

Artigo

Estrutura fitossociológica de florestas ripárias de igarapés urbanos e periurbanos em Porto Velho, Rondônia, Brasil

Róger Wilian Marinho Cavalcante^{1*}, Antônio Laffayette Pires da Silveira²

- ¹ Graduação em Ciências Biológicas, Bacharel, Programa de Pós-graduação em Conservação e Uso de Recursos Naturais – PPGReN, Universidade Federal de Rondônia, Campus - BR 364, Km 9,5. Porto Velho - RO, ORCID 0000-0002-3529-0744, rwilian123@gmail.com
- ² Departamento de Biologia, Doutor em Biologia Vegetal, Programa de Pós-graduação em Conservação e Uso de Recursos Naturais – PPGReN, Universidade federal de Rondônia, Campus - BR 364, Km 9,5. Porto Velho - RO, ORCID 0000-0002-5048-1100, antonio@unir.br
- * Correspondência: rwilian123@gmail.com

Citação: Cavalcante, R. W. M.; Silveira, A. L. P. da. Estrutura fitossociológica de florestas ripárias de igarapés urbanos e periurbanos em Porto Velho, Rondônia, Brasil. *RBCA* 2025, 14, 1. p.15-26

Editoras de Seção: Dra. Karen Janones da Rocha e Dra. Marcela Alvares Oliveira

Recebido: 31/03/2024

Aceito: 22/11/2024

Publicado: 04/04/2025

Nota do editor: A RBCA permanece neutra em relação às reivindicações judiciais em sites publicados e afilições institucionais.



Copyright: © 2025 pelos autores. Enviado para possível publicação em acesso aberto sob os termos e condições da licença Creative Commons Attribution (CC BY) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Abstract: This article describes the phytosociology and floristics of five urban and peri-urban stream areas in Porto Velho, Rondônia. The studies were directed to the tree stratum, sampled by means of fixed-size plots of 10 m x 10 m, in a total of 40 plots in each of the five areas studied. For each individual, the following information was collected: species name, DBH (1.30 m above the ground) and estimated total height. The floristic sampling carried out in the areas resulted in a total of 1,018 sampled individuals, distributed in 144 ± 7 species belonging to 38 families. Specific richness among the areas ranged from 33 to 10 species and 284 to 109 individuals; diversity estimated by the Shannon-Wiener index ranged from 1.79 nats.ind⁻¹ to 3.93 nats.ind⁻¹; and Pielou's equitability ranged from 0.663 to 0.882. The floristic study revealed significant impacts in areas where urbanization is most influenced, as we can highlight low distribution of individuals resulting in the overabundance of some species. The areas present very different conservation conditions. The results obtained reveal the importance of conserving the remaining plant species in order to ensure the maintenance of the richness of these areas.

Keywords: Amazon; Phytosociology; Floristics; Conservation.

Resumo: Este artigo refere-se à fitossociologia e florística de cinco áreas de igarapés urbanos e periurbanos em Porto Velho – RO. Os estudos foram direcionados ao estrato arbóreo, amostrado por meio de parcelas de tamanho fixo de 10 m x 10 m, em um total de 40 parcelas em cada uma das cinco áreas estudadas. Para cada indivíduo, foram tomadas as seguintes informações: o nome da espécie, o DAP (1,30 m do solo) e a estimativa da altura total. A amostragem florística realizada nas áreas resultou num total de 1.018 indivíduos amostrados, distribuídos em 144 ± 7 espécies pertencentes a 38 famílias. A riqueza específica entre as áreas variou de 33 a 10 espécies e 284 a 109 indivíduos; diversidade estimada pelo índice de Shannon-Wiener variou de 1,79 nats.ind⁻¹ a 3,93 nats.ind⁻¹; e equitabilidade de Pielou variou de 0,663 a 0,882. O estudo florístico revelou impactos significantes nas áreas onde ocorre maior influência da urbanização, pois podemos destacar baixa distribuição de indivíduos incidindo na superabundância de algumas espécies. As áreas apresentam condições de conservação bastante distintas entre si. Os resultados obtidos revelam a importância da conservação dos remanescentes vegetais, a fim de garantir a manutenção da riqueza dessas áreas.

Palavras-chave: Amazônia; Fitossociologia; Florística; Conservação.

1. Introdução

A vegetação ripária, que compreende formações vegetais associadas a corpos d'água, desempenha um papel crucial na manutenção da biodiversidade e no equilíbrio ecológico dos sistemas fluviais. Essas florestas são essenciais para a integridade dos cursos d'água, regulando processos como erosão, sedimentação e ciclagem de nutrientes (Naiman *et al.*, 2005).

O estudo da composição e estrutura dessas áreas por meio de análises fitossociológicas possibilita compreender a dinâmica de seus processos ecológicos. A fitossociologia, enquanto ferramenta quantitativa, permite descrever a composição florística, o padrão de distribuição das espécies e os agrupamentos vegetais, além de detectar mudanças na estrutura florestal resultantes de perturbações naturais ou antropogênicas (Causton, 1988; Malek *et al.*, 2024). Ao fornecer uma base sólida de dados sobre a organização das comunidades vegetais, a fitossociologia auxilia no desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo sustentável, especialmente em áreas vulneráveis à degradação (Felfili *et al.*, 2011).

A relevância ecológica dessas áreas se estende ao papel que desempenham na manutenção da qualidade dos recursos hídricos, pois atuam como filtros de sedimentos e poluentes, além de desempenharem papel crucial na estabilização das margens dos rios e na proteção da biodiversidade aquática e terrestre associada a esses ecossistemas (Rodrigues; Gandolfi, 2000). A perda de vegetação ripária pode acarretar consequências graves para os serviços ecossistêmicos que essas áreas oferecem, incluindo a proteção dos recursos hídricos e a regulação climática (Finer; Jenkins, 2012). Além disso, os impactos da antropização, como o aumento de incêndios e o assoreamento dos rios, ameaçam a integridade desses ecossistemas (Biz *et al.*, 2015). A conservação das florestas ripárias garante a resiliência dos ecossistemas fluviais amazônicos diante das mudanças ambientais globais (Castello; Macedo, 2016).

Em várias regiões do Brasil, as matas ripárias têm se aproximado de uma eventual erradicação. As mudanças do uso do solo nas áreas rurais e a crescente urbanização nas cidades tem diminuído e fragmentado florestas, estabelecendo estruturas diversas. A ausência de planejamento para o desenvolvimento urbano tem como consequência a degradação parcial ou completa de áreas nativas e matas ripárias, resultando na perda da qualidade do ambiente, das águas e da biodiversidade (Biz *et al.*, 2015).

Em face desses desafios, o estudo da estrutura e da composição das matas ripárias por meio da fitossociologia se torna ainda mais relevante. Compreender a distribuição das espécies, os padrões de diversidade e a estrutura de suas comunidades permitem identificar os fatores críticos para a preservação dessas florestas e oferece subsídios para a restauração de áreas degradadas (Rodrigues; Nave, 2000). Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo realizar uma análise fitossociológica de áreas ripárias em um trecho da bacia amazônica, buscando entender a estrutura da comunidade vegetal e a diversidade florística.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de estudo

O levantamento foi realizado em cinco áreas de matas ripárias ao logo de igarapés urbanos e periurbanos no município de Porto Velho-RO. Essas áreas foram selecionadas para representar diferentes condições de conservação, variando de acordo com o grau de impacto antrópico. As áreas incluem: condição degradada (com fragmentação significativa, desmatamento e presença de espécies invasoras), condição moderadamente degradada (com sinais de regeneração natural) e condição preservada (com vegetação original mantida e baixa interferência antrópica) (Figura 1).

Duas das áreas amostradas estão situadas em zonas periurbanas e bem preservadas. A primeira está localizada no Parque Natural Raimundo Paraguassu de Oliveira, conhecido como Parque Ecológico, localizado sob as coordenadas $08^{\circ}41'13,40''S$ e $63^{\circ}51'51,70''W$, com uma área total de 390 hectares. A segunda área periurbana está dentro do perímetro do campus José Ribeiro Filho da Universidade Federal de Rondônia (UNIR), sob as coordenadas $08^{\circ}49'58,57''S$ e $63^{\circ}56'37,44''W$.

Duas outras áreas estão situadas em zonas urbanas. A primeira, localizada à margem da rua Prudente de Moraes, nas proximidades da vila Tupi, zona central de Porto Velho, sob as coordenadas $08^{\circ}46'40,75''S$ e $63^{\circ}54'02,62''W$. Trata-se de uma área degradado, devido à fragmentação, desmatamento e presença de espécies invasoras. A segunda área urbana, situada ao sul da capital, próximo à estrada do Areia Branca, no bairro Novo Horizonte, sob as coordenadas $08^{\circ}48'17,03''S$ e $63^{\circ}54'27,39''W$, também se encontra em estado degradado, com efeitos antropogênicos.

Por fim, uma área está localizada em uma zona em processo de urbanização, nos limites do Condomínio/Loteamento Viena, próximo à BR-364, sob as coordenadas $08^{\circ}48'39,49''S$ e $63^{\circ}50'21,73''W$. Essa área está sob forte influência da expansão urbana, moderadamente degradada, mostrando sinais de manipulação e alterações causadas pela urbanização em andamento.

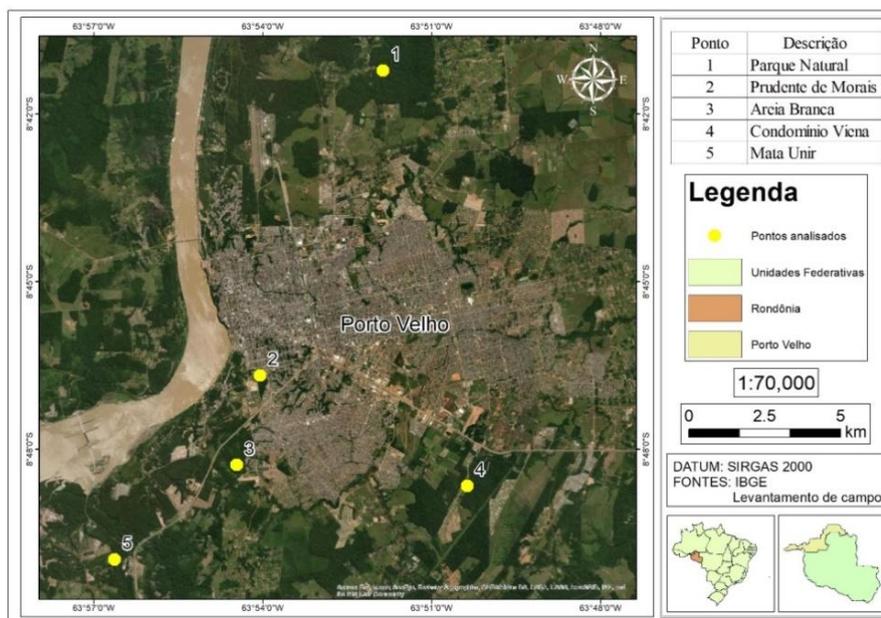


Figura 1. Localização das áreas de florestas ripárias de igarapés urbanos e periurbanos no município de Porto Velho-RO.

2.2 Levantamento de dados

Para este levantamento fitossociológico, utilizou-se o método de parcelas contíguas como propõe Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Os estudos foram direcionados ao estrato arbóreo, amostrado por meio de parcelas de tamanho fixo de 10 m x 10 m. Em cada área foram implementadas 40 parcelas totalizando 200 parcelas amostradas nas cinco áreas. As parcelas foram instaladas próximas aos corpos d'água, considerando a proximidade com os igarapés como critério de seleção, a fim de capturar a variação estrutural e composicional da vegetação ripária em diferentes graus de conservação.

Em cada unidade amostral foram medidos todos os indivíduos arbóreos cujo DAP (diâmetro medido a 1,30 m a partir do solo) foi igual ou maior que 10 cm. Para cada indivíduo, foram tomadas as seguintes informações: o nome da espécie, o DAP e a estimativa da altura total. O material botânico testemunho foi coletado segundo Fidalgo e Bonini (1989).

2.2 Aspectos florísticos

A identificação botânica dos indivíduos amostrados foi realizada de duas maneiras. A primeira em campo com auxílio de parabolânico (Adelciano Alves Soares). A segunda, para os indivíduos que não foram identificados em campo, o foram a posteriori com auxílio de especialistas nos táxons e consulta a literatura especializada. Para as duas maneiras, o material botânico foi coletado, herborizado e incorporado ao acervo do Herbário Rondoniense João Geraldo Kuhlmann – RON. Para classificação e validade dos nomes dos táxons seguimos o sistema classificação APG IV (APG IV', 2016) e a Flora e Funga do Brasil (2024).

2.3 Fitossociologia e análise de dados

Os parâmetros fitossociológicos dos dados coletados em campo foram calculados de acordo com Moro e Martins (2011). Os parâmetros analisados incluíram: riqueza de espécies, diversidade, densidade, frequência, dominância e índice de valor de importância. Foi construído um diagrama de Venn utilizando uma ferramenta *online* disponível em "Bioinformatics & Evolutionary Genomics" (Bardou *et al.*, 2014).

Para realizar os cálculos fitossociológicos, utilizou-se o Microsoft Excel 2010. O software PAST 4.17 (Hammer *et al.*, 2001) foi empregado para calcular o coeficiente de similaridade de Jaccard a fim de avaliar a similaridade florística entre as áreas amostradas. A construção do dendograma também foi realizado pelo software baseado no índice de Jaccard. Para avaliar a similaridade na composição de espécies entre as áreas estudadas, foi aplicada uma análise de agrupamento hierárquico (Cluster Analysis) utilizando o método de agrupamento aglomerativo de média não ponderada (UPGMA) (Legendre & Legendre, 2012).

Para comparar a riqueza entre as cinco áreas estudadas e avaliar a suficiência amostral de espécies nas áreas foi utilizada uma análise de rarefação individual, realizada no software PAST, versão 4.17, considerando-se intervalos de confiança de 95% para garantir a robustez da amostra.

3. Resultados

3.1 Florística e Estrutura

A amostragem florística realizada em cinco áreas resultou em um total de 1.018 indivíduos e 144 ± 7 espécies, pertencentes a 38 famílias. As famílias com maior número de espécies foram Fabaceae com 16, seguida por Arecaceae (seis), Moraceae, Euphorbiaceae e Lecythidaceae (quatro cada). Sete indivíduos permaneceram indeterminados, e dentre eles, apenas três permaneceram identificados ao nível de família. A riqueza específica variou de 15 a 86 espécies entre as áreas amostradas.

A área da Mata UNIR destacou-se com maior riqueza e diversidade, com 284 indivíduos pertencentes a 86 espécies e 30 famílias. As espécies *Eschweilera sp.*, *Mabea sp.*, *Helicostylis sp.*, *Pouteria sp.1* e *Pouteria caimito*, responderam por 29,9% do número total de indivíduos e por 26,3% dominância relativa. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi o maior entre as áreas, com um valor de $3,93 \text{ nats.ind}^{-1}$. A equitabilidade de Pielou (J') foi 0,882, o que indica uma distribuição mais equilibrada das espécies entre os indivíduos.

O Parque Natural apresentou a segunda maior riqueza de espécies, com 235 indivíduos pertencentes a 63 espécies e 25 famílias. As espécies *Hymenopus macrophyllus*, *Pouteria sp.2*, *Mabea sp.*, *Virola multinervia*, *Peltogyne excelsa*, foram as espécies que tiveram a maior densidade absoluta dentro da área totalizando 32,7% do número total de indivíduos e 25,8% dominância relativa. O índice de Shannon-Wiener (H') foi de $3,63 \text{ nats.ind}^{-1}$, e a equitabilidade de Pielou (J'), de 0,877, com uma distribuição relativamente equilibrada das espécies.

Na área do loteamento Viena, foram amostrados 186 indivíduos, pertencentes a 38 espécies e 21 famílias. As espécies que apresentaram maior densidade foram *Miconia cinnamomifolia*, *Casearia obliqua*, *Tachigali paniculata*, *Vismia guianensis* e *Sclerolobium paniculatum* com 64,1% da densidade absoluta total e 66,9% da dominância relativa. O índice de diversidade foi de 2,74 nats.ind⁻¹, e a equitabilidade de Pielou (J'), de 0,823, com diversidade moderada e uma distribuição razoavelmente equilibrada.

A área do Areia Branca amostrou 204 indivíduos, pertencentes a 33 espécies e 20 famílias. As espécies que apresentaram maior densidade absoluta foram *Vismia cayennensis*, *Tapirira guianensis*, *Miconia cinnamomifolia*, *Vismia brasiliensis* e *Tachigali* sp.1, que juntas totalizaram 69,6% dos indivíduos da área e apresentaram dominância relativa de 61% da área. O índice de Shannon-Wiener (H') foi de 2,63 nats.ind⁻¹, e a equitabilidade de Pielou (J'), de 0,745, revelando uma menor diversidade em relação às áreas mais ricas e uma distribuição menos diversificada das espécies.

A área da Prudente de Moraes foi menos rica e diversa, com 109 indivíduos pertencentes a 15 espécies e 10 famílias. As espécies com maior densidade absoluta foram *Spondias mombin*, *Cecropia peltada*, *Clitoria arborea*, *Ficus adhatodifolia* e *Syzygium cumini* que juntas equivaleram a 86,2% dos indivíduos amostrados na área e apresentaram dominância relativa de 89%. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi o menor entre as áreas estudadas, 1,79 nats.ind⁻¹, e a equitabilidade de Pielou (J'), de 0,663, apresentando uma baixa diversidade e uma distribuição pouco equilibrada das espécies.

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos para as 10 principais espécies das cinco áreas de vegetação ripária de igarapés urbanos e periurbanos em ordem decrescente de valor de importância em Porto Velho, Rondônia, 2023. DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; IVI: índice de valor de importância.

Área	Família	Espécie	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
Unir	Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> sp.	28	9,86	47,5	7,45	0,70	6,80	8,04
Unir	Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> sp.	23	8,10	50	7,84	0,38	3,70	6,55
Unir	Moraceae	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	16	5,63	37,5	5,88	0,41	3,98	5,17
Unir	Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.1	13	4,58	27,5	4,31	0,58	5,66	4,85
Unir	Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	5	1,76	12,5	1,96	0,63	6,13	3,29
Unir	Myristicaceae	<i>Virola mollissima</i> (Poepp. ex A.DC.) Warb.	11	3,87	25	3,92	0,20	1,97	3,25
Unir	Chrysobalanaceae	<i>Hymenopus macrophyllus</i> (Benth.) Sothers & Prance	8	2,82	17,5	2,75	0,40	3,94	3,17
Unir	Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.2	6	2,11	12,5	1,96	0,52	5,04	3,04
Unir	Lecythidaceae	<i>Couratari</i> sp.	4	1,41	10	1,57	0,53	5,16	2,71
Unir	Fabaceae	<i>Tachigali</i> sp.2	3	1,06	5	0,78	0,56	5,44	2,43
	Total		284	100	637,5	100	10,25	100	100
Parque Natural	Chrysobalanaceae	<i>Hymenopus macrophyllus</i> (Benth.) Sothers & Prance	23	9,79	57,5	9,87	0,90	8,51	9,39
Parque Natural	Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.2	18	7,66	45	7,73	0,47	4,44	6,61
Parque Natural	Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> sp.	15	6,38	37,5	6,44	0,28	2,69	5,17
Parque Natural	Myristicaceae	<i>Virola multinervia</i> Ducke	13	5,53	27,5	4,72	0,39	3,70	4,65
Parque Natural	Fabaceae	<i>Peltogyne excelsa</i> Ducke	8	3,40	20	3,43	0,69	6,49	4,44
Parque Natural	Lecythidaceae	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex	6	2,55	15	2,58	0,69	6,55	3,89

Parque Natural	Sapotaceae	A.Juss.) Müll.Arg.) <i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	3	1,28	7,5	1,29	0,93	8,84	3,80
Parque Natural	Areaceae	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	11	4,68	27,5	4,72	0,17	1,65	3,68
Parque Natural	Burseraceae	<i>Protium</i> sp.	10	4,26	25	4,29	0,21	2,02	3,52
Parque Natural	Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> sp.	9	3,83	22,5	3,86	0,20	1,93	3,21
	Total		235	100	582,5	100	10,56	100	100
Viena	Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	39	22,54	47,5	14,73	1,17	23,33	20,20
Viena	Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	41	23,70	72,5	22,48	0,63	12,58	19,59
Viena	Fabaceae	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	9	5,20	15	4,65	1,11	22,07	10,64
Viena	Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	13	7,51	30	9,30	0,14	2,88	6,57
Viena	Fabaceae	<i>Sclerobium paniculatum</i> Vogel	9	5,20	17,5	5,43	0,30	6,04	5,56
Viena	Areaceae	<i>Attalea butyracea</i> (Mutis ex L.f.) Wess.Boer	4	2,31	7,5	2,33	0,25	5,00	3,21
Viena	Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	5	2,89	12,5	3,88	0,04	0,88	2,55
Viena	Bursereaceae	<i>Trattinickia</i> sp.	2	1,16	5	1,55	0,24	4,81	2,51
Viena	Malvaceae	<i>Quararibea</i> sp.	4	2,31	7,5	2,33	0,09	1,71	2,12
Viena	Fabaceae	<i>Piptadenia</i> sp.	3	1,73	7,5	2,33	0,06	1,13	1,73
	Total		186	100	322,5	100	5,22	100	100
Areia Branca	Hypericaceae	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	47	23,04	47,5	16,10	0,68	14,29	17,81
Areia Branca	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	36	17,65	50	16,95	0,78	16,44	17,01
Areia Branca	Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	19	9,31	22,5	7,63	0,88	18,69	11,88
Areia Branca	Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	25	12,25	25	8,47	0,34	7,21	9,31
Areia Branca	Fabaceae	<i>Tachigali</i> sp.1	15	7,35	15	5,08	0,21	4,41	5,62
Areia Branca	Fabaceae	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms <i>Onychopetalum periquino</i> (Rusby) D.M.Johnson & N.A.Murray	4	1,96	10	3,39	0,37	7,78	4,38
Areia Branca	Annonaceae	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	5	2,45	12,5	4,24	0,08	1,59	2,76
Areia Branca	Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	4	1,96	10	3,39	0,10	2,09	2,48
Areia Branca	Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	4	1,96	7,5	2,54	0,10	2,07	2,19
	Total		204	100	295	100	4,73	100	100
Prudente de Morais	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	46	42,20	47,5	30,65	1,20	32,17	35,01
Prudente de Morais	Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i> L.	21	19,27	32,5	20,97	0,83	22,23	20,82

Prudente de Morais	Fabaceae	<i>Clitoria arborea</i> Benth.	18	16,51	30	19,35	0,46	12,28	16,05
Prudente de Morais	Moraceae	<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.	8	7,34	10	6,45	0,22	5,89	6,56
Prudente de Morais	Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	1	0,92	2,5	1,61	0,62	16,67	6,40
Prudente de Morais	Fabaceae	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	1	0,92	2,5	1,61	0,16	4,17	2,23
Prudente de Morais	Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	2	1,83	5	3,23	0,04	1,11	2,06
Prudente de Morais	Fabaceae	<i>Inga</i> sp.	2	1,83	5	3,23	0,04	1,01	2,02
Prudente de Morais	Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	2	1,83	5	3,23	0,02	0,65	1,90
Prudente de Morais	Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	2	1,83	2,5	1,61	0,04	0,94	1,46
Total			109	100	155	100	3,74	100	100

3.2 Análises de similaridade

A análise de similaridade das áreas amostradas revelou uma variação importante na composição florística entre elas. A Figura 2 demonstra o compartilhamento e a exclusividade de espécies. As áreas da Mata UNIR e Parque Natural são as que apresentaram o maior número de espécies em comum (25 espécies), seguidas pela mata UNIR e Areia Branca (5), Parque Natural e Viena (4) e Areia Branca e Viena (4). O número de espécies exclusivas também varia entre as áreas, sendo destacadas 33 espécies exclusivas na UNIR, 20 espécies na área do Parque Natural, 15 espécies na área de Viena, 10 na área do Areia Branca e da Prudente de Morais. Esses resultados demonstram um baixo grau de compartilhamento de espécies entre a maioria das áreas, mostrando uma elevada diversidade β entre elas. O índice de Jaccard reforçou essa baixa similaridade florística entre as áreas (Tabela 2).

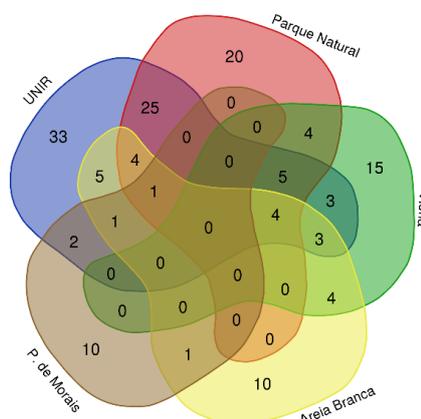


Figura 2. Diagrama de Venn para descrição de riqueza, compartilhamento e exclusividade de espécies entre florestas ripárias urbanas e periurbanas em Porto Velho, 2023.

Tabela 2. Valores do índice de similaridade de Jaccard para a flora arbórea entre cinco comunidades vegetais ripárias urbanas e periurbanas de Porto Velho, Rondônia, 2023.

	Areia Branca	Parque Natural	Prudente de Morais	Unir	Viena
Areia Branca	1	-	-	-	-
Parque Natural	0,075	1	-	-	-
Prudente de Morais	0,107	0	1	-	-
Unir	0,085	0,349	0	1	-
Viena	0,139	0,090	0	0,167	1

3.3 Análise Cluster

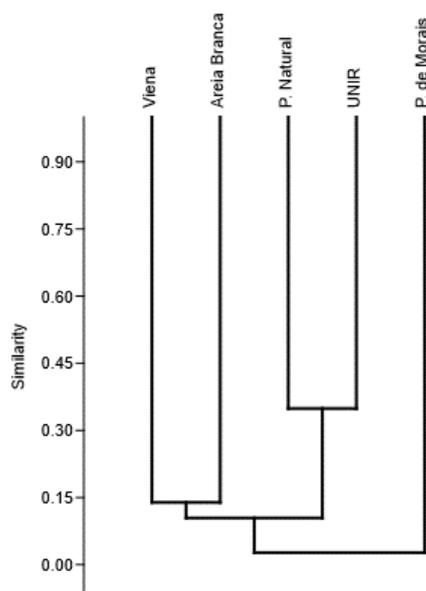


Figura 3. Dendrograma de similaridade (índice de Jaccard) resultante da análise de agrupamento por grupos pareados para cinco áreas de matas ripárias de igarapés urbanos e periurbanos de Porto Velho, 2023. Correlação cofenética = 0,927.

A análise de agrupamento (Cluster) resultou na formação de dois grupos florísticos. O dendrograma gerado pela análise de agrupamento UPGMA, com base na similaridade de composição de espécies, revela diferentes níveis de similaridade entre as áreas estudadas. No eixo de similaridade, observa-se que o Parque Natural e a UNIR são as áreas mais semelhantes, com uma similaridade de aproximadamente 0,45. O compartilhamento pode ser explicado pelas condições ambientais similares, mas também pode expressar o estado de melhor conservação observado nas duas áreas. Em seguida, a área do Areia Branca se agrupa com a área do Viena, mas com um menor nível de similaridade, aproximadamente 0,15. Essa área apresenta alguma semelhança com o agrupamento formado pela área do Parque Natural e a UNIR, porém com um valor de similaridade mais baixo, sugerindo que sua composição de espécies é relativamente distinta, embora ainda compartilhe algumas características com as áreas anteriormente mencionadas.

Por fim, a área de Prudente de Morais aparece como aquela com a composição mais distinta entre todas as áreas. Este fato pode ser explicado pelo elevado nível de degradação da área e presença de espécies exóticas. Essa análise indica três níveis de similaridade na composição de espécies entre as áreas: (1) Parque Natural e UNIR, como o grupo mais semelhante; (2) Areia Branca e Viena, com semelhanças intermediárias em relação ao grupo anterior; e (3) Prudente de Morais, que se destaca pela composição de espécies mais distinta. Esses resultados podem refletir uma heterogeneidade nas condições ambientais e ecológicas entre as áreas, influenciando a distribuição e diversidade das espécies, mas também expressam a degradação demonstrada para algumas áreas.

3.4 Análise de rarefação

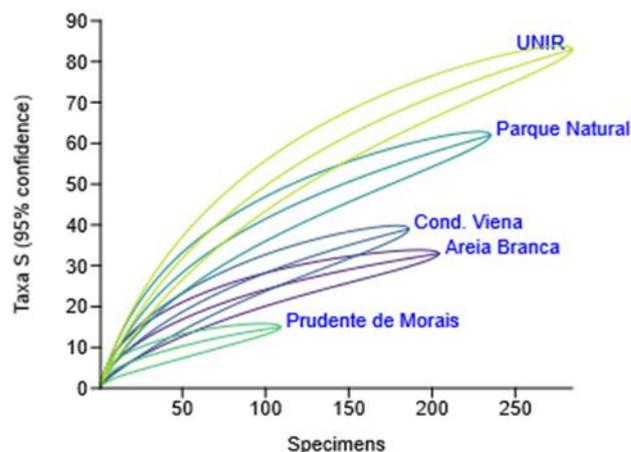


Figura 4. Curvas de suficiência amostral (taxa S com 95% de confiança) em função do número de espécimes amostrados em cinco áreas de florestas ripárias localizadas em zonas urbanas e periurbanas de Porto Velho, Rondônia, 2023.

A curva de rarefação revelou diferenças na riqueza de espécies entre os locais amostrados (Figura 4). As curvas indicam que as áreas da UNIR e Parque Natural tiveram as maiores riquezas de espécies, enquanto Prudente de Morais e Areia Branca tiveram as menores riquezas, como evidenciado pelo número de espécies acumuladas em função do número de indivíduos amostrados. As curvas de acumulação de UNIR e Parque Natural apresentam uma taxa de saturação mais elevada, indicando que esses locais podem conter uma maior biodiversidade.

Os intervalos de confiança (95%) das curvas de acumulação apresentam alguma sobreposição, o que indique que para certos intervalos de amostragem, os locais podem ter estimativas de riqueza de espécies semelhantes. No entanto, ao avaliar a diferença nas medianas de riqueza de espécies entre os locais, o teste de Kruskal-Wallis revelou uma diferença estatisticamente significativa ($H = 52,11$; H corrigida para empates = $81,77$; $p < 7,36E-14$ ou $7,36 \times 10^{-14}$).

Essa diferença estatisticamente significativa sugere que a variação na riqueza de espécies entre os locais não se deve ao acaso. Assim, os locais amostrados possuem características ecológicas ou ambientais, que influenciam diretamente a riqueza de espécies. A sobreposição dos intervalos de confiança para alguns locais não invalida o resultado do teste de Kruskal-Wallis, pois esta considera a variação global entre as medianas dos grupos, captando diferenças que podem não ser imediatamente visíveis apenas pela inspeção visual das curvas.

Esses resultados ressaltam a importância de locais como UNIR e Parque Natural na conservação da biodiversidade, dado o alto número de espécies observadas. Por outro lado, locais com menor riqueza de espécies, como Prudente de Morais e Areia Branca, podem exigir abordagens de manejo diferenciadas, dependendo de seus contextos ecológicos e objetivos de conservação.

4. Discussão

Os resultados revelam condições distintas de conservação entre as áreas amostradas, com fortes variações na diversidade, na composição florística e na estrutura das comunidades vegetais. Essas diferenças são particularmente relevantes em áreas onde a influência urbana e periurbana é intensa, o que tem sido um tema amplamente abordado em trabalhos recentes sobre conservação e restauração de ecossistemas urbanos na Amazônia (Amaral *et al.*, 2012; Borges Dutra *et al.*, 2022; Castello *et al.*, 2013; Pennington *et al.*, 2010).

A mata da UNIR e o Parque Natural, ambos em áreas periurbanas, apresentaram os maiores índices de diversidade ($H' = 3,93$ e $H' = 3,63$, respectivamente) e equitabilidade ($J' =$

0,882 e $J' = 0,877$, respectivamente), proporcionando uma estrutura equilibrada de distribuição de espécies e uma cobertura arbórea densa. A conservação dessas áreas é essencial para a manutenção dos processos ecológicos locais. A resistência e a resiliência ecológicas dessas áreas estão associadas à sua complexidade estrutural e à ausência de exploração recente, o que se alinha com a importância que De Paula et. al (2022) atribuem a essas áreas para a sustentabilidade e estabilidade ecológica dos ecossistemas urbanos da Amazônia.

A área Prudente de Morais, situada em uma zona urbana intensamente antropizada, apresentou uma baixa diversidade ($H' = 1,79$) e equitabilidade ($J' = 0,663$), além de uma elevada concentração de algumas espécies dominantes como *Spondias mombin* e *Cecropia peltata*. Esse perfil de baixa diversidade e alta concentração em poucas espécies indica um estado de manipulação significativo, frequentemente associado à fragmentação e à presença de espécies exóticas, um quadro semelhante ao observado por Biz et al. (2015), que discutem o impacto da urbanização na fragmentação e perda de qualidade ambiental em ecossistemas ribeirinhos. Essas características destacam a necessidade de intervenções de restauração em áreas como Prudente de Morais, onde práticas sustentáveis podem reduzir os efeitos negativos da manipulação.

A conservação da Mata UNIR e do Parque Natural é fundamental para garantir a manutenção da biodiversidade regional e a continuidade dos serviços ecossistêmicos, como suporte à fauna local e à regulação de microclimas. Estudo recente de Chaves et al. (2013) apontam que áreas preservadas são cruciais para a preservação da biodiversidade em contextos de forte impacto antrópico, pois servem de refúgio para espécies endêmicas e raras, além de serem essenciais para estudos futuros e para estratégias de recuperação de áreas adjacentes degradadas. Esses fragmentos fornecem uma base para identificar e entender os processos ecológicos em florestas amazônicas urbanas e periurbanas e evidenciam a necessidade de planos de conservação e monitoramento contínuo.

A predominância de espécies pioneiras adaptadas a ambientes perturbados em áreas como o Loteamento Viena (ex., *Miconia cinnamomifolia* e *Casearia obliqua*) reflete a influência de sucessão ecológica inicial, geralmente causada por fragmentação, ocupação desordenada e expansão urbana. Esse padrão de sucessão é característico de áreas próximas às bordas florestais ou fragmentos urbanos e foi amplamente descrito em estudos que exploram os efeitos da urbanização sobre a composição (Laurance et al., 2011). Esses fragmentos possibilitam a implementação de práticas de conservação que minimizam a manipulação contínua e favorecem a restauração.

A manutenção e a recuperação de fragmentos em zonas urbanas são essenciais para aumentar a resiliência das cidades frente aos efeitos não desejados da expansão urbana, conforme definido por Lepczyk et al. (2017), que abordam estratégias para a integração entre a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento urbano sustentável em cidades brasileiras. Nessas áreas, uma gestão integrada com práticas de recuperação de habitats e controle de espécies invasoras pode ajudar a reverter o impacto da urbanização sobre uma vegetação nativa.

Os resultados deste estudo reforçam a importância de desenvolver estratégias para o manejo de cada área, respeitando suas condições atuais e o nível de manipulação. Na Mata UNIR e no Parque Natural, por exemplo, as estratégias devem focar na manutenção das condições de conservação atuais, evitando pressões antrópicas adicionais e assegurando a proteção dos recursos naturais. Em áreas como a Prudente de Morais, onde a manipulação é intensa, recomenda-se a implementação de práticas de restauração ecológica, com foco na utilização de espécies nativas que favoreçam a sucessão ecológica e restaurem as funções ecológicas afetadas. Esse manejo diferenciado atende às recomendações de Brancalion e Holl (2020), que destacam a importância de ações de recuperação ecológica em

áreas urbanas para garantir a resiliência dos ecossistemas e a qualidade de vida nas cidades amazônicas.

5. Conclusão

O estudo florístico revelou impactos significativos nas áreas onde ocorre maior influência da urbanização. Naqueles espaços podemos destacar a superabundância de algumas espécies, como vem ocorrendo na área da Prudente de Moraes, com um prejuízo claro à ocorrência das demais espécies. Nas áreas melhor conservadas, como as áreas do Parque Natural e do Campus UNIR, se destacam a elevada riqueza e diversidade. A condição de melhor conservação torna estas áreas importantes para a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

A implementação de um manejo adequado às características de cada área é essencial para mitigar os impactos da urbanização, promovendo a restauração de fragmentos degradados e a proteção de áreas mais bem conservadas.

Financiamento: Esta pesquisa foi financiada pelo projeto Suig - PVH.

Agradecimentos: A Propesq-UNIR, pela concessão da bolsa Pibic. Em seguida, ao apoio de todos os colaboradores, desde o corpo técnico aos estagiários do Herbário Rondoniense João Geraldo Kuhlmann, que se disponibilizaram a realizar o levantamento das áreas.

Conflitos de interesse: Os autores declaram não haver conflito de interesses.

Referências bibliográficas

- Amaral, D., Vieira, I., Salomão, R., Almeida, S., & Jardim, M. (2012). The status of conservation of urban forests in eastern Amazonia. *Brazilian Journal of Biology*, 72(2), 257–265. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000200005>
- An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. (2016). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1–20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- Bardou, P., Mariette, J., Escudie, F., Djemiel, C., & Klopp, C. (2014). jvenn: an interactive Venn diagram viewer. *BMC Bioinformatics*, 15(1), 293. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-15-293>
- Biz, S., De Carvalho Maria, T. R. B., Mota, C. J., Favaro, J. F., Brun, F. G. K., & Brun, E. J. (2015). Levantamento florístico da mata ciliar urbana do córrego água turva em dois vizinhos-pr. *Revista Da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 10(2), 14. <https://doi.org/10.5380/revsbau.v10i2.63139>
- Borges Dutra, V. A., Tavares, P. A., Meiguins de Lima, A. M., & Campos Ribeiro, H. M. (2022). Anthropogenic environmental pressures in urban conservation units: a case study in Belém, Brazilian eastern Amazon. *International Journal of Hydrology*, 6(3), 131–139. <https://doi.org/10.15406/ijh.2022.06.00313>
- Brancalion, P. H. S., & Holl, K. D. (2020). Guidance for successful tree planting initiatives. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2349–2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13725>
- Castello, L., & Macedo, M. N. (2016). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22(3), 990–1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>
- Castello, L., McGrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., Macedo, M. N., Renó, V. F., & Arantes, C. C. (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 6(4), 217–229. <https://doi.org/10.1111/conl.12008>
- Causton, D. R. (2012). An introduction to vegetation analysis: principles, practice and interpretation. Springer Science & Business Media.

- Chaves, A. D. C. G., de Sousa Santos, R. M., dos Santos, J. O., de Albuquerque Fernandes, A., & Maracajá, P. B. (2013). A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. *Agropecuária Científica no Semiárido*, 9(2), 43-48.
- de Paula, F. R., Ruschel, A. R., Felizzola, J. F., Frauendorf, T. C., de Barros Ferraz, S. F., & Richardson, J. S. (2022). Seizing resilience windows to foster passive recovery in the forest-water interface in Amazonian lands. *Science of The Total Environment*, 828, 154425. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154425>
- Felfili, Jeanine Maria *et al.* Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Viçosa: UFV, v. 1, p. 556, 2011.
- Fidalgo, O., Bonini, V. L. R. (1989). Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. São Paulo: Instituto de Botânica.
- Finer, M., & Jenkins, C. N. (2012). Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. *PLoS ONE*, 7(4), e35126. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035126>
- Flora e Funga do Brasil (em construção). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobra-sil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 22 nov. 2024
- Hammer, Ø., & Harper, D. A. (2001). Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 1.
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Luizão, R. C. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M., Stouffer, P. C., Bruce Williamson, G., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H. L., Van Houtan, K. S., Zartman, C. E., Boyle, S. A., Didham, R. K., Andrade, A., & Lovejoy, T. E. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144(1), 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>
- Legendre, P., Legendre, L. (2012). *Ecological resemblance* (pp. 265–335). <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50007-1>
- Lepczyk, C. A., Aronson, M. F. J., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., & MacIvor, J. S. (2017). Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience*, 67(9), 799–807. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>
- Malek, S. S., Patel, M. H., Rathod, K. R., Jha, S. K., Desai, B. S., & Tandel, M. B. (2024). Phyto-sociological changes in the Goima Forest, Gujarat due to human disturbances and their implications for conservation. *Journal of Environmental Biology*, 45(5), 565–575. <https://doi.org/10.22438/jeb/45/5/MRN-5270>
- Moro, M.F.; Martins, F. R. (2011). Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo. In: Felfili, J. M.; Eisenlohr, P. V.; Melo, M. M. R. F.; Andrade, L. A.; Neto, J. A. A. M. Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos. Viçosa: UFV. 174-208 p. v. 1.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Wiley & Sons, 547 p.
- Naiman, R. J., Décamps, H., McClain, M. E., & Likens, G. E. (2005). Catchments and the Physical Template. In *Riparia* (pp. 19–48). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012663315-3/50003-4>
- Pennington, D. N., Hansel, J. R., & Gorchoy, D. L. (2010). Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation*, 143(1), 182–194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.002>
- Rodrigues, R. R., & Gandolfi, S. (2000). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. Matas ciliares: conservação e recuperação. Rodrigues, R. R., & Nave, A. G. (2000). Heterogeneidade florística das matas ciliares. Matas ciliares: conservação e recuperação.