonia ternata</i>	0.1	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.5	F
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	0.0	1.5	0.6	0.0	0.2	0.3	0.0	0.9	0.5	0.5	F
<i>Coussarea hydrangeaefolia</i>	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	1.3	0.4	F
<i>Inga vera</i>	0.0	0.8	0.6	0.0	0.1	1.1	0.0	0.4	0.9	0.4	R
<i>Senegalia polyphylla</i>	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	1.3	0.4	F
<i>Croton urucurana</i>	0.0	1.5	0.3	0.0	0.7	0.0	0.0	1.1	0.2	0.4	R
<i>Melastomaceae</i>	0.0	1.1	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	1.3	0.0	0.4	F
<i>Platypodium elegans</i>	0.3	0.4	0.3	0.2	0.6	0.7	0.3	0.5	0.5	0.4	C
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0.7	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.4	F
<i>Cecropia angustifolia</i>	0.0	1.1	0.3	0.0	0.6	0.3	0.0	0.9	0.3	0.4	F
<i>Tachigali subvelutina</i>	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	1.2	0.4	C
<i>Xylopia brasiliensis</i>	0.0	1.5	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.2	0.0	0.4	F
<i>Diospyros brasiliensis</i>	1.5	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.4	F
<i>Myrsine guianensis</i>	0.6	0.0	1.0	0.5	0.0	0.1	0.6	0.0	0.5	0.4	F
<i>Diospyros hispida</i>	1.0	0.0	0.3	0.8	0.0	0.1	0.9	0.0	0.2	0.4	F
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	1.1	0.0	0.4	F
<i>Nectandra lanceolata</i>	0.4	0.0	0.3	1.2	0.0	0.2	0.8	0.0	0.2	0.4	F
<i>Luehea grandiflora</i>	0.9	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.4	F
<i>Cayaponia racemosa</i>	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.0	0.3	F
<i>Erythrina speciosa</i>	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.0	0.3	F
<i>Pera glabrata</i>	1.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.3	F
<i>Persea americana</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	1.0	0.3	E
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	0.4	0.4	0.0	0.2	1.1	0.0	0.3	0.7	0.0	0.3	F
<i>Randia armata</i>	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	1.0	0.3	F
<i>Ocotea velutina</i>	0.1	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.3	F
<i>Xylopia emarginata</i>	1.5	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.3	R
<i>Tapirira obtusa</i>	0.1	0.0	0.6	0.0	0.0	1.1	0.1	0.0	0.9	0.3	F
<i>Qualea parviflora</i>	0.3	0.4	0.3	0.1	0.4	0.4	0.2	0.4	0.4	0.3	C
<i>Machaerium opacum</i>	0.1	0.8	0.0	0.3	0.7	0.0	0.2	0.7	0.0	0.3	C
<i>Eugenia dysenterica</i>	0.1	1.5	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.8	0.0	0.3	C

<i>Virola sebifera</i>	1.3	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.3	F
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0.6	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.3	R
<i>Myrsine umbellata</i>	0.4	0.0	0.3	0.5	0.0	0.5	0.5	0.0	0.4	0.3	F
<i>Leandra dasytricha</i>	1.5	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.3	F
<i>Pouteria rivicoa</i>	0.6	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.3	F
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	1.2	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.3	F
<i>Magnolia ovata</i>	1.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.3	F
<i>Spondias dulcis</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.8	0.3	E
<i>Dalbergia miscolobium</i>	0.0	0.4	0.3	0.0	0.5	0.3	0.0	0.4	0.3	0.3	C
<i>Inga sessilis</i>	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.8	0.3	R
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.7	0.2	F
<i>Erythroxylum campestre</i>	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.7	0.2	C
<i>Coccoloba mollis</i>	0.6	0.0	0.3	0.4	0.0	0.2	0.5	0.0	0.3	0.2	F
<i>Roupala montana</i>	1.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.2	C
<i>Terminalia argeneta</i>	0.0	0.8	0.3	0.0	0.3	0.0	0.0	0.5	0.2	0.2	C
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0.0	0.8	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.7	0.0	0.2	F
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	0.0	1.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.7	0.0	0.2	C
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.7	0.2	F
<i>Miconia cuspidata</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.7	0.2	F
<i>Ormosia arborea</i>	0.7	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.2	F
<i>Symplocos nitens</i>	0.9	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.2	F
<i>Erythroxylum daphnites</i>	0.6	0.0	0.3	0.2	0.0	0.1	0.4	0.0	0.2	0.2	F
<i>Lafoensia pacari</i>	0.0	0.8	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.2	C
<i>Carica papaya</i>	0.0	0.8	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.2	E
<i>Citrus reticulata</i>	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.6	0.2	E
<i>Ouratea castaneifolia</i>	0.4	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.2	F
<i>Syagrus oleracea</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.6	0.2	F
<i>Qualea multiflora</i>	0.4	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.2	C
<i>Piper arboreum</i>	0.6	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.2	F
<i>Inga edulis</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.5	0.2	R
<i>Cecropia hololeuca</i>	0.1	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.2	F
<i>Myrtaceae</i> sp.	0.1	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.2	F
<i>Ixora breviflora</i>	0.6	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.2	F
<i>Hirtella glandulosa</i>	0.7	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.2	F
<i>Eucalyptus</i> sp.	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.5	0.2	E
<i>Inga cylindrica</i>	0.0	0.8	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.5	0.0	0.2	R
<i>Cecropia</i> sp.	0.0	0.8	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.5	0.0	0.2	F
<i>Ocotea spixiana</i>	0.6	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.2	F
<i>Cecropia peltata</i>	0.0	0.8	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.4	0.0	0.1	F
<i>Caraipa densifolia</i>	0.0	0.8	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.4	0.0	0.1	F
<i>Plinia cauliflora</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.4	0.1	F
<i>Pouteria torta</i>	0.1	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	C
<i>Rudgea virburnoides</i>	0.3	0.0	0.3	0.1	0.0	0.1	0.2	0.0	0.2	0.1	F
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.4	0.0	0.1	F

<i>Roupala brasiliensis</i>	0.1	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	C
<i>Vochysia divergens</i>	0.4	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	R
<i>Caryocar brasiliense</i>	0.4	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	C
<i>Schefflera morototoni</i>	0.3	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.1	F
<i>Hirtella gracilipes</i>	0.6	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	C
<i>Cestrum intermedium</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.4	0.1	F
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	0.0	0.1	F
<i>Byrsonima pachyphylla</i>	0.6	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	C
<i>Terminalia glabrescens</i>	0.4	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	F
<i>Myrcia multiflora</i>	0.3	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	F
<i>Metrodorea stipularis</i>	0.1	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	F
<i>Tachigali chrysophylla</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	0.1	C
<i>Gochnatia polymorpha</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.1	C
<i>Vernonia Schreb</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	0.1	F
<i>Dicksonia sellowiana</i>	0.1	0.4	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	0.1	F
<i>Euterpe edulis</i>	0.4	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	R
<i>Guettarda viburnoides</i>	0.1	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2	0.1	F
<i>Terminalia mantaly</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.1	E
<i>Roystonea oleracea</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.1	E
<i>Myrcia tomentosa</i>	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	F
<i>Schinus terebinthifolia</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.1	F
<i>Muntingia calabura</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.1	E
<i>Miconia minutiflora</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.1	F
<i>Cinnamomum verum</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.1	E
<i>Callisthene major</i>	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	C
<i>Pachira aquatica</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	R
<i>Maytenus floribunda</i>	0.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	F
<i>Trichilia silvatica</i>	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	F
<i>Cordia trichotoma</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	F
<i>Annona montana</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	E
<i>Inga marginata</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	R
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	C
<i>Cydonia oblonga</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	E
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	C
<i>Machaerium villosum</i>	0.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	C
<i>Cestrum</i> sp.	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	F
<i>Cestrum laevigatum</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	F
<i>Maclura tinctoria</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	F
<i>Psidium rufum</i>	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	F
<i>Magonia pubescens</i>	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	C
<i>Pterodon pubescens</i>	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	C
<i>Ocotea corymbosa</i>	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	F
<i>Leptolobium elegans</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	C
<i>Eugenia pyriformis</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	F

<i>Unonopsis guatteroides</i>	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	F
<i>Cariniana estrellensis</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	F
<i>Erytroxylum deciduum</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	C
<i>Guettarda pohliana</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	F
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	C
<i>Eugenia klotzchiana</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	C
<i>Joannesia princeps</i>	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	F
<i>Pseudobombax tomentosum</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	C
<i>Ocotea pulchella</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Myrsine coriacea</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Senna macranthera</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Casearia rupestris</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	C
<i>Sclerolobium aureum</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	C
<i>Pseudaobombax endecaphyllum</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Kielmeyera coriacea</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	C
<i>Protium spruceanum</i>	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	R
<i>Chrysophyllum splendens</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Styrax oblongus</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Diospyros burchellii</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	C
<i>Schefferella pubicarpa</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Lauraceae</i> sp	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Ocotea spanantha</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	F
<i>Vatairea macrocarpa</i>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	C

DeR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); VC = valor de cobertura (%); SumVC% = somatório dos valores de cobertura. Env (ambiente de ocorrência típico): E = espécie exótica/invasora; R = espécie nativa típica de florestas ripárias; C = espécie nativa característica de Cerrado; F = espécie nativa de formações florestais.

Anexo II. Teste de normalidade para dados estruturais.

Data	Lilliefors L	p(normal)
Richness	0,2064	0,0001
Density (ha ⁻¹)	0,1865	0,0001
Basal Área (ha ⁻¹)	0,1412	0,00453
AGB (ha ⁻¹)	0,1381	0,006636
Carbon Stock (ha ⁻¹)	0,1381	0,006636

Anexo III. Quadro com resultados do teste de Dunn

Richness	P	M	S
P		1.50E-05	0,0001285
M	1.50E-05		0,06659
S	0,0001285	0,06659	

Density	P	M	S
P		5.17E-05	2.41E-02
M	5.17E-05		0,2478
S	2.41E-02	0,2478	

Basal Área	P	M	S
P		3.88E-02	0,0001143
M	3.88E-02		0,9043
S	0,0001143	0,9043	

AGB	P	M	S
P		5.40E-02	0,0001375
M	5.40E-02		0,9298
S	0,0001375	0,9298	

Carbon stock	P	M	S
P		5.40E-02	0,0001375
M	5.40E-02		0,9298
S	0,0001375	0,9298	