



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS- ECOLOGIA E
BIODIVERSIDADE**

**ESTRUTURA E DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE ÁRVORES E LIANAS
EM PARCELAS PERMANENTES DO *PARQUE NACIONAL IGUAZÚ*, ARGENTINA**

JENNIFER VIVIANA PINILLA CAICEDO

Foz do Iguaçu
2025

**ESTRUTURA E DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE ÁRVORES E LIANAS EM
PARCELAS PERMANENTES DO *PARQUE NACIONAL IGUAZÚ*, ARGENTINA**

JENNIFER VIVIANA PINILLA CAICEDO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas, ecologia e biodiversidade.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Alice Aguiar Eleuterio

Coorientadora: Profa. Dra. Mariana Villagra

Foz do Iguaçu
2025

JENNIFER VIVIANA PINILLA CAICEDO

**ESTRUTURA E DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE ÁRVORES E LIANAS EM
PARCELAS PERMANENTES DO *PARQUE NACIONAL IGUAZÚ*, ARGENTINA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas, ecologia e biodiversidade.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Profa. Dra. Ana Alice Aguiar Eleuterio
UNILA

Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres
UNILA

Profa. Dra. Giovana Secretti Vendruscolo
UNILA

Foz do Iguaçu, ___ de ___ de 2025.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, por me apoiarem desde o início deste sonho, que por um momento parecia impossível, de estudar no Brasil. Especialmente à minha mãe Maria Inés e ao meu irmão Andrés, por me enviarem muito amor e forças sempre que precisei.

Aos meus amigos, essa família que está sendo construída ao longo da vida, minha gratidão imensa. A Laura, Lалу, por ser o meu grande amor, minha irmã, minha melhor amiga, por estar sempre comigo *como las estrellas*, por me apoiar, escutar e amar-me incondicionalmente. À Daniela que me falou da UNILA e me incentivou quando decidi tentar ingressar, obrigada por me enviar estudar longe. Ao Nicolas, por tua amizade repleta de aprendizados, música e lembranças divertidas, por me conectar com pessoas incríveis e por ser dos meus melhores amigos. Ao Julian, Julix por me acompanhar ao longo desses anos de experiências Unileiras e por todas as comidinhas Colombianas compartilhadas, alimentando o corpo e a alma. Ao David, quem me ensinou mais do que ele, ou até eu mesma, poderia imaginar.

Ao grupo de estudos, Leticia, Paola, Raquel, Eduardo e Lauren, pela sua amizade e companhia não só nos desafios acadêmicos, mas também nas fofocas, reclamações, risadas e choros, nos momentos de alegrias e de aflição ao longo destes anos de graduação. Vocês tornaram esta caminhada mais leve e colorida. Ao Edu e à Lauren, por compartilhar comigo esta reta final, pelos encontros de muito café, TCC e correções, para que nem a cabeça nem a esperança se perdessem.

Ao Cristian, por decidir compartilhar este momento das nossas vidas, por me acompanhar nesta etapa com paciência e amor, e me apoiar firme quando mais o precisei.

Aos meus professores por ensinarem da biologia, muito além da sala de aula, especialmente ao Cleto, Laura, Michel, Nuno, Alexandre. À professora Ana, por aceitar me orientar neste trabalho, e à Mariana, por se juntar a nós nesta jornada. Ao professor Cleto e à professora Giovana, por gentilmente aceitarem compor a banca avaliadora.

À equipe de Educação ambiental do CEAI, a Roseli, Mirelle, Aolani, Julia e Soeli, pelas aprendizagens, bolinhos e cafés compartilhados.

A todas as pessoas maravilhosas que conheci na Ecoescola 2025, mesmo em pouco tempo de convivência, me encheram de energia e inspiração para seguir nesta jornada acadêmica.

Agradeço ao céu, aos deuses, a meus guias, aos astros, à natureza, à vida, ao universo, por me permitirem estar aqui, por me guiar. A mim mesma, por não desistir.

Agradeço à Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA) pelo apoio concedido ao longo da graduação e, especialmente, para a realização deste TCC.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi familia por apoyarme desde el inicio de este sueño, que por un momento parecía imposible, de estudiar en Brasil. Especialmente a mi madre Maria Inés y a mi hermano Andrés, por enviarme mucho amor y fueras siempre que lo necesite.

A mis amigos, esa familia que está siendo construida a lo largo de esta vida, mi inmensa gratitud. A Laura, mi Lulu, por ser mi gran amor, mi hermana, mi mejor amiga, por estar siempre conmigo como las estrellas, por apoyarme, escucharme y amarme incondicionalmente. A Daniela que me hablo de la UNILA y me incentivo cuando decido intentar ingresar, gracias por enviarme a estudiar lejos. A Nicolas, por tu amistad llena de aprendizajes, música y recuerdos divertidos, gracias por conectarme con personas increíbles e por ser de mis mejores amigos. A Julian, Julix por acompañarme en estos años de experiencias Unileras y por todas las comiditas Colombianas compartidas, alimentando el cuerpo y el alma. A David, que me enseñó más de lo que él, o yo misma, podía imaginar.

Al grupo de estudios, Leticia, Paola, Raquel, Eduardo y Lauren, por su amistad y compañía no solo en los desafíos académicos, sino también en los chismecitos, reclamos, risas y llantos, en los momentos de alegrías y angustias a lo largo de estos años. Ustedes hicieron que esta caminata fuese más liviana y colorida. A Edu y a Lauren, gracias por compartir conmigo esta recta final, con mucho café, TCC y correcciones, fue imprescindible su compañía para que no perder la cabeza ni la esperanza.

A Cristian, por decidir compartir este momento de nuestras vidas, por acompañarme en esta etapa con paciencia y amor, y por brindarme ese soporte firme cuando más lo necesite.

A mis profesores por enseñarme de biología, mucho más allá de la sala de aulas, especialmente a Cleto, Laura, Michel, Nuno y Alexandre. A la profesora Ana, por aceptar ser mi orientadora en este trabajo, y a Mariana, por unirse en esta jornada. Al profesor Cleto y a la profesora Giovana, por gentilmente aceptar ser mi banca evaluadora.

Al equipo de Educación Ambiental del CEAI, Roseli, Mirelle, Aolani, Julia y Soeli, por los aprendizajes, ponquecitos y cafés compartidos.

A todas las personas maravillosas que conocí en la Ecoescuela 2025, incluso con poco tiempo de convivencia, me llenaron de energía e inspiración para seguir en este camino académico.

Agradezco al cielo, los dioses, a mis guías, a los astros, a la naturaleza, a la vida, al universo, a las montañas, por permitirme estar aquí, por guiarme. A mí misma, por no desistir.

Agradezco a la Universidad Federal de la Integración Latinoamericana (UNILA) por el apoyo financiero durante la graduación y para la realización de este TCC.

CAICEDO, Jennifer Viviana Pinilla. Estrutura e diversidade das comunidades de árvores e lianas em parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. 69 páginas. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas - Ecologia e Biodiversidade. Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguazu, Paraná, 2025.

RESUMO

A Floresta Estacional Semidecidual, assim como outras florestas da Mata Atlântica, foi modificada devido a distúrbios de origem antrópica, como fragmentação e exploração madeireira, resultando em mudanças na composição, estrutura e funcionamento das comunidades vegetais. Este estudo foi realizado no *Parque Nacional Iguazú* (PNI), localizado na província de Misiones, Argentina, uma Unidade de Conservação de alta relevância para a biodiversidade e para a conservação de espécies ameaçadas. A dinâmica e a estrutura florestais do PNI apresentam um histórico de perturbações, especificamente exploração seletiva de madeira até 1927. Os distúrbios afetam de forma diferenciada as espécies vegetais, dependendo do ciclo de vida e das estratégias adaptativas. Em florestas perturbadas, lianas apresentam vantagens competitivas, sendo naturalmente abundantes e diversas em ambientes tropicais. Este trabalho teve como objetivo descrever a estrutura, composição e diversidade das comunidades de árvores e lianas em seis parcelas permanentes do PNI com diferentes históricos de distúrbio. Todas as árvores e palmeiras com diâmetro altura do peito maior de 10 cm foram marcadas e identificadas. As lianas foram amostradas com base nos caules com diâmetro maior de 2,5 cm, medido a 1,30 m do ponto de enraizamento. A estrutura da comunidade foi avaliada por meio dos parâmetros fitossociológicos. A diversidade foi analisada com os números de Hill, utilizando cobertura amostral, e a diversidade beta foi avaliada com dendrogramas baseados na distância de Bray-Curtis. Ao todo, foram registrados 2075 indivíduos, sendo 758 árvores e 1317 lianas. Se identificaram 80 espécies de árvores (29 famílias) e 53 espécies de lianas (16 famílias). Entre as árvores, Fabaceae foi a família mais rica (15 espécies), seguida por Myrtaceae e Rutaceae. *Euterpe edulis* destacou-se como a espécie mais abundante e com maior IVI. Entre as lianas, Bignoniaceae foi a família com maior riqueza (16 espécies), seguida por Fabaceae e Apocynaceae, sendo *Pisonia aculeata* a espécie mais abundante e com maior IVI. No geral, as árvores apresentaram maiores índices de diversidade em comparação às lianas. A análise de similaridade entre parcelas revelou padrões distintos de agrupamento para cada grupo, ressaltando a importância de considerar árvores e lianas de forma integrada em estudos ecológicos, a fim de compreender com maior profundidade os padrões de estrutura e composição das comunidades vegetais. Os resultados também indicam que as parcelas estudadas apresentam características estruturais compatíveis com formações secundárias tardias e de florestas primárias, sugerindo que, apesar dos distúrbios passados, os processos de regeneração natural, aliados à proteção do Parque como Unidade de Conservação, têm favorecido a manutenção da diversidade e da integridade estrutural da floresta.

Palavras-chave: Bray Curtis; distúrbio; fitossociologia; Floresta Estacional Semidecidual; números de Hill

RESUMEN

El Bosque Estacional Semidecíduo, al igual que otros bosques de la Mata Atlántica, ha sido modificado debido a disturbios de origen antrópico, como la fragmentación y la explotación maderera, lo que ha resultado en cambios en la composición, estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales. Este estudio fue realizado en el Parque Nacional Iguazú (PNI), ubicado en la provincia de Misiones, Argentina, una Unidad de Conservación de alta relevancia para la biodiversidad y para la conservación de especies amenazadas. La dinámica y estructura forestal del PNI presentan un historial de perturbaciones, en particular la explotación selectiva de madera hasta el año 1927. Los disturbios afectan de manera diferenciada a las especies vegetales, dependiendo del ciclo de vida y de las estrategias adaptativas. En bosques perturbados, las lianas presentan ventajas competitivas, siendo naturalmente abundantes y diversas en ambientes tropicales. Este trabajo tuvo como objetivo describir la estructura, composición y diversidad de las comunidades de árboles y lianas en seis parcelas permanentes del PNI con distintos historiales de disturbio. Todos los árboles y palmeras con diámetro a la altura del pecho superior a 10 cm fueron marcados e identificados. Las lianas fueron muestreadas en base a tallos con diámetro superior a 2,5 cm, medido a 1,30 m desde el punto de enraizamiento. La estructura de la comunidad fue evaluada mediante parámetros fitosociológicos. La diversidad fue analizada utilizando los números de Hill con base en la cobertura muestral, y la diversidad beta fue evaluada mediante dendrogramas basados en la distancia de Bray-Curtis. En total, se registraron 2.075 individuos, siendo 758 árboles y 1.317 lianas. Se identificaron 80 especies de árboles (pertenecientes a 29 familias) y 53 especies de lianas (16 familias). Entre los árboles, Fabaceae fue la familia más rica (15 especies), seguida por Myrtaceae y Rutaceae. *Euterpe edulis* se destacó como la especie más abundante y con mayor IVI. Entre las lianas, Bignoniaceae fue la familia con mayor riqueza (16 especies), seguida por Fabaceae y Apocynaceae, siendo *Pisonia aculeata* la especie más abundante y con mayor IVI. En general, los árboles presentaron índices de diversidad mayores en comparación con las lianas. El análisis de similitud entre parcelas reveló patrones de agrupamiento distintos para cada grupo, destacando la importancia de considerar árboles y lianas de forma integrada en estudios ecológicos, con el fin de comprender más profundamente los patrones de estructura y composición de las comunidades vegetales. Los resultados también indican que las parcelas estudiadas presentan características estructurales compatibles con formaciones secundarias tardías y bosques primarios, lo que sugiere que, a pesar de los disturbios pasados, los procesos de regeneración natural, junto con la protección del Parque como Unidad de Conservación, han favorecido el mantenimiento de la diversidad y de la integridad estructural del bosque.

Palabras clave: Bray-Curtis; disturbio; fitosociología; Bosque Estacional Semidecíduo; números de Hill

ABSTRACT

The Seasonal Semideciduous Forest, like other Atlantic Forest formations, has been modified due to anthropogenic disturbances such as fragmentation and logging, resulting in changes in the composition, structure, and functioning of plant communities. This study was conducted in the Iguazú National Park (INP), located in the province of Misiones, Argentina, a Conservation Unit of high relevance for biodiversity and for the protection of threatened species. The forest dynamics and structure of the INP show a history of disturbances, specifically selective logging until 1927. Disturbances affect plant species in different ways, depending on their life cycles and adaptive strategies. In disturbed forests, lianas exhibit competitive advantages, being naturally abundant and diverse in tropical environments. This study aimed to describe the structure, composition, and diversity of tree and liana communities in six permanent plots within the INP, each with a distinct history of disturbance. All trees and palms with a diameter at breast height greater than 10 cm were tagged and identified. Lianas were sampled based on stems with a diameter greater than 2.5 cm, measured at 1.30 m from the rooting point. Community structure was evaluated using phytosociological parameters. Diversity was analyzed using Hill numbers based on sample coverage, and beta diversity was assessed through dendrograms based on Bray–Curtis distance. In total, 2,075 individuals were recorded, including 758 trees and 1,317 lianas. A total of 80 tree species (29 families) and 53 liana species (16 families) were identified. Among trees, Fabaceae was the richest family (15 species), followed by Myrtaceae and Rutaceae. *Euterpe edulis* stood out as the most abundant species with the highest IVI. Among lianas, Bignoniaceae was the most diverse family (16 species), followed by Fabaceae and Apocynaceae, with *Pisonia aculeata* being the most abundant species and the one with the highest IVI. Overall, trees showed higher diversity indices compared to lianas. The similarity analysis among plots revealed distinct clustering patterns for each group, highlighting the importance of considering trees and lianas jointly in ecological studies, in order to better understand patterns of structure and composition in plant communities. The results also indicate that the studied plots present structural characteristics compatible with late secondary and primary forests, suggesting that despite past disturbances, natural regeneration processes, together with the park's status as a Conservation Unit, have contributed to the maintenance of biodiversity and structural integrity of the forest.

Key words: Bray-Curtis; disturbance; phytosociology; Seasonal Semideciduous Forest; Hill numbers

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 MÉTODOS	16
2.1 ÁREA DE ESTUDO	16
2.2 COLETA DE DADOS.....	17
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	19
3 RESULTADOS	23
3 DISCUSSÃO	39
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	45
REFERÊNCIAS.....	46
APÊNDICES	54
APÊNDICE A – LISTA DE ESPÉCIES DA COMUNIDADE DE ÁRVORES.....	55
APÊNDICE B– LISTA DE ESPÉCIES DA COMUNIDADE DE LIANAS	59
APÊNDICE C – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES DE ÁRVORES.....	62
APÊNDICE D – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES DE LIANAS.	65
APÊNDICE E – RIQUEZA ESTIMADA	67
APÊNDICE F– DIVERSIDADE	68
APÊNDICE G – MATRIZ DE SIMILARIDADE.....	71

1 INTRODUÇÃO

Um distúrbio é qualquer evento relativamente discreto no tempo que causa perturbações na estrutura de ecossistemas, comunidades ou populações, modificando a disponibilidade de recursos, o substrato ou o ambiente físico (WHITE; PICKETT, 1985). Também é definido como uma força física, agente ou processo, biótico ou abiótico (BEEVERM et al., 2019), caracterizado com base em sua intensidade, frequência e extensão, que remove indivíduos de uma população, criando oportunidades para novos indivíduos se estabelecerem, sendo então uma fonte de heterogeneidade espacial e temporal (SOUSA, 1984).

Distúrbios antrópicos como a degradação, a fragmentação, e a exploração madeireira, causam grandes impactos na biodiversidade, assim como efeitos na estrutura, composição e funcionamento das florestas tropicais (PUTZ et al., 2000). A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais historicamente mais afetadas por distúrbios antrópicos como o desmatamento para expansão agrícola, pastagens e extração de madeira (FONSECA, 1985). Restam apenas 12-16% de sua área original de cobertura florestal nativa (RIBEIRO et al., 2009), e somente 1% do seu território original está protegido em reservas, com o restante degradado ou fragmentado (LAURANCE, 2009). Este bioma é um *hotspot* de biodiversidade global (MYERS et al., 2000).

Localizada no sudeste da Mata Atlântica, a Ecorregião Florestas do Alto Paraná, também conhecida como *Selva Paranaense* (CABRERA, 1976), destaca-se por possuir os maiores blocos contínuos de floresta estacional semidecidual (FES), uma das fisionomias florestais que compõem o bioma (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003). Nessa ecorregião se encontra o *Parque Nacional Iguazú* (PNI), onde este estudo foi realizado. Essa Unidade de Conservação, localizada na província Misiones, Argentina, constitui uma área de grande importância para conservação da biodiversidade da *Selva Paranaense*, assim como para a proteção de espécies com alto grau de ameaça e os recursos hídricos (SCHIAFFINO; ALMIRÓN; CHEDIACK, 2003). A dinâmica e a estrutura florestais do PNI estão determinadas pela formação de clareiras, as condições edáficas e a exploração seletiva de madeira que aconteceu até 1927 (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003).

A exploração seletiva de madeira consiste na extração de árvores de grande porte e valor comercial em ciclos de corte de tempos variados (ASNER et al., 2009; PEREIRA et al., 2002). Esse tipo de distúrbio antrópico provoca impactos ecológicos que estão diretamente relacionados à intensidade da extração madeireira (volume de madeira extraída por hectare), e abrange tanto os danos imediatos à floresta, como alterações no dossel, quanto as

respostas ecológicas a longo prazo, incluindo mudanças na estrutura e dinâmica das comunidades florestais e na produtividade (HUANG et al., 2020; PEREIRA et al., 2002).

Além disso, distúrbios afetam espécies florestais de formas distintas, dependendo do ciclo de vida e das estratégias adaptativas, o que diversifica a intensidade da resposta evolutiva ao distúrbio encontrada em uma comunidade (LYTLE, 2001). Em florestas perturbadas, as lianas apresentam uma vantagem de crescimento, podendo atingir um pico de abundância e diversidade após uma perturbação (SCHNITZER, 2018). Em alguns casos, podem tornar-se hiperabundantes (LAURANCE et al., 2001), comprometendo a regeneração natural das espécies arbóreas (JORDÃO, 2009). Em matas secundárias, apresentam uma proliferação facilitada, o que também compromete as espécies arvores, podendo influenciar negativamente no recrutamento, desenvolvimento e sobrevivência das mesmas (SCHNITZER, 2018).

Lianas são trepadeiras lenhosas que iniciam seu desenvolvimento como plântulas terrestres, mas que dependem de outras plantas como suporte para crescer em altura e alcançar o dossel (PUTZ, 1984). Em condições naturais, as lianas constituem um importante componente estrutural, com elevada riqueza de espécies (UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004), são naturalmente abundantes e diversas em florestas tropicais, onde comumente constituem aproximadamente 25% da riqueza de espécies vegetais (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Porém, sua composição florística e sua distribuição espacial depende do grau de interação com o estrato arbóreo (JARDIM; SERRÃO; NEMER, 2007)

A intensa competição entre árvores e lianas pode ter efeitos abrangentes nas comunidades florestais, o aumento da abundância de lianas tem repercussões diretas sobre a composição, diversidade e funcionamento florestal (SCHNITZER, 2015). Lianas podem prejudicar as árvores que as sustentam, podendo aumentar a probabilidade de queda da árvore hospedeira (PUTZ, 1982), e diminuir a velocidade do crescimento do caule da árvore de suporte em diâmetro e altura (PUTZ, 1984). A maioria das árvores presentes em florestas tropicais e subtropicais é colonizada por lianas (CAMPANELLO, 2012). Grande parte da *Selva Misionera* apresenta áreas com alta abundância de lianas, e bambus, que colonizam clareiras e inibem a regeneração natural das árvores nativas (CAMPANELLO, 2004; CAMPANELLO et al., 2009).

Embora a importância das lianas nos ecossistemas tropicais seja amplamente reconhecida, historicamente, elas receberam menos atenção em estudos de ecologia florestal quando comparadas a outros componentes da vegetação (GENTRY, 1992; SCHNITZER; BONGERS, 2002). O interesse por pesquisas sobre biologia e ecologia de trepadeiras tem aumentado em todo o mundo a partir dos trabalhos de Putz (1984) e Putz e Mooney (1991), os quais sinalam que as trepadeiras são parte integral da comunidade e dinâmica florestal. Além

disso, têm sido publicados protocolos de coleta e amostragem de lianas, visando padronizar metodologias, facilitar comparações entre estudos e ampliar o conhecimento sobre esse grupo funcional (GERWING et al., 2006; SCHNITZER; DEWALT; CHAVE, 2006). Estes trabalhos também contribuem para a inclusão das lianas em pesquisas ecológicas, fortalecendo sua representatividade nos estudos sobre comunidades vegetais.

Para compreender melhor as interações entre árvores e lianas, é necessário recorrer a métodos quantitativos que permitam analisar a estrutura das comunidades vegetais. Nesse contexto, a fitossociologia destaca-se como uma das abordagens mais utilizadas dentro da ecologia vegetal para análise da comunidade arbórea, tendo como principal objetivo caracterizar, classificar e investigar as relações entre os componentes da comunidade vegetal (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998). Estudos fitossociológicos representam uma importante ferramenta para compreender a composição das comunidades vegetais e a relação destas comunidades com o ambiente no qual estão inseridas (EISENLOHR et al., 2011).

Na Mata Atlântica, inventários florísticos e estudos fitossociológicos recentes sobre plantas trepadeiras têm sido essenciais para a identificação dos padrões de distribuição e abundância (REZENDE; WEISER, 2014). Levantamentos florísticos na FES também têm contribuído para ampliação do conhecimento sobre as lianas, alguns destes estudos realizados no Brasil, destacam Bignoniaceae, Sapindaceae, Fabaceae, Malpighiaceae e Apocynaceae como as famílias com maior riqueza específica (REZENDE, 1997; REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007; TIBIRIÇÁ; COELHO; DE MOURA, 2006; UDULUTSCH et al., 2010). Ao norte da província de Misiones, as famílias Bignoniaceae e Fabaceae apresentam a maior abundância de lianas, sendo comuns as espécies dos gêneros *Adenocalymna*, *Fridericia* e *Senegalia* (CAMPANELLO et al., 2007a). Estas famílias também são encontradas no estudo fitossociológico da comunidade de lianas fragmento florestal de FES, onde a espécie *Mansoa difficilis* (Cham.) Bureau & K. Schum. apresentou o maior valor de importância (HORA; SOARES, 2002).

Levantamentos florestais abrangendo tanto árvores quanto trepadeiras foram realizados na província de Misiones. Nestes, as famílias Asteraceae, Poaceae, Fabaceae, Orchidaceae, Cyperaceae e Malvaceae destacam-se por apresentar o maior número de táxons (ZANOTTI; KELLER; ZULOAGA, 2020). Além disso, inventários florestais têm sido conduzidos diretamente no PNI (HENTZ et al., 2022, 2024; PANIZZA et al., 2024a, 2024b), destacando a importância ecológica de espécies como *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., e *Euterpe edulis* Mart. (ZANOTTI; KELLER; ZULOAGA, 2020). Em relação à comunidade arbórea ao norte da província de Misiones, algumas das espécies registradas como dominantes

da copa são *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl., *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, *Bastardiopsis densiflora* (Hook. & Arn.) Hassl., *Cedrela fissilis* Vell., *Cordia americana* (L.) Gottschling & J.S.Mill., *Muelleria campestris* (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo (CAMPANELLO et al., 2007a). No estudo fitossociológico da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguazu, Brasil (PNI-Brasil), Souza et al. (2017) registraram *N. megapotamica* entre as espécies de maior cobertura na FES submontana úmida, juntamente com *C. americana* e *Ocotea diospyrifolia* (Meisn.) Mez. No mesmo estudo, as espécies *E. edulis*, *A. polyneuron* e *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. foram as de maior cobertura na FES submontana típica. (SOUZA et al., 2017).

Outros estudos voltados à caracterização da paisagem do PNI-Brasil e do PNI (COLPANI, 2017; SRUR et al., 2009), e fitofisionomias da Argentina (MORELLO et al., 2007; OYARZABAL et al., 2018), também contribuem para ampliar o conhecimento sobre a diversidade e a estrutural da vegetação na região. Já ao norte da Provincia de Misiones, têm sido realizados estudos centrados em entender como a invasão de lianas e bambus, dos grupos de espécies que geralmente se beneficiam de distúrbios, influenciam a diversidade, abundância, crescimento e regeneração de espécies arbóreas (CAMPANELLO, 2004; CAMPANELLO et al., 2007c). Além disso, pesquisas têm investigado a preferência de hospedeiro e o impacto da abundância de lianas no crescimento das árvores hospedeiras (CAMPANELLO et al., 2007b). Esses estudos, além de ampliarem o conhecimento ecológico sobre essas interações, também envolvem técnicas de manejo voltadas para a regeneração florestal e o controle da competição entre lianas e árvores. Nas mesmas parcelas permanentes analisadas neste estudo, foram conduzidas pesquisas sobre a comunidade de lianas, com foco no efeito dos distúrbios sobre sua estrutura e diversidade funcional. Neste estudo observaram que em áreas como dossel aberto a abundância e área basal de lianas são maiores (VILLAGRA et al., 2021).

Ainda há muitos aspectos sobre a biologia e a ecologia das trepadeiras que precisam ser investigados (REZENDE; WEISER, 2014). No PNI, as informações sobre as mudanças na composição de espécies, na estrutura e na dinâmica das florestas exploradas, ainda são limitadas (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003), e existem lacunas no conhecimento sobre a relação entre as comunidades de árvores e lianas no que se refere à diversidade. Diante disso, o presente estudo tem como objetivo descrever a estrutura, composição e diversidade das comunidades de árvores e lianas em seis parcelas permanentes com diferentes graus de distúrbio do *Parque Nacional Iguazú* - Argentina.

2 MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi realizado no *Parque Nacional Iguazú* (PNI), que está localizado no extremo noroeste Argentino, província de Misiones, no departamento de *Iguazú*, entre as latitudes 25°3'S e 25°43'S, e as longitudes 54°08'O 54°32'O. O PNI foi instituído no ano 1934, mediante a *Ley Nacional* N° 12.103; tem uma superfície de 67.698 ha (ARGENTINA, 2017). O parque conta com a maior riqueza florística do país, registrando o 30,92% de flora argentina (ZANOTTI; KELLER; ZULOAGA, 2020; ZULOAGA, 1999). Representa uma área de grande importância para conservação da biodiversidade da *Selva Paranaense*, assim como para a proteção de espécies com alto grau de ameaça e os recursos hídricos (SCHIAFFINO; ALMIRÓN; CHEDIACK, 2003). Em conjunto, as duas Unidades de Conservação adjacentes, o Parque Nacional do Iguazu (Brasil) (PNI-Brasil) e o Parque Nacional Iguazú (Argentina), protegem cerca de 250.000 ha de floresta estacional semidecidual nos dois países (BARBADO, 2008).

O clima na região é subtropical, cálido e úmido, com uma precipitação média anual de 1800-2000 mm; março e agosto são os meses com menor registro de chuva, sendo 115 e 124 mm respectivamente, enquanto em novembro e abril costumam ser os meses mais úmidos, 209 e 200 mm respectivamente. A temperatura média anual é 20,7° C, temperaturas medias máximas de 31,8° no mês de janeiro e temperaturas medias mínimas de 10,7°C, meses de junho e julho. A umidade média relativa anual é de 78,7% (ARGENTINA, 2017; SCHIAFFINO; ALMIRÓN; CHEDIACK, 2003).

A vegetação predominante no PNI é a floresta estacional semidecídua, também denominada *Selva Misionera*, mas as variações locais, geomorfológicas, pedológicas e climáticas permitem a ocorrência de florestas de galeria, bambuzais e palmitais (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003) De fato, são descritos onze tipos de fisionomias vegetais presentes no PNI (SRUR et al., 2009).

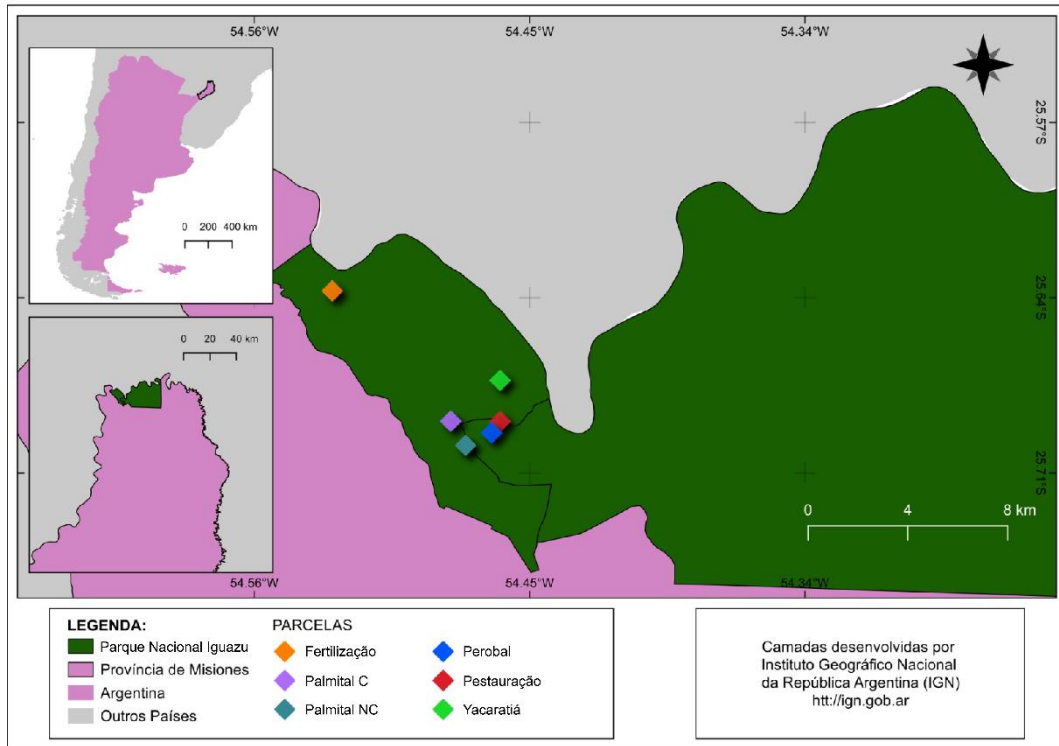
A Província de Misiones, passou por um período de extração de madeira e erva mate, de 1902 a 1925, prévio à criação da Unidade de Conservação. Nas áreas altas a extração se concentrou em espécies madeireiras, sendo *C. fissilis* (cedro), *Handroanthus heptaphyllus* (lapacho), *C. trichotoma* (peterebí, loro negro), *Myrcarpus frondosus* (incenso) e *P. dubium* (caña fistola) as de maior valor comercial. Nos vales aluviais existe evidência de colheita de *Ilex paraguariensis*, erva mate (ARGENTINA, 2017; SCHIAFFINO; ALMIRÓN; CHEDIACK, 2003). Atividades extrativas ilegais de palmito (*E. edullis*), são umas das ameaças

atuais à flora do PNI, o maior registro de cortes registra-se na área próxima à Ruta Nacional 101, uma estrada que liga a cidade de *Bernardo de Irigoyen*, ao parque ARGENTINA, 2017). A exploração de árvores é um dos motivos pelos quais encontram-se manchas de florestas degradadas intercaladas com manchas de florestas mais conservadas no PNI, o que resulta em áreas florestais de estrutura heterogênea e diferentes graus de perturbações antrópicas (DI BITETTI; PLACCI; DIETZ, 2003; PLACCI; GIORGIS, 1993; VILLAGRA et al., 2021).

2.2 COLETA DE DADOS

Este trabalho foi desenvolvido a partir da base de dados coletados como parte do projeto PICT 2012-2084, financiado pelo *Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica* (FONCYT), e executado pela equipe do *Instituto de Biología Subtropical, da Universidade Nacional de Misiones* (VILLAGRA et al., 2021). Em 2014, foram estabelecidas seis parcelas permanentes, unidades amostrais, de um hectare cada, distribuídas em uma área de 30 km² do PNI, numa altitude similar, aproximadamente 200 ms.n.m., em áreas com diferentes fisionomias florestais e sujeitas a diferentes intensidades de perturbações antrópicas. As parcelas são denominadas, Fertilização, Palmital Conservado (Palmital C), Palmital não Conservado (Palmital NC), Perobal, Restauração e Yacaratiá. Os nomes das parcelas foram assinados pela equipe responsável pela instalação, com base em referências locais, como nomes de caminhos e áreas próximas, é importante destacar que estas denominações não indicam realização de processos específicos, como restauração, fertilização ou qualquer outro tipo de manejo nas respectivas parcelas.

Figura 1 - Localização da área de estudo: (a) Argentina, (b) Província de Misiones, nordeste Argentino; (c) área de estudo, localização do *Parque Nacional Iguazú*, e das unidades amostrais, seis parcelas permanentes.



Fonte: Autora, 2025.

Dentro de cada parcela foram uniformemente localizadas 25 subparcelas de 10 m x 10 m, gerando uma área amostral efetiva de 0,25 ha por parcela. Em cada subparcela, todas as árvores e palmeiras maiores que 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP) foram identificadas, marcadas e a altura da copa de cada uma foi medida usando um hipsômetro (VL5 Vertex Laser, Haglöf, Suécia). As lianas com diâmetro superior a 2,5 cm, medido a 1,30 m do ponto de enraizamento, foram identificadas e registradas, considerando que a amostragem foi feita com base nos caules, e não nos indivíduos. Quando observada uma conexão visível entre os caules, estes foram atribuídos ao mesmo indivíduo. O procedimento seguiu os protocolos descritos por Gerwing et al., (2006), e Schnitzer; Rutishauser; Aguilar (2008).

Nos anos 2016, 2017, 2020 e 2023, foram realizados monitoramentos das parcelas, registrando dados de crescimento, mortalidade de árvores e lianas, além do recrutamento e incorporação de novos indivíduos que atenderam os parâmetros de DAP e DAS. O presente trabalho baseia-se nos últimos dados coletados e revisados, correspondentes ao ano 2020, totalizando 2075 registros, dos quais 758 são árvores e 1317 lianas. Do total, 98% (2021 registros) foram determinados até nível de espécie ou subespécie; dois indivíduos arbóreos são indeterminados, duas árvores e uma liana foram identificadas até o nível de família, 13 árvores e 36 lianas foram identificadas até o gênero. Para os registros indeterminados, foi atribuída à família 'Morfoespécie' e denominados 'morfoespécie 1' e 'morfoespécie 2', de igual forma os

indivíduos identificados até o nível de família, foram denominados 'morfoespécie 3', 'morfoespécie 4' e 'morfoespécie 5'. Os indivíduos classificados até o nível de gênero foram designados como 'sp1', precedido pelo respectivo gênero. A validação de espécies e as sinonímias foi realizada por meio da base de dados Flora e Fungo do Brasil (JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO, 2025). As espécies foram incluídas em famílias de acordo com o sistema proposto por APG IV (2016) e as atualizações mais recentes do *Angiosperm phylogeny website* (STEVENS, 2017).

Posteriormente, elaborou-se duas listas florísticas com todas as espécies de árvores e lianas inventariadas, apresentando família, nome aceito, autor, categoria de origem, abundância por parcela e a abundância total. Para a lista de árvores foi acrescentada uma coluna com as informações de categoria sucessional, consultadas na coleção de espécies arbóreas brasileiras da Embrapa (EMBRAPA, 2025). As informações sobre categoria de procedência foram conferidas utilizando a base de dados do Instituto de Botânica Darwinion, Flora Argentina e Flora Cono Sur (INSTITUTO DE BOTÁNICA DARWINION, 2025) e no trabalho *Biodiversidad de la flora vascular de la Provincia de Misiones, Región Paranaense Argentina* (ZANOTTI; KELLER; ZULOAGA, 2020).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Foi calculada a área seccional à altura do peito para cada indivíduo (g), seguindo a Equação 1. Posteriormente se calculou a área basal arbórea (AB) pelo somatório das áreas seccionais das árvores de acordo com a Equação 2. Neste estudo a área basal arbórea inclui árvores e palmeiras. Se realizou o mesmo procedimento para calcular a área basal de lianas em cada parcela. A área basal é normalmente é expressa m^2/ha pelo que os resultados foram ajustados para um hectare de área.

$$g = \left(\frac{\pi \cdot DAP^2}{4} \right) \quad (1)$$

$$AB = \sum_{i=1}^N gi = \sum_{i=1}^n \frac{(\pi \cdot DAP^2)}{4} \quad (2)$$

Para a análise da estrutura da comunidade de árvores e lianas foram utilizadas as medidas do DAP e DAS, respectivamente para árvores e lianas. Os parâmetros fitossociológicos calculados foram densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR) e o índice de valor de importância (IVI), que representa a soma dos parâmetros

DR, FR e DoR, seguindo o descrito por (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1976). Os cálculos foram realizados para cada parcela individualmente e para o conjunto de parcelas.

A densidade absoluta (DA) é o número de indivíduos (n) por unidade de área (Equação 3). A unidade de área foi estabelecida como a área amostrada, sendo 0,25 ha para cada parcela e 1,5 ha para as seis parcelas. A densidade relativa (DR) é a porcentagem de indivíduos amostrados que pertencem a uma mesma espécie em relação ao número total de indivíduos (Equação 4), onde n é o número de indivíduos de determinada espécie e N é o número total de indivíduos na amostragem.

$$DA = \frac{n}{\text{Área}} \quad (3)$$

$$DR = \frac{n}{N} \cdot 100 \quad (4)$$

A frequência absoluta (FA) representa o número de unidades amostrais em que determinada espécie ocorre, em relação ao número total de unidades amostrais (Equação 5), onde p_i é o número de unidades amostrais com ocorrência da espécie i , e P representa o número total de unidades amostrais na amostragem. Para o cálculo da FA da comunidade, as parcelas foram utilizadas como unidades amostrais, totalizando seis parcelas. Já para o cálculo da FA em cada parcela individualmente, as subparcelas foram consideradas como unidades amostrais, com 25 subparcelas por parcela. A frequência relativa (FR) expressa a proporção de frequência absoluta de determinada espécie em relação à somatória das frequências absolutas de todas as espécies amostradas, Equação 6, onde FA_i é a frequência absoluta de determinada espécie i e ΣFA equivale ao somatório das frequências absolutas de todas as espécies.

$$FA = \frac{p_i}{P} \quad (5)$$

$$FR = \frac{(FA_i)}{\Sigma FA} \cdot 100 \quad (6)$$

A dominância absoluta (DoA) corresponde à soma das áreas seccionais à altura do peito (g_i) de todos os indivíduos de uma mesma espécie por unidade de área em hectare (Equação 7). A dominância relativa (DoR) é a proporção da dominância absoluta de uma espécie em relação à soma das dominâncias absolutas de todas as espécies da amostragem (Equação 8).

$$DoA = \frac{\Sigma g_i}{\text{Área}} \quad (7)$$

$$DoR = \frac{DoA_i}{\Sigma DoA} * 100 \quad (8)$$

O índice de valor de importância (IVI) é determinado pela soma dos valores de DR, FR e DoR (Equação 9), sendo usado para avaliar a relevância ecológica de cada espécie dentro da comunidade

$$IVI = DR + FR + DoR \quad (9)$$

Para avaliar a suficiência amostral dos dados de árvores, lianas, e do conjunto de dados, foram feitas três curvas de rarefação baseadas na abundância. As curvas de acumulação de espécies foram construídas utilizando o método de rarefação por indivíduos (*individual-based*), que permite realizar comparações considerando a abundância da comunidade, padronizada pelo menor número de indivíduos (GOTELLI; COLWELL, 2001). A rarefação calcula o número esperado de espécies em cada comunidade, usando como base comparativa o valor em que todas as amostras atinjam um tamanho padrão (DA SILVA et al., 2022). Também foram criadas curvas cobertura amostral (*sample coverage, SC*), as quais indicam a proporção da comunidade total de espécies que foi amostrada (CHAO et al., 2014).

Visando compreender as diferenças na diversidade entre árvores, lianas e o total de espécies em cada parcela, foi calculado o número efetivo de espécies, por meio dos números de Hill, utilizando abordagens baseadas em cobertura amostral (*coverage-based*) (CHAO et al., 2014). O número efetivo de espécies é o número de espécies igualmente abundantes (todas as espécies com a mesma abundância) necessárias para produzir o valor observado para um determinado índice (HILL, 1973). Seu cálculo depende exclusivamente do valor de q e da abundância relativa das espécies. O parâmetro q , conhecido como ordem da diversidade, determina o peso atribuído às espécies comuns ou raras: quando $q = 0$, a frequência das espécies não é considerada, representando apenas a riqueza observada; quando $q = 1$, o cálculo equivale à transformação do índice de *Shannon-Wiener* ($\exp(H')$), ponderando as espécies conforme suas proporções relativas; e quando $q = 2$, corresponde à transformação do índice de *Gini-Simpson* ($1/(1-D)$), conferindo maior peso às espécies mais abundantes (DA SILVA et al., 2022).

Para a análise da diversidade beta, as diferenças na composição de espécies entre árvores, lianas e o conjunto total de dados, foram construídos três dendrogramas. A medida de distância adotada foi a de Bray-Curtis, medida de distância semi-métrica utilizada para avaliar similaridade em dados ecológicos, que considera tanto a abundância quanto a presença ou ausência de espécies em cada conjunto de dados (SOMERFIELD, 2008). Para determinar o método de agrupamento mais adequado, diferentes alternativas foram testadas,

sendo escolhida aquela que apresentou o maior índice de correlação cofenética, o que garante que a estrutura do dendrograma reflita com maior precisão os padrões de similaridade observados na matriz de distâncias (SOKAL; ROHLF, 1962). Posteriormente, avaliou-se a existência de possíveis relações entre as variáveis de estrutura e diversidade da comunidade vegetal, para isto foram consideradas as seguintes variáveis, área basal de árvores, área basal de lianas, abundância de árvores, abundância de lianas, diversidade de espécies arbóreas ($q0$, $q1$ e $q2$), diversidade de espécies de lianas ($q0$, $q1$ e $q2$) e diversidade total de espécies ($q0$, $q1$ e $q2$). As correlações entre essas variáveis foram analisadas por meio do coeficiente de correlação de postos de *Spearman*, uma medida estatística não paramétrica que avalia a força e a direção da associação monotônica entre duas variáveis (SPEARMAN, 1904).

A construção dos dendrogramas foram realizados no software PAST. Já para a realização das curvas de rarefação e extrapolação, diversidade e cobertura amostral, foi usado o pacote *iNEXT (iNterpolation e EXTrapolation)*, no Software R (versão 4.3.3).

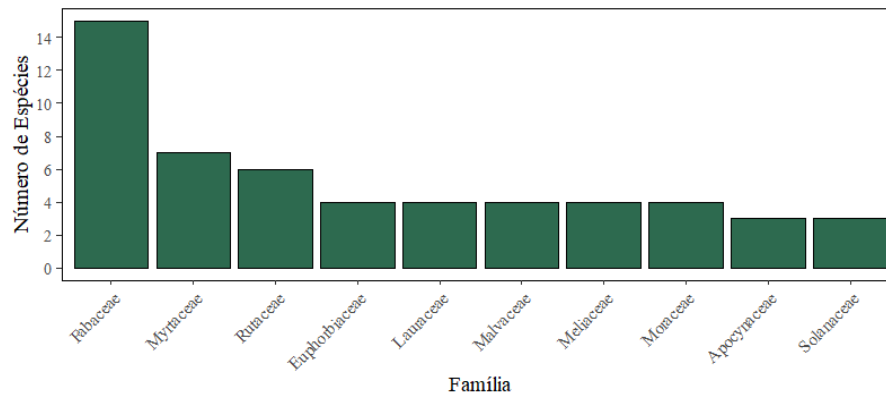
3 RESULTADOS

Se identificaram 80 espécies de árvores, distribuídas em 65 gêneros e 29 famílias (Apêndice A: Tabela 8). As famílias com maior riqueza foram Fabaceae, representando 18,8% das espécies (quinze espécies), seguida de Myrtaceae com 8,75% das espécies (sete espécies), e Rutaceae com 7,5% (seis espécies). Essas famílias concentram 35% da riqueza de árvores na comunidade (Figura 2). Onze das 29 famílias amostradas (37,93%) estão presentes nas seis parcelas, enquanto sete (24,13%) foram registradas em apenas uma parcela. Três dessas famílias foram exclusivas da parcela Restauração (Annonaceae, Rubiaceae e Salicaceae), uma da parcela Yacaratiá (Achatocarpaceae), uma de Fertilização (Aquifoliaceae), uma de Palmital C (Nyctaginaceae) e uma de Palmital NC (Proteaceae). *Eugenia* é o gênero mais rico em espécies (três espécies), enquanto 89% dos gêneros são monoespecíficos, encontrando-se representados por apenas uma espécie.

A espécie mais abundante foi *E. edulis* (138 indivíduos) representando 18,2% da abundância, registrada nas parcelas Palmital C (116 indivíduos) e Palmital NC (22 indivíduos). Seguidamente, em ordem de abundância, encontra-se *Guarea kunthiana* (74 indivíduos) e *Chrysophyllum gonocarpum* (60 indivíduos), presentes nas seis parcelas embora com abundâncias variadas, e posteriormente se registra *Plinia rivularis* (50 indivíduos), presente em quatro parcelas. Essas quatro espécies concentram 42,4% da abundância de árvores da comunidade.

No total, onze espécies (13,75%) apresentaram registros nas seis parcelas, enquanto 22 espécies (27,5%) foram registradas apenas uma vez, sendo sete delas na parcela Restauração, quatro na parcela Fertilização, quatro na parcela Perobal, três na parcela Yacaratiá, três na parcela Palmital NC, e uma na parcela Palmital C. Todas as espécies arbóreas foram nativas, com exceção de uma espécie exótica, *Citrus aurantium*, com dois indivíduos registrados na parcela Fertilização.

Figura 2 – Dez famílias de árvores com maior riqueza de espécies de seis parcelas permanentes do Parque Nacional Iguazú, Argentina.

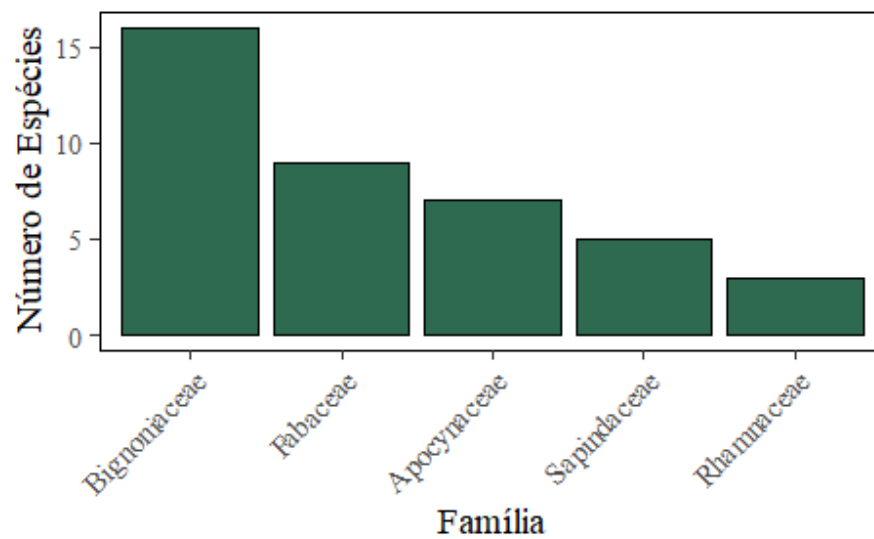


Fonte: Autora, 2025

Foram identificadas 53 espécies de lianas, distribuídas em 39 gêneros e 16 famílias, nas seis parcelas permanentes do PNI (Apêndice B: Tabela 9). As famílias com maior riqueza foram Bignoniaceae, que representa 30,2% das espécies (16 espécies), seguida de Fabaceae com 17% (nove espécies) e Apocynaceae com 13,2% (sete espécies). Essas famílias concentram 60,38% das espécies de lianas observadas na comunidade (Figura 3). Oito das 16 famílias de lianas amostradas (50%) estão presentes nas seis parcelas, enquanto uma família (6,25%) foi registrada em apenas uma parcela, sendo Asteraceae na parcela Restauração. *Forsteronia* é o gênero mais rico em espécies, com quatro espécies amostradas nas parcelas, enquanto 78,9% dos gêneros são monoespecíficos.

A espécie de liana mais abundante foi *Pisonia aculeata* (383 caules) representando 29% da abundância, seguida de *Fridericia mutabilis* (137) e *Adenocalymma marginatum* (76). Essas três espécies concentram 45,1% da abundância de lianas da comunidade. Nove espécies (16,98%), incluindo as três mais abundantes, foram registradas nas seis parcelas, enquanto oito espécies (15,09%) foram registradas apenas uma vez, sendo três na parcela Restauração, duas em Yacaratiá, uma em Fertilização, uma em Palmital NC e uma na parcela Perobal.

Figura 3 – Cinco famílias de lianas com maior riqueza de espécies de seis parcelas permanentes do Parque Nacional Iguazú, Argentina.



Fonte: Autora, 2025

A parcela Palmital C apresentou o maior número de árvores (207), seguida pela parcela Fertilização (114); o menor número de árvores registrado foi na parcela Yacaratiá (103). A parcela Restauração registrou o maior número de lianas (325), seguida por Yacaratiá (299) e foi na parcela Perobal que se registrou o menor número de lianas (121), Tabela 1. As lianas representaram 39,85% do total de espécies amostradas e 63,46% da abundância total ($n = 1317$), enquanto as árvores corresponderam a 60,15% das espécies e 36,54% da abundância total ($n = 758$).

Tabela 1. Número de indivíduos (n), riqueza observada (S_{obs}) e cobertura amostral (SC), de árvores e lianas de seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina, organizada em ordem alfabética da parcela.

Parcela	Árvores			Lianas		
	n	S_{obs}	SC	n	S_{obs}	SC
Fertilização	114	41	0.8076	177	25	0.9719
Palmital C	207	31	0.9374	127	26	0.9379
Palmital NC	113	37	0.8595	268	30	0.9702
Perobal	111	32	0.8752	121	22	0.9427
Restauração	110	46	0.7929	325	38	0.9663
Yacaratiá	103	30	0.8938	299	28	0.9666

Fonte: Autora, 2025

As parcelas com maior área basal arbórea são Perobal (34,11 m^2/ha) e Palmital C (28,44 m^2/ha), como mostra a Tabela 2. As parcelas Yacaratiá e Palmital NC apresentam a menor AB com 16,49 e 19,94 m^2/ha , respectivamente. Em relação à área basal das lianas (Tabela 2), a parcela Restauração teve o maior registro (2,35 m^2/ha), seguida da parcela

Yacaratiá (2,34 m²/ha). O menor valor registrado de área basal de lianas foi na parcela Palmital C (0,81 m²/ha).

Tabela 2 – Área basal de árvores e lianas das seis parcelas permanente do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina (m²/ha).

Parcela	AB árvores	AB lianas
Perobal	34,11	1,08
Palmital C	28,44	0,81
Fertilização	24,64	1,42
Restauração	20,40	2,35
Palmital NC	19,94	1,79
Yacaratiá	16,49	2,34

Fonte: Autora, 2025

As espécies com maior índice de valor de importância (IVI) na comunidade de árvores foram *E. edulis*, *C. gonocarpum* e *G. kunthiana* (Tabela 3). *E. edulis* apresentou os maiores valores de DA e DR da comunidade. Os parâmetros que contribuíram para que *C. gonocarpum* fosse a segunda espécie mais importante na comunidade foram a DoA e DoR, onde apresentou os valores mais altos de toda a comunidade. Já a importância de *G. kunthiana* na comunidade deve-se principalmente à sua DA e DR. Os valores para as demais espécies podem ser consultados no Anexo C: Tabela 10.

Tabela 3 – Espécies com maior índice de valor importância (IVI) da comunidade de árvores de seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Em ordem decrescente do IVI, apresentando o número de indivíduos (n), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e dominância relativa (DoR).

Espécie	n	DA (n/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	DoA (g/ha)	DoR (%)	IVI	IVI (%)
<i>Euterpe edulis</i>	138	92,00	18,21	0,33	0,91	1,09	4,55	23,67	7,89
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	60	40,00	7,92	1,00	2,74	2,19	9,11	19,77	6,59
<i>Guarea kunthiana</i>	74	49,33	9,76	1,00	2,74	1,14	4,75	17,26	5,75
<i>Plinia rivularis</i>	50	33,33	6,60	0,67	1,83	1,32	5,49	13,91	4,64
<i>Nectandra megapotamica</i>	28	18,67	3,69	1,00	2,74	1,75	7,30	13,74	4,58

Fonte: Autora, 2025

Quando analisada a fitossociologia para cada parcela observamos que as espécies mais importantes diferem em cada área (Tabela 4). Na parcela Fertilização observamos que *N. megapotamica* é a espécie mais importantes como um IVI de 13,19%; unicamente nesta

parcela as espécies *Parapiptadenia rígida* (quarta posição) e *Ocotea diospyrifolia* (quinta posição) se posicionam entre as cinco espécies mais importantes. Nas parcelas Palmital C e Palmital NC, a espécie como maior valor de IVI é *E. edulis* com um valor de 33,09% e 11,75%, respectivamente; outras espécies de maior IVI que estas parcelas compartilham são *G. kunthiana*, com o segundo maior valor de IVI no Palmital C e terceiro no Palmital NC, e *C. gonocarpum*, com terceiro maior valor de IVI no Palmital C, e segundo no Palmital NC. A parcela Palmital C não apresenta nenhuma espécie exclusiva dentro das cinco de maior importância, mas destaca-se por registra *E. edulis*, espécie mais importante de todas as parcelas. Além disso, apresenta a mesma ordem de espécies de maior importância observada no total da comunidade arbórea. Já na parcela Palmital NC, a espécie *Ocotea puberula* ocupa a quinta posição, sendo a única parcela em que esta espécie se posiciona dentro das cinco de maior importância.

Na parcela Perobal é *P. rivularis* a espécie de maior IVI (18,73%), seguida por *A. polyneuron* (15,18%), a qual somente aparece entre as cinco mais importantes nesta parcela. Para a parcela Restauração a espécie com maior IVI é *G. kunthia* (13,06%), na terceira posição encontra-se *Holocalyx balansae* (7,80%) e em quinta posição *Alchornea glandulosa* subsp. *iricurana* (4,98%), estas duas espécies somente aparecem entre as cinco mais importantes nesta parcela. Na parcela Yacaratiá, *C. gonocarpum* ocupa a primeira posição de IVI (11,70%) seguida por *C. canjerana* (8,95%), as espécies *Cordia ecalyculata* (terceira posição) e *Machaerium paraguariense* (quinta posição) se posicionam entre as cinco espécies mais importantes somente nesta parcela.

Tabela 4 – Espécies de árvores com maior índice de valor importância (IVI) em cada parcela das seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Em ordem decrescente do IVI por parcela, apresentando o número de indivíduos (n), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e dominância relativa (DoR).

Parcela	Espécie	n	DA (n/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	DoA (g/ha)	DoR (%)	IVI	IVI (%)
Fertilização	<i>Nectandra megapotamica</i>	14	56	12,28	0,48	11,43	3,91	15,86	39,57	13,19
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	12	48	10,53	0,40	9,52	2,48	10,05	30,10	10,03
	<i>Cabralea canjerana</i>	6	24	5,26	0,24	5,71	1,88	7,64	18,62	6,21
	<i>Parapiptadenia rígida</i>	3	12	2,63	0,12	2,86	3,03	12,30	17,79	5,93
	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	7	28	6,14	0,24	5,71	0,75	3,05	14,90	4,97
Palmital C	<i>Euterpe edulis</i>	116	464	56,04	1,00	23,36	5,65	19,85	99,26	33,09

	<i>Guarea kunthiana</i>	15	60	7,25	0,44	10,28	2,23	7,85	25,37	8,46
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	10	40	4,83	0,36	8,41	2,45	8,62	21,86	7,29
	<i>Plinia rivularis</i>	9	36	4,35	0,32	7,48	1,44	5,05	16,88	5,63
	<i>Nectandra megapotamica</i>	3	12	1,45	0,12	2,80	2,58	9,06	13,31	4,44
Palmital NC	<i>Euterpe edulis</i>	22	88	19,47	0,40	11,24	0,91	4,56	35,26	11,75
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	7	28	6,19	0,28	7,87	2,39	11,99	26,05	8,68
	<i>Guarea kunthiana</i>	12	48	10,62	0,32	8,99	0,71	3,58	23,18	7,73
	<i>Cabralea canjerana</i>	7	28	6,19	0,24	6,74	1,73	8,67	21,60	7,20
	<i>Ocotea puberula</i>	2	8	1,77	0,08	2,25	2,28	11,44	15,45	5,15
Perobal	<i>Plinia rivularis</i>	29	116	26,13	0,60	16,85	4,50	13,20	56,18	18,73
	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	7	28	6,31	0,28	7,87	10,70	31,37	45,54	15,18
	<i>Guarea kunthiana</i>	15	60	13,51	0,44	12,36	0,91	2,68	28,55	9,52
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	8	32	7,21	0,32	8,99	2,58	7,56	23,76	7,92
	<i>Cabralea canjerana</i>	5	20	4,50	0,16	4,49	1,68	4,92	13,92	4,64
Restauração	<i>Guarea kunthiana</i>	19	76	17,27	0,44	11,46	2,13	10,44	39,17	13,06
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	11	44	10,00	0,44	11,46	1,30	6,38	27,84	9,28
	<i>Holocalyx balansae</i>	3	12	2,73	0,12	3,13	3,58	17,54	23,39	7,80
	<i>Plinia rivularis</i>	7	28	6,36	0,24	6,25	0,68	3,35	15,97	5,32
	<i>Alchornea glandulosa subsp. iricurana</i>	4	16	3,64	0,16	4,17	1,46	7,14	14,94	4,98
Yacaratiá	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	12	48	11,65	0,40	11,76	1,93	11,68	35,09	11,70
	<i>Cabralea canjerana</i>	5	20	4,85	0,20	5,88	2,66	16,11	26,85	8,95
	<i>Cordia ecalyculata</i>	9	36	8,74	0,28	8,24	1,47	8,90	25,88	8,63
	<i>Guarea kunthiana</i>	11	44	10,68	0,28	8,24	0,75-	4,52	23,44	7,81
	<i>Machaerium paraguariense</i>	3	12	2,91	0,12	3,53	2,03	12,30	18,74	6,25

Fonte: Autora, 2025

As espécies com maior IVI na comunidade de lianas foram *Pisonia aculeata*, *Fridericia mutabilis* e *Seguieria aculeata* (Tabela 5). *P. aculeata* apresentou os maiores valores em todos os parâmetros fitossociológicos que compõem o IVI, destacando o DR e DoR. Os parâmetros que contribuíram para que *F. mutabilis* fosse a segunda espécie mais importante na comunidade foram a DR e DoR, sendo que em ambos os parâmetros a espécie ocupou a segunda posição. A importância de *S. aculeata* na comunidade também ocorreu em função de DR e DoR, terceira maior da comunidade. Os valores para as demais espécies podem ser consultados no Anexo D: Tabela 11.

Tabela 5 – Espécies com maior índice de valor importância (IVI) da comunidade de lianas de seis parcelas permanentes do Parque Nacional Iguazú, Argentina. Em ordem decrescente do

IVI, apresentando o número de indivíduos (n), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e dominância relativa (DoR).

Espécie	n	DA (n/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	DoA (g/ha)	DoR (%)	IVI	IVI (%)
<i>Pisonia aculeata</i>	383	255,33	29,08	1,00	3,55	0,59	36,14	68,77	22,92
<i>Fridericia mutabilis</i>	137	91,33	10,40	1,00	3,55	0,16	9,75	23,70	7,90
<i>Seguieria aculeata</i>	66	44,00	5,01	1,00	3,55	0,16	9,61	18,18	6,06
<i>Pereskia aculeata</i>	71	47,33	5,39	1,00	3,55	0,06	3,73	12,67	4,22
<i>Adenocalymma marginatum</i>	76	50,67	5,77	1,00	3,55	0,04	2,65	11,97	3,99

Fonte: Autora, 2025.

Os resultados da fitossociologia das lianas (Tabela 6) mostra que nas seis parcelas estão presentes as espécies *P. aculeata*, ocupando a primeira posição em cinco parcelas, e *F. mutabilis*, ocupando diferentes posições dentro das cinco de maior IVI. Na parcela Fertilização é *P. aculeata* a espécie como maior IVI (14,35%), sendo que nessa parcela se registra a espécie *Dolichanda unguis-cati* (quarta posição) sendo a única parcela em se posiciona dentro das cinco espécies de maior importância. Na parcela Palmital C a primeira posição de IVI é ocupada pela espécie *Tetracera oblongata* (16,40%) sendo essa a única parcela onde é registrada esta espécie dentro das cinco mais importantes, como também a espécie *Tanaecium selloi* (quinta posição). Palmital NC é a única parcela em que as espécies *Celtis iguanaea* (segunda posição) e *Dalbergia frutescens* (quarta posição) aparecem dentro das cinco espécies de maior importância. As parcelas Perobal e Restauração compartilham quatro das cinco espécies de maior importância, sendo as duas primeiras posições ocupadas pelas espécies *P. aculeata* e *F. mutabilis*, e as espécies *Adenocalymma marginatum* e *Pereskia aculeata*, em diferentes posições. Na parcela Restauração se posiciona em quarto lugar a espécie *Thinouia mucronata*, sendo a única parcela na que esta espécie aparece entre as cinco de maior importância. Somente na parcela Yacaratiá as espécies *Chamissoa altissima* e *Trichostigma octandrum* aparecem entre as cinco mais importantes.

Tabela 6 – Espécies de lianas com maior índice de valor importância (IVI) em cada parcela das seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Em ordem decrescente do IVI por parcela, apresentando o número de indivíduos (n), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e dominância relativa (DoR).

Parcela	Espécie	n	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI	IVI
---------	---------	---	----	----	----	----	-----	-----	-----	-----

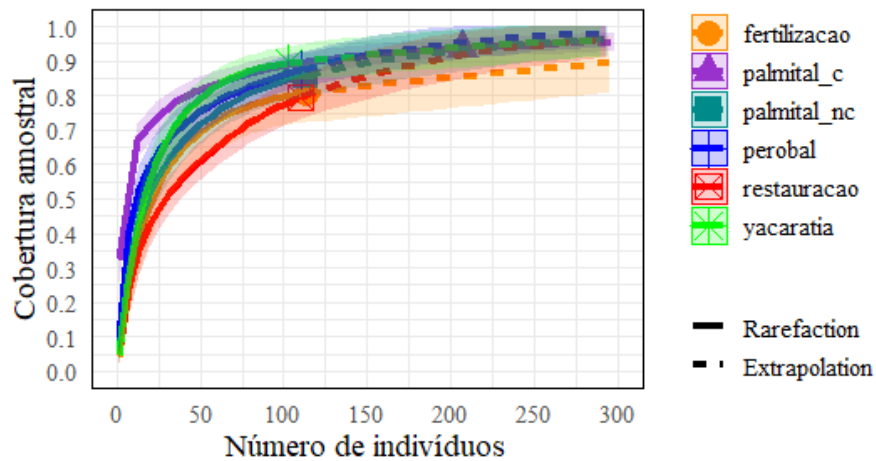
		(n/ha)	(%)	(%)	(g/ha)	(%)	(%)	(%)	(%)	
Fertilização	<i>Pisonia aculeata</i>	21	84	11,86	0,28	6,86	0,35	24,31	43,04	14,35
	<i>Seguieria aculeata</i>	20	80	11,30	0,48	11,76	0,20	13,92	36,98	12,33
	<i>Mansoa difficilis</i>	22	88	12,43	0,40	9,80	0,12	8,76	30,99	10,33
	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	16	64	9,04	0,28	6,86	0,18	13,01	28,92	9,64
	<i>Fridericia mutabilis</i>	13	52	7,34	0,20	4,90	0,11	7,44	19,68	6,56
Palmital C	<i>Tetracera oblongata</i>	22	88	17,32	0,44	13,92	0,15	17,95	49,20	16,40
	<i>Fridericia mutabilis</i>	14	56	11,02	0,32	10,13	0,19	22,70	43,85	14,62
	<i>Adenocalymma marginatum</i>	22	88	17,32	0,48	15,19	0,08	9,49	42,00	14,00
	<i>Pisonia aculeata</i>	12	48	9,45	0,24	7,59	0,09	10,81	27,86	9,29
	<i>Tanaecium selloi</i>	8	32	6,30	0,12	3,80	0,06	7,83	17,92	5,97
Palmital NC	<i>Pisonia aculeata</i>	94	376	35,07	0,84	17,21	0,73	40,75	93,03	31,01
	<i>Celtis iguanaea</i>	29	116	10,82	0,20	4,10	0,23	12,64	27,56	9,19
	<i>Fridericia mutabilis</i>	23	92	8,58	0,52	10,66	0,11	6,04	25,28	8,43
	<i>Dalbergia frutescens</i>	19	76	7,09	0,32	6,56	0,13	7,13	20,78	6,93
	<i>Mansoa difficilis</i>	17	68	6,34	0,36	7,38	0,06	3,49	17,21	5,74
Perobal	<i>Pisonia aculeata</i>	29	116	23,97	0,44	14,29	0,35	32,74	70,99	23,66
	<i>Fridericia mutabilis</i>	21	84	17,36	0,40	12,99	0,19	17,17	47,51	15,84
	<i>Adenocalymma marginatum</i>	13	52	10,74	0,28	9,09	0,04	4,12	23,95	7,98
	<i>Pereskia aculeata</i>	7	28	5,79	0,24	7,79	0,08	7,71	21,29	7,10
	<i>Mansoa difficilis</i>	8	32	6,61	0,24	7,79	0,04	3,86	18,26	6,09
Restauração	<i>Pisonia aculeata</i>	123	492	37,85	0,80	14,71	1,15	48,64	101,19	33,73
	<i>Fridericia mutabilis</i>	28	112	8,62	0,48	8,82	0,18	7,43	24,87	8,29
	<i>Pereskia aculeata</i>	29	116	8,92	0,56	10,29	0,12	5,04	24,26	8,09
	<i>Thinouia mucronata</i>	14	56	4,31	0,32	5,88	0,14	5,92	16,11	5,37
	<i>Adenocalymma marginatum</i>	16	64	4,92	0,36	6,62	0,05	2,12	13,66	4,55
Yacaratiá	<i>Pisonia aculeata</i>	104	416	34,78	0,76	15,70	0,88	37,60	88,09	29,36
	<i>Seguieria aculeata</i>	23	92	7,69	0,32	6,61	0,53	22,55	36,85	12,28
	<i>Fridericia mutabilis</i>	38	152	12,71	0,68	14,05	0,20	8,38	35,14	11,71
	<i>Chamissoa altissima</i>	32	128	10,70	0,68	14,05	0,15	6,38	31,14	10,38
	<i>Trichostigma octandrum</i>	14	56	4,68	0,24	4,96	0,19	8,09	17,73	5,91

Fonte: Autora, 2025

Na Figura 4 observa-se a cobertura amostral das árvores em cada parcela. Palmital C foi a parcela com maior cobertura (93,74%), seguida pela parcela Yacaratiá (89,38%). As parcelas Restauração e Fertilização apresentam os menores valores de cobertura, sendo 79,29% e 80,76%, respectivamente. Complementando estes resultados da riqueza

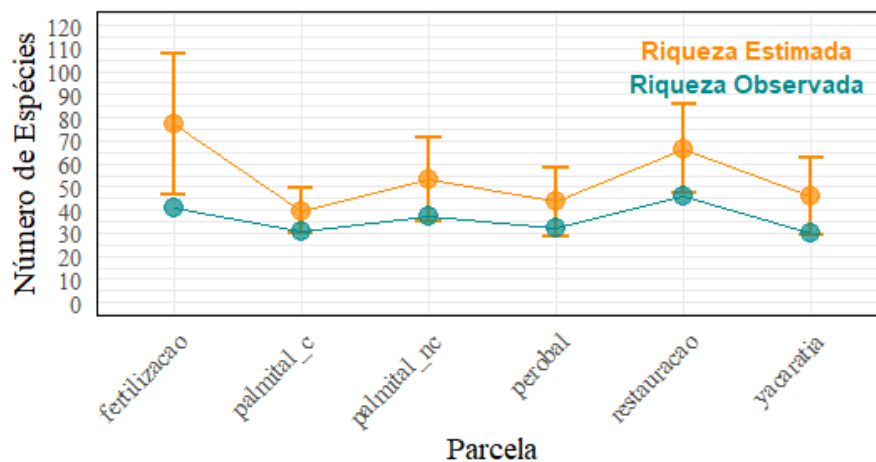
observada e da riqueza esperada das espécies arbóreas em cada parcela (Figura 5), evidencia que, nas parcelas Fertilização e Restauração, os intervalos de confiança da riqueza estimada não se sobrepõem como os o valor da riqueza observada. Isso indica que, com o dobro do esforço amostral, espera-se encontrar no mínimo 5 espécies a mais na parcela Fertilização, e uma espécie a mais na parcela Restauração (Anexo E: Tabela 12). No restante das parcelas os intervalos de confiança da riqueza estimada se sobrepõem com a riqueza observada, sugerindo que a amostragem foi representativa.

Figura 4 – Cobertura amostral de indivíduos arbóreos de seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú, Argentina*.



Fonte: Autora, 2025

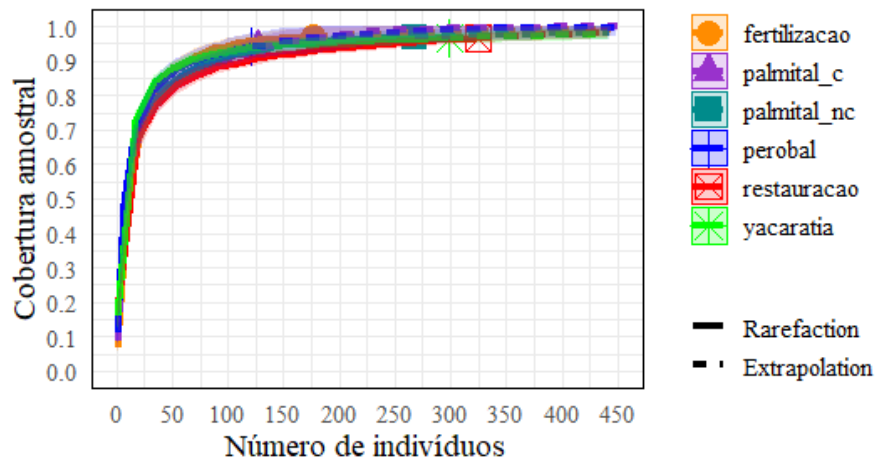
Figura 5 – Riqueza observada e riqueza estimada, com intervalos de confiança, de espécies arbóreas de seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú, Argentina*.



Fonte: Autora, 2025

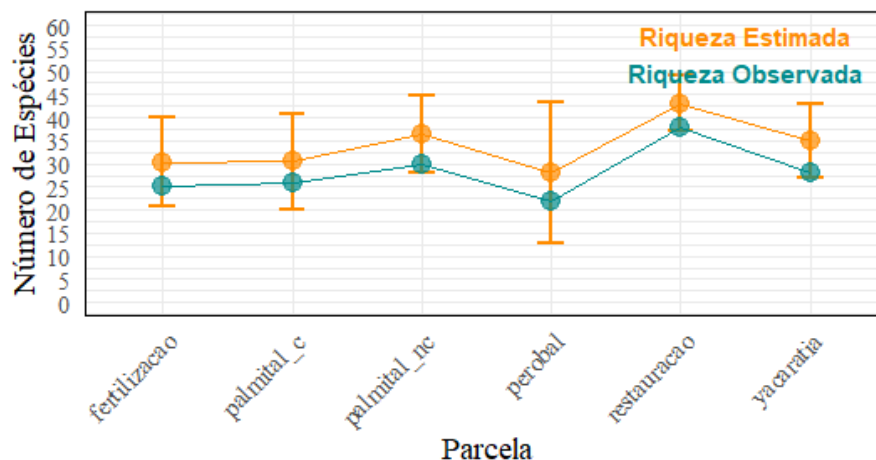
Em relação à cobertura amostral de lianas (Figura 6), verifica-se que é maior que 93% em todas as parcelas, sendo Fertilização a parcela com maior cobertura (97,19%), seguida pela parcela Palmital NC (97,02%). Palmital C apresenta o menor valor de cobertura (93,79%). Os valores da riqueza observada e a riqueza esperada das espécies de lianas em cada parcela (Figura 7), complementam esta informação evidenciando que em todas as parcelas os intervalos de confiança da riqueza estimada se sobrepõem como os o valor da riqueza observada (Anexo E: Tabela 13).

Figura 6 – Cobertura amostral para indivíduos de lianas de seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina.



Fonte: Autora, 2025

Figura 7 – Riqueza observada e riqueza estimada, com intervalos de confiança, de espécies de lianas de seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina.



Fonte: Autora, 2025

A diversidade de espécies de árvores lianas e o total de espécies, baseadas em cobertura amostral se apresentam na Figura 8. A linha tracejada vertical indica a menor cobertura amostral para cada grupo, sendo este o ponto de comparação de diversidade entre as parcelas. A menor cobertura amostral para árvores é 79,29%, para as lianas 93,79%, e para o total de plantas 90,74%. As árvores apresentaram, no geral, maiores valores de diversidade quando comparadas às lianas. Em relação à riqueza de espécies arbóreas, percebe-se que a parcela Palmital C apresenta a menor riqueza estimada (13), em comparação com as demais parcelas; as parcelas Yacaratiá, Perobal, Palmital NC e Fertilização, apresentam intervalos de confiança sobrepostos, pelo que não é possível afirmar que sua diversidade seja estatisticamente diferente. A parcela Restauração apresenta maior riqueza estimada (46) quando comparada com as parcelas Yacaratiá (22), Perobal (24) e Palmital NC (30), no entanto seus intervalos de confiança mostraram sobreposição parcial com os da parcela Fertilização (37), pelo que não é possível afirmar diferença estatisticamente significativa (Anexo F: Tabela 14).

Em relação à diversidade de Shannon (q_1) para árvores (Figura 8 (b)), a parcela Palmital C apresenta a menor diversidade de todas as parcelas, apresentando valores significativamente menores quando comparados com as demais parcelas (Anexo F: Tabela 14). Os intervalos de confiança das parcelas Perobal, Yacaratiá, Palmital NC e Fertilização se sobrepõem, pelo que não é possível afirmar que sua diversidade seja estatisticamente diferente. A parcela Restauração apresenta maior diversidade de Shannon que as parcelas Perobal, Yacaratiá e Palmital NC, já quando comparada com a parcela Fertilização os intervalos de confiança se sobrepõem.

Sobre a diversidade de Simpson (q_2) das espécies arbóreas (Figura 8 (c)), novamente a parcela Palmital C apresenta a menor diversidade de todas, já a parcela Fertilização apresenta o maior valor de diversidade estimada, sendo maior que quando comparada como a parcela Perobal e a parcela Palmital C. O restante de parcelas apresenta intervalos de confiança sobrepostos, pelo que não é possível afirmar diferença estatística significativa em relação a diversidade de Simpson. Os valores de diversidade q_2 das parcelas Restauração e Fertilização apresentam uma diminuição significativa quando comparadas com os valores de q_1 , o que indica que nestas parcelas existe uma dominância de algumas espécies.

Em relação à riqueza de lianas (Figuras 8 (d)), verifica-se que a parcela Restauração tem maior riqueza estimada (32) que a parcela Yacaratiá (20). O restante das parcelas apresenta seus intervalos de confiança sobrepostos pelo que não é possível afirmar uma diferença estatisticamente significativa (Anexo F: Tabela 15). Quando se observa a Figura 8 (e), que apresenta a diversidade de Shannon (q_1) para as espécies de lianas, a parcela Yacaratiá

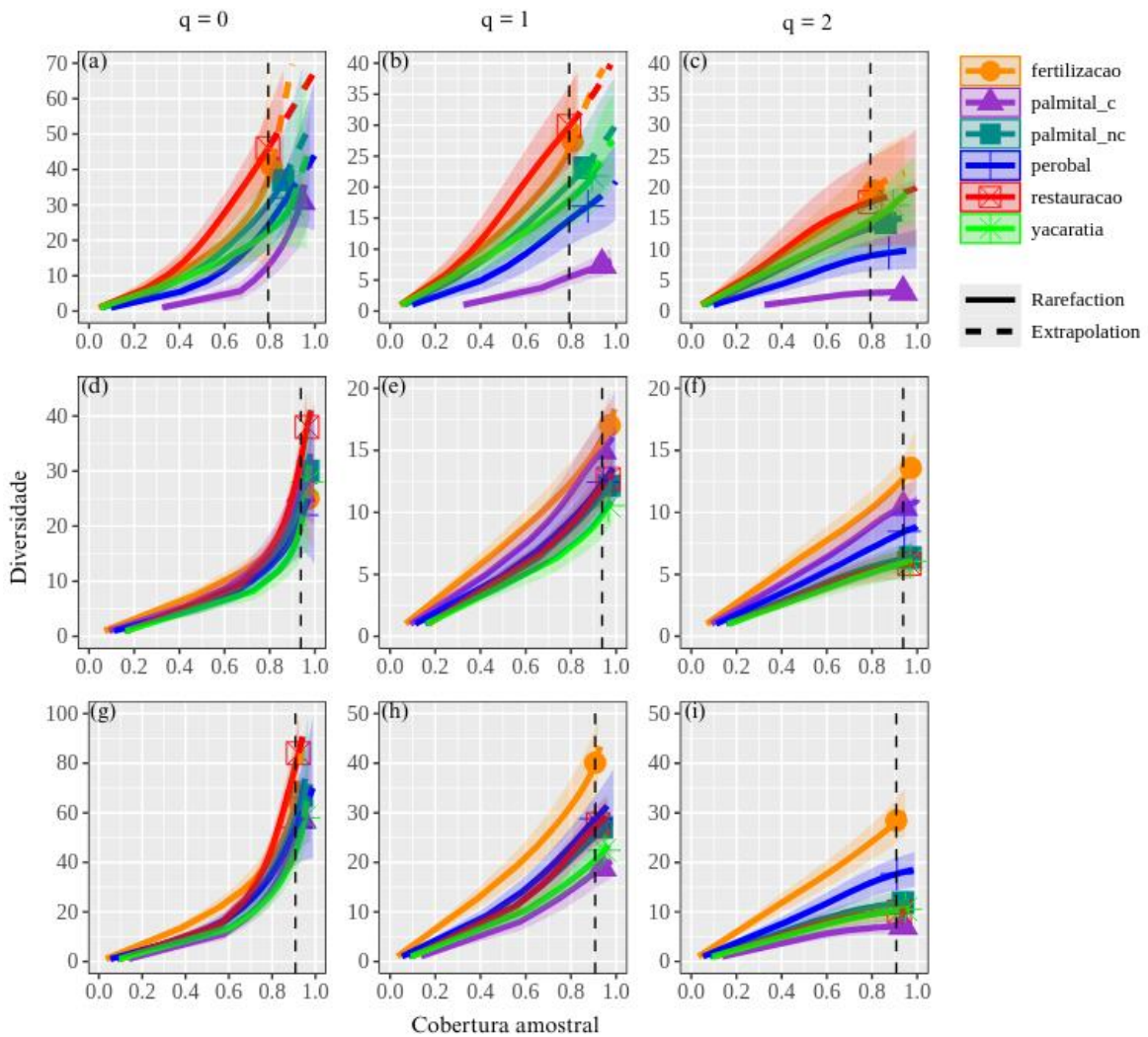
apresenta menor diversidade quando comparada com as parcelas Fertilização e Palmital C, e estas duas parcelas apresentam intervalos de confiança sobrepostos. Os intervalos de confiança das parcelas Yacaratiá, Palmital NC, Restauração, e Perobal se sobrepõem indicando a ausência de evidência estatística robusta para afirmar diferenças significativas na riqueza de espécies entre estas parcelas.

Sobre a Diversidade de Simpson (q^2) das espécies de lianas (Figura 8 (f)), observa-se a parcela Restauração apresenta o menor valor de diversidade, junto com as parcelas Yacaratiá, Palmital NC e Perobal, os intervalos destas parcelas apresentam sobreposição. Já a parcela Fertilização apresenta o maior valor de diversidade de Simpson, seguida da parcela Palmital C, os intervalos de confiança destas duas parcelas se sobrepõem, juntas apresentam a maior equabilidade na distribuição da abundância de espécies comuns.

Quando analisada a diversidade das parcelas como o total de espécies (Figura 8 (g,h,i)), evidencia-se que a menor riqueza estimada é da parcela Yacaratiá (44), e a maior riqueza é da parcela Restauração (79). As demais parcelas têm seus intervalos de confianças sobrepostos pelo que não é possível afirmar que a sua riqueza seja estatisticamente diferente (Anexo F: Tabela 16). A diversidade de Shannon considerando todas as espécies (Figura 8 (h)), apresentou os menores valores nas parcelas Palmital C e a parcela Yacaratiá, cujos intervalos de confiança se sobrepõem. Em oposição, a parcela Fertilização registrou o maior valor, seguida pela parcela Perobal. As parcelas Restauração, Palmital NC e Yacaratiá também apresentam sobreposição de intervalos de confiança.

Por último na Figura 8 (i), a diversidade de Simpson considerando todas as espécies, a parcela Fertilização apresentou o maior valor, seguida pela parcela Perobal. Contrário a estas, a parcela Palmital C apresenta o menor valor de diversidade de Simpson, e as parcelas Restauração, Yacaratiá e Palmital NC apresentam sobreposição dos intervalos de confiança, pelo que não é possível afirmar a existência de diferença estatisticamente significativa entre estas.

Figura 8 – Curvas de rarefação e extrapolação baseadas em cobertura amostral de árvores (a,b, c), lianas (d,e,f) e o total das plantas (g,h,i) de seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Calculados a partir de números de *Hill* ($q= 0, 1$ e 2); a linha tracejada vertical, representa o ponto de comparação entre as parcelas, menor cobertura amostral. Todas as áreas sombreadas representam intervalos de confiança de 95%.



Fonte: Autora, 2025

A análise de similaridade entre árvores, lianas, e o total de espécies nas parcelas, representada nos dendrogramas (Figura 9), e construída a partir das matrizes de similaridade (Anexo G), revelam distintos padrões de agrupamento. De forma geral, a comunidade de lianas é mais similar entre as parcelas que a comunidade de árvores.

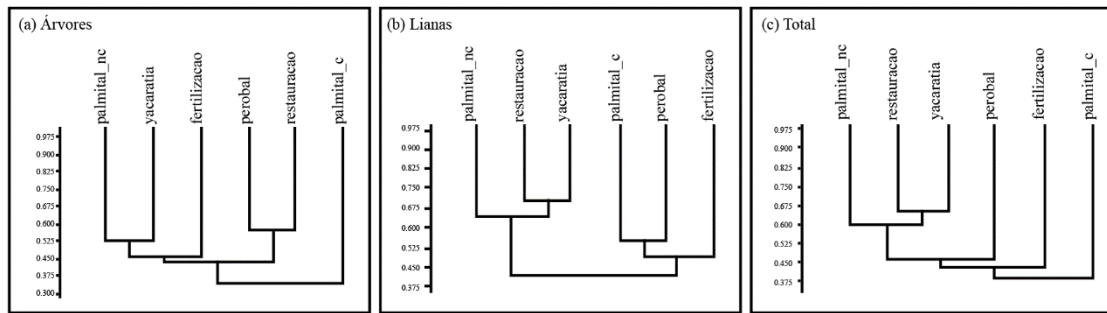
O dendrograma de similaridade de árvores (Figura 9 (a)), construído a partir da matriz triangular, Anexo G: Tabela 17 o método UPGMA foi escolhido por apresentar o maior índice de correlação cofenética entre os testados (0,8052). Evidência que a parcela mais distinta é Palmital C, apresentando aproximadamente 35% de similaridade em relação às demais parcelas, as quais formam dois grupos principais com uma similaridade entre eles de aproximadamente 42%. O primeiro grupo é composto pelas parcelas Perobal e Restauração, que apresentam cerca de 58% de similaridade entre si, sendo as parcelas com maior similaridade

no componente arbóreo. O segundo grupo inclui as parcelas Yacaratiá e Palmital NC, com uma similaridade de aproximadamente 52%, estando estas, por sua vez, mais próximas da parcela Fertilização, com a qual compartilham cerca de 45% de similaridade. Esse padrão de agrupamento reflete diferenças na composição das comunidades amostradas, destacando a variação na diversidade beta entre as parcelas analisadas.

O dendrograma de diversidade beta das espécies de lianas foi construído a partir da matriz triangular (Anexo G: Tabela 18), utilizando o método UPGMA, que apresentou o maior índice de correlação cofenética entre os testados, com um valor de 0,9329. Na Figura 9 (b), observa-se que as parcelas se agrupam em dois grandes grupos com uma similaridade aproximada de 42%. O primeiro grupo é composto pela parcela Fertilização, que apresenta cerca de 49% de similaridade com as parcelas Perobal e Palmital C, as quais, por sua vez, são aproximadamente 55% similares entre si. O segundo grupo inclui a parcela Palmital NC, que apresenta cerca de 65% de similaridade com as parcelas Restauração e Yacaratiá, sendo estas as mais semelhantes do estudo, com uma similaridade de aproximadamente 70%.

Observa-se no dendrograma gerado para o total das espécies, Figura 9 (c), utilizando o método UPGMA, que apresentou o maior valor do índice de correlação cofenética (0,9443), para representar a matriz (Anexo G: Tabela 19). A parcela Palmital C destaca-se como a mais distinta, apresentando a menor similaridade com as demais parcelas, aproximadamente 38%, o que indica uma composição florística bastante diferenciada. Em seguida, a parcela Fertilização também se mostra relativamente distinta, com aproximadamente 42% de similaridade em relação ao conjunto das demais parcelas. A parcela Perobal, por sua vez, apresenta um grau intermediário de similaridade, aproximadamente 47%, com as parcelas Palmital NC, Restauração e Yacaratiá que, juntas, formam um grupo mais homogêneo. Dentro desse grupo, Palmital NC apresenta uma similaridade de aproximadamente 60% com Restauração e Yacaratiá, enquanto essas duas últimas possuem a maior similaridade entre todas as parcelas analisadas, atingindo 65%, evidenciando uma composição florística semelhante.

Figura 9 – Dendrogramas de similaridade beta baseados no índice de Bray-Curtis para árvores (a), lianas (b) e total das espécies (c) em seis parcelas permanentes no *Parque Nacional Iguazú*, Argentina.



Fonte: Autora, 2025

Os resultados das correlações de *Spearman* (Tabela 7), na maioria das relações os valores de p foram superiores a 0,05, indicando que não há uma relação estatisticamente significativa entre a maioria das variáveis. No entanto, quatro pares de variáveis apresentaram correlações estatisticamente significativas ($p < 0,05$). A área basal de lianas mostrou correlação positiva com a abundância de lianas ($R = 0,943$; $p = 0,017$), os índices de diversidade, $q=0$ para árvores demonstraram correlação significativa com a diversidade de Shannon, $q=1$ de árvores ($R = 0,943$; $p = 0,017$) e a $q=1$ de árvores tem relação significativa como a diversidade de Simpson, $q=2$ de árvores ($R = 0,886$; $p = 0,033$). Correlações marginalmente significativas ($p = 0,058$) foram observadas entre a área basal de árvores e a abundância de lianas ($R = -0,829$), entre a área basal de lianas e o índice de diversidade $q2$ de lianas ($R = -0,829$), e entre a abundância de árvores e o $q2$ de lianas ($R = 0,829$)

Tabela 7 - Correlação de *Spearman* entre as variáveis ecológicas em seis parcelas permanentes no *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Abaixo da diagonal são apresentados os coeficientes de correlação R , acima da diagonal estão os valores de p (significância). _a: árvores, _l: lianas, _t: total, AB: área basal, abun: abundancias, q ordem do número de Hill.

	AB_a	AB_l	abun_a	abun_l	q0_a	q1_a	q2_a	q0_l	q1_l	q2_l	q0_t	q1_t	q2_t
AB_a	1,000	0,103	0,297	0,058	0,803	0,419	0,419	0,803	0,103	0,242	0,919	0,564	0,803
AB_l	-0,771	1,000	0,103	0,017	0,242	0,103	0,175	0,919	0,175	0,058	0,497	0,919	0,919
abun_a	0,543	-0,771	1,000	0,242	0,714	0,564	0,564	0,497	0,103	0,058	0,919	1,000	1,000
abun_l	-0,829	0,943	-0,600	1,000	0,356	0,136	0,242	0,658	0,242	0,103	0,564	0,803	0,564
q0_a	-0,143	0,600	-0,200	0,486	1,000	0,017	0,103	0,497	0,919	0,658	0,017	0,136	0,497
q1_a	-0,429	0,771	-0,314	0,714	0,943	1,000	0,033	0,564	0,919	0,497	0,058	0,297	0,658
q2_a	-0,429	0,657	-0,314	0,600	0,771	0,886	1,000	1,000	1,000	0,803	0,242	0,242	0,419
q0_l	0,143	0,086	0,371	0,257	0,371	0,314	-0,029	1,000	0,658	0,803	0,242	0,803	0,297
q1_l	0,771	-0,657	0,771	-0,600	0,086	-0,086	0,029	0,257	1,000	0,058	0,564	0,419	0,658
q2_l	0,600	-0,829	0,829	-0,771	-0,257	-0,371	-0,143	-0,143	0,829	1,000	0,919	0,658	0,419
q0_t	0,086	0,371	0,086	0,314	0,943	0,829	0,600	0,600	0,314	-0,086	1,000	0,175	0,658
q1_t	0,314	0,086	-0,029	-0,143	0,714	0,543	0,600	-0,143	0,429	0,257	0,657	1,000	0,058
q2_t	0,143	-0,086	0,029	-0,314	0,371	0,257	0,429	-0,543	0,257	0,429	0,257	0,829	1,000

Fonte: Autora, 2025

3 DISCUSSÃO

A estrutura da comunidade de árvores no PNI revelou 80 espécies e 29 famílias em uma área amostral de 1,5 ha. A composição florística das árvores no PNI apresentou resultados semelhantes aos do PNI-Brasil, onde, assim como no presente estudo, as famílias Fabaceae, Myrtaceae, Rutaceae e Euphorbiaceae foram as mais ricas em número de espécies (HOFFMANN, 2019). Essas famílias estão entre as mais representativas da Mata Atlântica, juntamente com Rubiaceae, Sapindaceae, Lauraceae e Meliaceae (LEITÃO-FILHO, 1987), também presentes neste estudo. A família Fabaceae, frequentemente figura entre as mais ricas em remanescentes de FES no Paraná, Brasil (e.g., BALD; PETRY; CORDEIRO, 2021; DOS SANTOS; KINOSHITA, 2003; VALE et al., 2009; SOUZA et al., 2009), sendo considerada típica dessa formação vegetal. Rutaceae destaca-se por ser descrita como representativa da FES Submontana (YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2005), junto a Myrtaceae também apontada como característica dessa formação (COUTO; FUNCH; CONCEIÇÃO, 2011). Nessa última família, encontra-se o gênero *Eugenia*, sendo o mais rico neste trabalho, assim como no levantamento realizado por Hoffmann (2019) no PNI-Brasil. Este gênero, destaca-se por sua grande riqueza de espécies na Mata Atlântica, evidenciando sua relevância na composição florística e na conservação da biodiversidade desse bioma (STEHMANN et al., 2009).

As árvores corresponderam a 60,15% de todas as espécies registradas, sendo todas nativas, com exceção de uma única espécie *Citrus aurantium*. As espécies arbóreas mais abundantes também apresentaram os maiores valores de IVI, a espécie *Euterpe edulis*, que na Argentina possui distribuição restrita à província de Misiones (ZANOTTI; KELLER; ZULOAGA, 2020), se destacou como a mais abundante e a de maior IVI de todas as espécies do estudo. Na mais recente avaliação de IUCN, esta espécie está classificada como pouco preocupante, embora, na categoria de recuperação de espécies tem uma pontuação de 50%, sendo considerada “em grande parte esgotado”, e presente mas não viável na Mata Atlântica (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN), 2018). No estudo de fitossociologia de vegetação arbórea de PNI-Brasil, *E. edulis* apresentou o maior valor de cobertura, em duas das quatro formações estudadas (SOUZA et al., 2017), também destacou-se como a de maior importância numa FES no Rio Grande do Sul, mesmo sob pressão antrópica que historicamente esta espécie sofreu por causa da exploração (JARENKOW; WAECHTER, 2001; SOUZA et al., 2017). No PNI e no PNI-Brasil esta espécie é ressaltada como chave para ações de conservação, posto que atua como indicadora de qualidade ambiental, e sendo fundamental para manutenção da estrutura florestal e dos processos ecológicos (ARGENTINA,

2017; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO), 2018).

A estratégia reprodutiva de *E. edulis* baseia-se na formação de bancos de plântulas, o que favorece o estabelecimento de formações conhecidas como “*Palmitales*”, formações vegetais onde a espécie é abundante e pode tornara-se dominante. Estes *Palmitales* localizam-se frequentemente em áreas mais elevadas e tendem a ser mais densos em locais como dossel bem conservado, já que, em ambientes com maior incidência de clareiras, a competição com outras espécies pode limitar seu desenvolvimento (GATTI, 2005). Do ponto de vista da ecologia funcional, *E. edulis* destaca-se pela produção de frutos carnosos ao longo de um extenso período do ano, inclusive em épocas em que a oferta geral de recursos alimentares é reduzida. Por essa razão, os palmitais são considerados elementos-chave para o funcionamento ecológico das florestas onde ocorrem (PLACCI et al., 1992).

No presente estudo, esse padrão pode ser observado de forma clara na parcela Palmital conservado, a qual apresentou a dominância de *E. edulis*, refletida tanto na composição florística, sendo a parcela mais distinta no dendrograma, quanto na diversidade, com os menores valores de Shannon (q1) e altos valores de Simpson (q2), o que sugere que é uma comunidade pouco equitativa, fortemente estruturada pela presença de poucas espécies dominantes. Embora a parcela Palmital NC também tenha registrado alta abundância de palmitais, sua diversidade foi superior, o que indica maior heterogeneidade.

A espécie *G. kunthiana*, embora tenha sido a segunda espécie mais abundante, não apresentou o segundo maior valor de IVI, sendo superada por *C. gonocarpum*, que se destacou devido à sua elevada dominância. Ambas espécies tendem a atingir grandes diâmetros em ambientes florestais preservados (LORENZI, 2013). A espécie *G. kunthiana* apresenta na Argentina distribuição restrita à província de Misiones (ZANOTTI; KELLER; ZULOAGA, 2020), sendo considerada uma espécie secundária tardia, frequentemente encontrada em matas ciliares e ambientes úmidos. Por sua vez, *C. gonocarpum* é classificada como uma espécie de clímax nas FES (LORENZI, 2013).

A espécies *A. polyneuron* no presente estudo encontra-se na posição oito de IVI, é árvore de maior altura na *Selva Misionera* (ARGENTINA, 2017) e está classificada em perigo na lista vermelha da UICN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (IUCN), 1998), pelo que sua conservação é fundamental para preservar a diversidade de espécies arbóreas da Mata Atlântica. Além disso é uma espécie secundária tardia ou de clima tolerante à sombra, e sua presença pode indicar florestas maduras e bem estruturadas (CARVALHO, 2003). Estabilidade do solo e regime

hídrico estável favorecem o estabelecimento e crescimento de indivíduos de grande porte como *A. polyneuron*, que por sua vez tornam o ambiente propício ao estabelecimento de populações de espécies climax tolerantes a sombra, entre elas, *E. edulis* (SOUZA et al., 2017).

Neste estudo 65% das espécies arbóreas foram representadas por apenas um a cinco indivíduos. Embora estas espécies tenha uma menor contribuição à estrutura horizontal da floresta, seu papel ecológico é significativo. Espécies menos frequentes ou raras são fundamentais para a manutenção da diversidade florística e podem sustentar funções ecológicas altamente vulneráveis e conferir resiliência aos ecossistemas frente a distúrbios (MOUILLOT et al., 2013).

Ao comparar as espécies de maior cobertura vegetal identificadas por Souza et al. (2017) com as 12 espécies de maior IVI neste estudo, que juntas somam 50,46% do IVI total, verifica-se que são compartilhadas as espécies, *E. edulis*, *G. kunthiana*, *C. canjerana* e *A. polyneuron*, *C. gonocarpum*, *N. megapotamica*, *O. diospyrifolia*, e *Syagrus romanzoffiana*. Além disso, *P. rivularis* e *C. ecalyculata* não aparece entre as espécies de maior cobertura, mas está presente no levantamento de Souza et al. (2017).

Em um estudo realizado no FES do norte da província de Misiones (HOLZ; PLACCI; QUINTANA, 2009), investigaram padrões estruturais e florísticos em florestas secundárias originadas em campos abandonados com diferentes históricos de uso, e incluíram áreas que classificaram como floresta primária que, como na maioria da província, sofreram extração seletiva de madeira. Nestas áreas de floresta primária, os autores descrevem que as espécies mais importantes foram *Alchornea glandulosa*, *C. canjerana*, *G. kunthiana*, *E. edulis*, *C. gonocarpum* e *N. megapotamica*, um padrão que coincide com os resultados deste estudo e os de FES Submontana típica de Souza et al. (2017), embora com variações na ordem. Os autores destacam que *N. megapotamica* é a única espécie que parece também em florestas secundárias antigas, enquanto as demais espécies não nessas áreas ou apresentam valores de IVI muito baixos. No presente estudo, essas espécies também apresentaram os mais altos valores de IVI em todas as parcelas, com exceção de *E. edulis*, que ocorreu apenas em duas delas, como mencionado anteriormente.

Em relação à composição das famílias de lianas no PNI, foram observadas semelhanças como outros estudos da FES (e.g HORA; SOARES, 2002; REZENDE, 1997; REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007; TIBIRIÇÁ; COELHO; DE MOURA, 2006; UDULUTSCH et al., 2010), sendo Bignoniaceae, Fabaceae, Apocynaceae e Sapindaceae as famílias com maior riqueza específica, ainda que a ordem de riqueza varie entre os estudos. Ao norte da província de Misiones, as famílias Bignoniaceae e Fabaceae apresentam a maior

abundância de lianas (CAMPANELLO et al., 2007a), também coincidindo com os resultados deste estudo. Esse padrão é considerado comum para o Neotrópico, onde essas famílias figuram entre as mais diversas e abundantes quando se trata de lianas (GENTRY, 1991) sendo que Asteraceae e Malpighiaceae, também figuram entre os grupos mais representativos. O 78,9% dos gêneros de lianas amostrados neste estudo foram monoespecíficos, um valor semelhante ao encontrado por Udulutsch et al (2010), que registrou 83% de gêneros monoespecíficos.

Dentre as espécies amostradas, *Pisonia aculeata* foi a mais abundante e apresentou o maior valor de importância de toda a comunidade. *Fridericia mutabilis* ocupou a segunda posição, tanto em abundância quanto em IVI, enquanto *Sequiaria aculeata* ficou em terceiro lugar em IVI, impulsionada principalmente por sua elevada densidade e dominância relativa. Já *A. marginatum*, apesar de ser a terceira espécie mais abundante, ocupou apenas a quinta posição em IVI. Todas essas espécies são nativas da Argentina. Destaca-se ainda *Tetracera oblongata*, da família Dilleniaceae, como a espécie mais importante na parcela Palmital C, na Argentina este gênero é exclusivo da província de Misiones (ZANOTTI; KELLER; ZULOAGA, 2020). Os gêneros *Adenocalymna*, *Fridericia* são os mais comuns no trabalho de CAMPANELLO et al. (2007a), coincidindo com as espécies de maior IVI aqui apresentadas.

Comparando as espécies de maior importância no presente estudo com o obtido por Hora e Soares (2002) que utilizaram o mesmo critério de inclusão (DAP > 2,5 cm), porém com uma área total amostral diferente, apresenta apenas uma espécie em comum com este trabalho, sendo *Mansoa difficilis*. Enquanto no estudo de Hora e Soares (2002) essa espécie foi a mais importante, neste estudo ocupa a sétima posição de IVI., outras espécies são compartilhadas embora como valores de IVI muito baixos. No trabalho de Udulutsch et al. (2010), *A. marginatum* foi exclusiva de bordas de clareiras.

Neste estudo as lianas representaram 39,85% do total de espécies amostradas e 63,46% da abundância total. A contribuição das lianas para a comunidade vegetal foi semelhante ao descrito por Gentry e Dodson (1987), que relataram uma contribuição de aproximadamente 34% das lianas entre as plantas vasculares. Embora nas florestas tropicais essa contribuição possa chegar ao 52,5% da diversidade das plantas lenhosas (SANTOS et al. 2009). As lianas ocupam um papel fundamental na dinâmica das comunidades florestais, contribuindo para a diversidade biológica e desempenhando funções ecológicas essenciais à manutenção da estrutura do ecossistema. Destacam-se por fornecer recursos alimentares a polinizadores e dispersores em períodos de escassez (GENTRY, 1991), além de influenciar processos como a transpiração total e o sequestro de carbono (SCHNITZER; BONGERS,

2002). Também são consideradas bioindicadoras importantes para a caracterização de ambientes (LEE; RICHARDS, 1991; PUTZ, 1984; SCHNITZER; BONGERS, 2002; UDULUTSCH et al., 2010).

Quanto à diversidade de lianas, observou-se que esta foi inferior à diversidade de árvores. Além disso, a análise do dendrograma da comunidade de lianas, revelou uma maior similaridade entre as parcelas quando comparados ao dendrograma de árvores. Por sua vez, a distribuição dos grupos de parcelas gerados no dendrograma de lianas coincide com a distribuição da AB arbórea, ou seja, as parcelas de maior AB arbórea, Fertilização, Perobal e Palmital C, formaram um grupo, e as parcelas de menor AB arbórea, Restauração, Palmital NC e Yacaratiá formam um segundo grupo. Este resultado de agrupamento coincide com o delineamento em blocos pareados realizado por Villagra et al. (2021). Em dito trabalho, descrevem-se as parcelas de $AB > 25\text{m}^2/\text{ha}$ como baixo grau de perturbação, apresentado dossel fechado ou contínuo e pouca presença de *Chusquea ramossisima* ou lianas, e o segundo grupo parcelas de $AB < 20\text{m}^2/\text{ha}$ como parcelas de alto grau de perturbação, por apresentarem dossel aberto, grandes clareiras, alta presença de *Chusquea ramossisima* ou lianas. Também, em relação a AB de lianas observou-se um padrão inverso ao da AB arbórea, parcelas de AB arbórea $> 25\text{m}^2/\text{ha}$ de apresentaram menores AB de lianas, enquanto parcelas de AB arbórea $< 20\text{m}^2/\text{ha}$ apresentaram maiores AB de lianas. Esses resultados reforçam a relação entre o grau de perturbação e a composição da comunidade de lianas. Ao analisar a correlação entre AB arbórea e AB de lianas não se encontrou significância, e ao avaliar a relação entre a AB arbórea e abundância de lianas, identificou-se uma correlação negativa, e ligeiramente acima do limite de significância (0,058), no trabalho de Campanello et al., (2007a) apresentou-se uma relação entre área basal de lianas e número de árvores, sugerindo que a quantidade de árvores hospedeiras disponíveis influencia na abundância de lianas, destacando que esta análise foi realizada por subparcelas e incluindo $DAS > 1\text{cm}$, o que foi diferentes ao do presente estudo.

Esta relação entre aumento de AB arbórea um aumento de AB está associada à diminuição da densidade e abundância de lianas de também foi descrito por Villagra et al (2021) reforçando a ideia de que a estrutura florestal influencia a abundância das lianas como se há visto em numerosos trabalhos. Numa Floresta estacional semidecidual em Piracicaba, São Paulo, a densidade de lianas se correlacionou inversamente com parâmetros de estrutura e diversidade da comunidade arbórea, sendo densidade, riqueza, índice de diversidade de Shannon e índices de equabilidade de Pielou, isto para lianas de $DAS > 1\text{cm}$ e árvores não pioneiras $DAP > 5\text{cm}$ (CÉSAR, 2014).

A abundância e distribuição das lianas em florestas tropicais podem ser influenciadas por diversos fatores ecológicos (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005). Uns dos principais fatores que determinam a riqueza e abundâncias de lianas são a disponibilidade de luz, que por sua vez, está relacionada à arquitetura da copa das árvores (LEE; RICHARDS, 1991) e o histórico de perturbações desse ambiente (MORELLATO E LEITÃO 1998). Outro fator que influencia a abundância de lianas é a variação edáfica, como destacaram Hora e Soares (2002), que indicaram que a alta diversidade de lianas em seu estudo poderia estar associada à diversidade de solos na área, que, junto aos impactos antrópicos passados e aos processos ecológicos naturais, promoveria uma maior heterogeneidade de habitats, influenciando a composição e estrutura da comunidade. Além disso, outro fator relacionado à densidade das lianas é o estágio sucessional da floresta (LAURANCE et al., 2001), sugerem que menores densidades associadas a maiores diâmetros de lianas podem ser indicativas de florestas em estágios mais avançados de sucessão, possivelmente devido à competição interespecífica e às mudanças estruturais no dossel.

Parâmetros estruturais, como densidade de árvores e altura do dossel, são determinantes para essa heterogeneidade e afetam a abundância e a riqueza de espécies de lianas (CAMPANELLO et al., 2007a; PINARD; PUTZ, 1994; SFAIR et al., 2018; VILLAGRA et al., 2021). Assim, maior área basal sugere uma floresta mais madura, proporcionando o fechamento do dossel e redução das lianas (TAVARES, 2024). Por fim, a heterogeneidade observada entre fragmentos de diferentes estudos também reforça o papel estrutural das lianas nas formações vegetais e na dinâmica e na sucessão das florestas tropicais (REZENDE; RANGA, 2005).

A comparação dos dados de diversidade obtidos neste estudo com outros trabalhos realizados em FES mostrou-se desafiadora. Isso porque a maioria dos estudos disponíveis utiliza índices tradicionais, como Shannon e Simpson, (HORA; SOARES, 2002; REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007) e não expressos em números de Hill, como adotado neste estudo.

Os padrões de agrupamento observados no dendrograma do total de espécies, se relacionam parcialmente com as características do solo descritas por Villagra et al (2021) com base nos parâmetros de nitrogênio, carbono e pH do solo, de um lado, Palmital NC, Restauração e Yacaratiá (N: $0,5 \pm 0\%$, C: $5 \pm 0,4\%$, pH: $6,3 \pm 0,1$), e de outro, Palmital C, Perobal e Fertilização (N: $0,5 \pm 0\%$, C: $4,5 \pm 0,2\%$, pH: $6 \pm 0,1$). Esses resultados reforçam a ideia de que a composição florística e os padrões de similaridade entre parcelas são moldados por múltiplos fatores, incluindo variações nas condições ambientais locais.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo evidenciam que o *Parque Nacional Iguazú*, Argentina abriga uma expressiva diversidade florestal, composta por espécies nativas, tanto para árvores quanto para lianas. Embora as árvores tenham apresentado maior contribuição para a diversidade total, as lianas também desempenham um papel relevante, sendo responsáveis por uma parcela considerável da diversidade de plantas lenhosas na área. Isso demonstra a importância de considerar ambos os grupos de forma integrada em estudos ecológicos, a fim de compreender com maior profundidade os padrões de estrutura e composição das comunidades vegetais.

As espécies de maior importância registradas estão em conformidade com os padrões descritos para a Floresta Estacional Semidecidual Submontana, reforçando a representatividade ecológica da área de estudo. Os resultados também indicam que as parcelas estudadas reúnem características estruturais compatíveis com formações secundárias tardias e de florestas primárias, sugerindo que, apesar dos distúrbios passados, a regeneração natural pode ter sido favorecida pela proteção da área como unidade de conservação. Nesse contexto, o estudo conjunto das comunidades de árvores e lianas contribuiu para ampliar o conhecimento sobre a diversidade florística da província de Misiones, destacando a relevância desses grupos na manutenção da biodiversidade regional e na provisão de serviços ecossistêmicos. Ressalta-se, ainda, o papel estratégico dessas áreas na conectividade e integridade da paisagem florestal, sobretudo pela continuidade ecológica com o Parque Nacional do Iguaçu, no Brasil, com o qual compartilham similaridades estruturais e florísticas.

Sugere-se que estudos futuros aprofundem a análise das variáveis ambientais, em especial as condições edáficas das parcelas, com maior detalhamento do que o disponível em trabalhos anteriores. A inclusão de novos fatores ambientais poderá elucidar de forma mais precisa os padrões de similaridade e a dinâmica das comunidades florestais, contribuindo para estratégias mais eficazes de conservação e manejo.

REFERÊNCIAS

- ARGENTINA. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable; Administración de Parques Nacionales. *Plan de gestión Parque Nacional Iguazú*. Buenos Aires: Administración de Parques Nacionales, 2017.
- ASNER, G. P. et al. Selective logging and its relation to deforestation. Em: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DIAS, P. S. (org.). *Amazonia and global change*. Washington, DC: American Geophysical Union, 2009. p. 25–42. (Geophysical Monograph Series, v. 186).
- BALD, J. L.; PETRY, C. A.; CORDEIRO, J. Aspectos estruturais e diversidade arbórea em fragmento florestal urbano no Oeste Paranaense. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 1, p. 1006–1023, 2021.
- BARBADO, N. *Escola Parque: Educação Ambiental na Região do Parque Nacional do Iguazú*. 2008. Dissertação (Mestrado em Educação) – Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente, 2008.
- BEEVERM, E. A. et al. Introduction: Defining and interpreting ecological disturbances. Em: DOMINICK A.; DELLASALA (Eds.). *Disturbance Ecology and Biological Diversity*. [s.l.] Northern Rocky Mountain Science Center, 2019.
- CABRERA, A. L. Regiones Fitogeograficas Argentinas. Em: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. 2. ed. Buenos Aires: Acme, 1976. v. 2, fasc.1.
- CAMPANELLO, P. I. *Diversidad, crecimiento y fisiología de árboles en la Selva Misionera: efectos de los cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema producidos por la invasión de lianas y bambúseas*. 2004. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade de Buenos Aires, Buenos Aires, 2004.
- CAMPANELLO, P. I. et al. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. *Forest Ecology and Management*, v. 242, n. 2–3, p. 250–259, 30 abr. 2007a. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.01.040.
- CAMPANELLO, P. I. et al. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, v. 252, n. 1–3, p. 108–117, 30 nov. 2007b. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.06.032.
- CAMPANELLO, P. I. et al. Reduced-impact logging and post-harvest management in the Atlantic Forest of Argentina: Alternative approaches to enhance regeneration and growth of canopy trees. Em: *Forest management* [s.l: s.n.], 2009. p. 39–60.

CAMPANELLO, P. I. *Cambios globales como promotores del aumento en la abundancia de lianas y consecuencias en la productividad de los bosques nativos del noreste de Argentina*. Projeto de pesquisa apresentado à Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT). [S.l.], 2012

CARVALHO, P. E. R. Peroba-Rosa *Aspidosperma polyneuron*. Em: CARVALHO, P. E. R. (Ed.). *Espécies Arbóreas Brasileiras*. Brasília: Embrapa, 2003. v. 1p. 781–789.

CÉSAR, R. G. *Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados*. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências – Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, v. 84, n. 1, p. 45–67, 1 fev. 2014.

COLPANI, J. *Caracterização paisagística dos Parques Nacionais do Iguaçu e Iguazú*. 2013. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Foz do Iguaçu, 2013.

DA SILVA, F. et al. *Análises ecológico no R*. Recife, PE: Nupeea: Canal 6, Recife, PE, 2022.

DI BITETTI, M. S.; PLACCI, G.; DIETZ, L. A. *Uma visão de Biodiversidade para a Ecorregião Florestas do Alto Paraná - Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação*. Washington, D.C: World Wildlife Fund, 2003.

DO COUTO, A. P. L.; FUNCH, L. S.; CONCEIÇÃO, A. A. Composição florística e fisionomia de floresta estacional semidecídua submontana na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Rodriguésia*, v. 62, n. 2, p. 391–405, 2011.

DOS SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. *Acta Botanica Brasílica*, v. 17, n. 3, p. 325–341, 1 jul. 2003.

EISENLOHR, P. V. et al. Floresta Ombrófila Densa Atlântica: bases conceituais e estudo de caso no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, Brasil. Em: FELFILI, J. M. et al. (org.). *Fitosociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. Viçosa, MG: UFV, 2011. v. 1, p. 372–387.

EMBRAPA. Livros - Espécies Arbóreas Brasileiras - Portal Embrapa. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/florestas/publicacoes/especies-arboreas-brasileiras>>. Acesso em: 8 fev. 2025.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). *Euterpe edulis*. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/species/111457556/161421095>>. Acesso em: 27 mar. 2025.

FONSECA, G. A. B. DA. The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, v. 34, n. 1, p. 17–34, 1 jan. 1985.

GENOVEVA GATTI, M. Ecofisiología de una palmera arbórea (*Euterpe edulis*, Palmito) del Bosque Atlántico en Misiones, Argentina: crecimiento, fotosíntesis, arquitectura hidráulica y resistencia a bajas temperaturas. Buenos Aires: Universidade de Buenos Aires, 2005.

GENTRY, A. H. The distribution and evolution of climbing plants. Em: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (eds.). *The biology of vines*. Cambridge: University Press, 1991. p. 3–49.

GENTRY, A. H.; DODSON, C. Contribution of Nontrees to Species Richness of a Tropical Rain Forest. *Biotropica*, v. 19, n. 2, p. 149, jun. 1987.

GERWING, J. J. et al. A Standard protocol for Liana censuses. [s.l: s.n.]. Disponível em: https://epublications.marquette.edu/bio_fac. Acesso em: 27 fev. 2025.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, v. 4, n. 4, p. 379–391, 2001.

HENTZ, E. J. et al. Floristic Inventory of the Iguazu and Iguazú National Parks (Brazil and Argentina): Bignoniaceae. *Phytotaxa*, v. 570, n. 2, p. 165–192, 27 out. 2022.

HENTZ, E. J. et al. Taxonomic synopsis of Plantaginaceae and Scrophulariaceae (Lamiales) in Iguazú and Iguazu National Parks (Argentina and Brazil). *Rodriguesia*, v. 75, 2024.

HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, v. 54, n. 2, p. 427–432, 1 mar. 1973.

HOFFMANN, A. G. B. *Flora arbórea e arborescente do Parque Nacional do Iguazu, Paraná, Brasil*. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2019

HOLZ, S.; PLACCI, G.; QUINTANA, R. D. Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest Ecology and Management*, v. 258, n. 7, p. 1629–1642, 15 set. 2009.

HORA, R. C.; SOARES, J. J. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. *Brazilian Journal of*

Botany, v. 25, n. 3, p. 323–329, set. 2002.

HUANG, M. et al. Assessing impacts of selective logging on water, energy, and carbon budgets and ecosystem dynamics in Amazon forests using the Functionally Assembled Terrestrial Ecosystem Simulator. *Biogeosciences*, v. 17, n. 20, p. 4999–5023, 19 out. 2020.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Plano de Manejo do Parque Nacional do Iguaçu*. Brasília: Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/mata-atlantica/lista-de-ucs/parna-do-iguacu/pagina/documentos-de-gestao/plano-de-manejo-2018.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2025.

INSTITUTO DE BOTÁNICA DARWINION. *Flora Argentina*. Disponível em: <https://buscador.floraargentina.edu.ar/>. Acesso em: 8 fev. 2025.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (IUCN). *Aspidosperma polyneuron*. IUCN Red List of Threatened Species, 1 jan. 1998.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. *Flora e Funga do Brasil*. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/consulta/#CondicaoTaxonCP>. Acesso em: 5 fev. 2025.

JARDIM, F. C. D. S.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. *Acta Amazonica*, v. 37, n. 1, p. 37–47, 2007.

JARENKOW, J. A.; WAECHTER, J. L. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. *Brazilian Journal of Botany*, v. 24, n. 3, p. 263–272, set. 2001.

JORDÃO, S. M. S. *Manejo de lianas em borda de floresta estacional semidecidual*. 2009. Tese (Doutorado em Ciências)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*, [s.l.], v. 82, n. 1, p. 105–116, 2001.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1137, jun. 2009.

LEE, D. W.; RICHARDS, J. H. Heteroblastic development in vines. Em: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (ed.). *The biology of vines*. [S.l.]: Cambridge University Press, 1991. p. 205–243.

- LEITÃO-FILHO, H. F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. *IPEF*, v. 35, p. 41–46, abr. 1987.
- LORENZI, H. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 4. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2013. v. 2.
- LYTLE, D. A. Disturbance regimes and life-history evolution. *American Naturalist*, v. 157, n. 5, p. 525–536, 2001.
- MORELLO, J. H. et al. *Metodología para la clasificación de ambientes en el Sistema Nacional de Areas Protegidas*, Argentina. 2007.
- MOUILLOT, D. et al. Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems. *PLOS Biology*, v. 11, n. 5, p. e1001569, 2013.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and Methods of Vegetation Ecology. *Geographical Review*, v. 66, n. 1, p. 114, jan. 1976.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000.
- OYARZABAL, M. et al. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, v. 28, n. 1, p. 040–063, 25 mar. 2018.
- PANIZZA, A. M. et al. Taxonomic synopsis of Sapindaceae in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Rodriguésia*, v. 75, 2024a.
- PANIZZA, A. M. et al. Flora of Anacardiaceae in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Rodriguésia*, v. 75, p. e01372022, 15 jan. 2024b.
- PEREIRA, R. et al. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 168, n. 1–3, p. 77–89, set. 2002.
- PINARD, M.; PUTZ, F. Vine infestation of large remnant trees in logged forest in Sabah, Malaysia: biomechanical facilitation in vine succession. *Journal of Tropical Forest Science*, v. 6, 1 jan. 1994.
- PLACCI, G.; GIORGIS, P. Estructura y diversidad de la selva del Parque Nacional Iguazu, Argentina. Uso, manejo y Conservacion, Eldorado, Misiones. VII Jornadas Técnicas sobre Ecosistemas Forestales Nativos, 1993.
- PLACCI, L. G. et al. Estructura del palmital e importancia de *Euterpe edulis* como especie clave en el Parque Nacional “Iguazú”, Argentina. 1 jul. 1992.

- PUTZ, F. E. *Natural history of lianas and their influences on tropical forest dynamics*. 1982. Tese (Doutorado)-Cornell University, Ithaca, 1982.
- PUTZ, F. E. How trees avoid and shed lianas. *Biotropica*, v. 16, n. 1, p. 19–23, 1984.
- PUTZ, F. E. et al. *Biodiversity conservation in the context of tropical forest management*. Washington, DC: The World Bank Environment Department, 2000.
- REZENDE, A. A. *Levantamento florístico das espécies de lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista – São José do Rio Preto/Mirassol, SP, chave de identificação e diagnoses*. 1997. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Biologia Vegetal) — Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.
- REZENDE, A. A.; RANGA, N. T. Lianas da estação ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 19, n. 2, p. 273–279, 1 abr. 2005.
- REZENDE, A. A.; RANGA, N. T.; PEREIRA, R. A. S. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, Município de Paulo de Faria, Norte do Estado de São Paulo, Brasil. *Brazilian Journal of Botany*, v. 30, n. 3, p. 451–461, jul. 2007.
- REZENDE, A.; WEISER, V. Estudos com trepadeiras no Brasil. Em: VILLAGRA, B. L. P. et al. (org.). *Diversidade e conservação de trepadeiras: contribuição para a restauração de ecossistemas brasileiros*. 1. ed. [S.l.]: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2014. p. 13–31.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1141–1153, 2009.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. Em: *Recuperação de Áreas Degradadas*. Tradução. Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998.
- SANTIAGO DO VALE, V. et al. Composição florística e estrutura do componente arbóreo em um remanescente primário de floresta estacional semidecidual em Araguari, Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea*, v. 36, n. 3, p. 417–429, set. 2009.
- SCHIAFFINO, K.; ALMIRÓN, M.; CHEDIACK, S. El parque Nacional Iguazú, Argentina. Em: *Desarrollo de capacidades necesarias para el manejo de áreas protegidas en América Latina y el Caribe*. 1. ed. Huascarán, Perú: TNC, WCPA, UICN, 2003. p. 35–47.
- SCHNITZER, S. A. et al. The past, present, and potential future of liana ecology. Em:

SCHNITZER, S. A. et al. (ed.). *Ecology of lianas*. 1. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2015. p. 3–10.

SCHNITZER, S. A. Testing ecological theory with lianas. *New Phytologist*, v. 220, n. 2, p. 366–380, 1 out. 2018.

SCHNITZER, S. A.; DEWALT, S. J.; CHAVE, J. Censusing and measuring lianas: A quantitative comparison of the common methods. *Biotropica*, v. 38, n. 5, p. 581–591, set. 2006.

SCHNITZER, S. A.; KUZEE, M. E.; BONGERS, F. Disentangling above- and below-ground competition between lianas and trees in a tropical forest. *Journal of Ecology*, v. 93, n. 6, p. 1115–1125, 15 dez. 2005.

SCHNITZER, S. A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management*, v. 255, n. 3–4, p. 1044–1049, 20 mar. 2008.

SCHNITZER, S.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 17, n. 5, p. 223–230, 1 maio 2002.

SFAIR, J. C. et al. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. *Environmental Research Letters*, v. 13, n. 2, p. 025005, 2 fev. 2018.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. The comparison of dendograms by objective methods. *Taxon*, v. 11, n. 2, p. 33–40, fev. 1962.

SOMERFIELD, P. J. Identification of the Bray-Curtis similarity index: Comment on Yoshioka (2008). *Marine Ecology Progress Series*, 9 dez. 2008.

SOUSA, W. P. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 15, n. 1, p. 353–391, nov. 1984.

SOUZA, R. F. DE et al. Fitossociologia da vegetação arbórea do Parque Nacional do Iguçu. *Ciência Florestal*, v. 27, n. 3, p. 853–869, 31 ago. 2017.

SOUZA, M. C. et al. Vascular flora of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. SUPPL. 2, p. 735–745, 2009.

SPEARMAN, C. The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology*, v. 15, n. 1, p. 72, jan. 1904.

SRUR, M. et al. Los tipos de vegetación y ambientes del Parque Nacional Iguazú y su distribución en el paisaje. Em: CARPINETTI, B.; GARCIARENA, M.; ALMIRÓN, M. (eds.). *Parque Nacional Iguazú: conservación y desarrollo en la Selva Paranaense de*

Argentina. [s.l.] Administración de Parques Nacionales, 2009.

STEHMANN et al. Gimnospermas e angiospermas. Em: STEHMANN, J. R. et al. (eds.). *Plantas da Floresta Atlântica*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. p. 13–38.

STEVENS, P. F. ANGIOSPERM PHYLOGENY WEBSITE, version 14.

TAVARES, I. S. J. *Modelagem da infestação de lianas e da biomassa do fuste de árvores em fragmentos de Mata Atlântica*. 2024. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) — Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 18 jul. 2024.

TIBIRIÇÁ, Y. J. D. A.; COELHO, L. F. M.; DE MOURA, L. C. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 20, n. 2, p. 339–346, abr. 2006.

UDULUTSCH, R. G. et al. Composição florística e chaves de identificação para as lianas da Estação Ecológica dos Caetetus, estado de São Paulo, Brasil. *Rodriguésia*, v. 61, n. 4, p. 715–730, dez. 2010.

UDULUTSCH, R. G.; ASSIS, M. A.; PICCHI, D. G. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro - Araras, Estado de São Paulo, Brasil. *Brazilian Journal of Botany*, v. 27, n. 1, p. 125–134, mar. 2004.

VILLAGRA, M. et al. Disturbance as a driver of trait assembly in liana communities in a semi-deciduous Atlantic Forest. *Plant Ecology*, v. 222, n. 7, p. 773–790, 1 jul. 2021.

WHITE, P. S.; PICKETT, S. T. A. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. [s.l.] *Elsevier*, 1985.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Florística dos componentes arbóreo e arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Botany*, v. 28, n. 1, p. 191–202, mar. 2005.

ZANOTTI, C. A.; KELLER, H. A.; ZULOAGA, F. O. Biodiversidad de la flora vascular de la provincia de Misiones, Región Paranaense Argentina. *Darwiniana*, v. 8, n. 1, p. 42–291, 2020.

ZULOAGA, F. O. Análisis de la biodiversidad en plantas vasculares de la Argentina. KURTZIANA, 1999.

APÊNDICES

APÊNDICE A – LISTA DE ESPÉCIES DA COMUNIDADE DE ÁRVORES

Tabela 8 - Famílias e espécies arbóreas de seis parcelas permanente do Parque Nacional Iguazú, Argentina, se apresenta a abundância de cada espécie por parcela e o total. Organizadas por ordem alfabética de família, espécie. CP: categoria de procedência, NAT: nativa, EXO: exótica; CS: categoria sucessional, P: pioneira, SI: secundária inicial, ST: secundária tardia, C: clímax, Fert: Fertilização, PC: Palmital Conservado, PNC: Palmital Não conservado, Rest: Restauração, Yaca: Yacaratiá, AT: abundância total.

Espécie	CS	CP	Fert.	PC	Parcela			AT	
					PNC	Peroba I	Rest. Yaca.		
ACHATOCARPACEAE									
<i>Achatocarpus praecox</i> Griseb.	SI	NAT	0	0	0	0	0	1	1
ANNONACEAE									
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer	SI	NAT	0	0	0	0	2	0	2
APOCYNACEAE									
<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	SI	NAT	0	0	0	1	1	0	2
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	ST;C	NAT	0	2	2	7	2	0	13
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	SI	NAT	0	0	1	0	1	0	2
AQUIFOLIACEAE									
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	SI	NAT	2	0	0	0	0	0	2
ARECACEAE									
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	ST; C	NAT	0	116	22	0	0	0	138
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	SI	NAT	3	1	1	3	3	6	17
BIGNONIACEAE									
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	P; SI	NAT	0	0	1	1	0	0	2
CARDIOPTERIDACEAE									
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	ST,C	NAT	0	1	0	0	2	0	3
CARICACEAE									
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	P, SI, ST	NAT	1	3	4	2	3	1	14
CORDIACEAE									
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	P, SI, ST	NAT	5	4	5	2	1	9	26
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	P,SI, ST	NAT	2	0	1	2	2	0	7
EUPHORBIACEAE									
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	SI	NAT	0	0	0	3	0	0	3
<i>Alchornea glandulosa</i> subsp. <i>iricurana</i> (Casar.) Secco	P, SI, ST, C	NAT	1	2	4	0	4	3	14
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	SI	NAT	0	1	1	0	0	0	2
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	P, SI	NAT	0	0	0	0	0	1	1
FABACEAE									

<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	P, SI, ST, C	NAT	1	0	0	0	1	0	2
<i>Bauhinia forficata</i> subsp. <i>pruinosa</i> (Vogel) Fortunato & Wunderlin	P, SI	NAT	0	1	0	0	1	0	2
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	SI	NAT	0	2	1	3	2	3	11
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	SI	NAT	0	0	0	1	0	0	1
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	ST	NAT	1	1	0	2	3	1	8
<i>Inga marginata</i> Willd.	SI	NAT	1	2	4	1	1	8	17
<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.	SI	NAT	0	0	1	0	0	0	1
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	SI; ST	NAT	0	0	0	1	1	3	5
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	SI; ST	NAT	1	5	1	0	0	1	8
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J.Silva & A.M.G.Azevedo	SI	NAT	3	0	0	1	4	1	9
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	ST	NAT	1	0	0	0	0	0	1
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	SI; ST	NAT	3	0	1	0	0	0	4
<i>Pseudalbizzia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) E.J.M. Koenen & Duno	P, SI, ST	NAT	1	0	0	0	0	0	1
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	SI	NAT	1	0	0	0	0	0	1
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	SI	NAT	1	1	0	0	0	1	3
LAURACEAE									
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart.	ST	NAT	1	1	3	0	0	0	5
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI; ST	NAT	14	3	1	4	3	3	28
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	ST;C	NAT	7	0	3	2	1	1	14
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	ST	NAT	1	0	2	0	0	0	3
MALVACEAE									
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	P;SI	NAT	3	1	2	0	0	5	11
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	P	NAT	1	1	1	0	2	2	7
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	P	NAT	0	0	0	0	3	0	3
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	SI;ST	NAT	0	0	0	0	1	0	1
MELIACEAE									
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	SI	NAT	6	1	7	5	3	5	27
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	SI; ST	NAT	1	4	3	1	1	1	11
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	ST. C	NAT	2	15	12	15	19	11	74
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	SI;ST	NAT	0	6	0	0	0	0	6
MORACEAE									
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	SI	NAT	0	0	2	0	0	0	2
<i>Ficus</i> sp1		NAT	1	3	0	0	0	0	4
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don	C	NAT	0	1	3	4	1	0	9

ex Steud. subsp. tinctoria									
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & Wess.Boer	SI;ST	NAT	3	0	0	0	1	2	6
MORFOESPECIE									
Morfoespecie_1	–	–	1	0	0	0	0	0	1
Morfoespecie_2	–	–	0	0	1	0	0	0	1
MYRTACEAE									
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	ST	NAT	0	0	0	2	1	0	3
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand		NAT	0	0	0	1	0	0	1
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	ST;C	NAT	0	0	0	1	0	0	1
<i>Eugenia uniflora</i> L.	SI;ST	NAT	0	0	0	1	0	0	1
Morfoespecie_3	–	–	0	0	0	0	1	0	1
Morfoespecie_4	–	–	0	0	0	0	1	0	1
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	SI;ST	NAT	5	9	0	29	7	0	50
NYCTAGINACEAE									
<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	ST	NAT	0	1	0	0	0	0	1
POLYGONACEAE									
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	ST	NAT	0	0	0	1	1	1	3
PRIMULACEAE									
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	ST	NAT	1	0	0	2	2	0	5
PROTEACEAE									
<i>Roupala montana</i> Aubl. var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S. Edwards	ST	NAT	0	0	1	0	0	0	1
ROSACEAE									
<i>Prunus subcoriacea</i> (Chodat & Hassl.) Koehne	SI;ST	NAT	1	0	1	0	1	0	3
RUBIACEAE									
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerm.	SI;ST	NAT	0	0	0	0	1	0	1
RUTACEAE									
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	SI;ST	NAT	7	1	1	2	0	3	14
<i>Citrus aurantium</i> L.	P	EXO	2	0	0	0	0	0	2
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	ST	NAT	0	0	0	0	1	0	1
<i>Esenbeckia</i> sp1		–	1	0	2	0	2	0	5
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	SI;ST	NAT	0	2	0	0	0	0	2
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	ST	NAT	0	0	0	1	1	0	2
SALICACEAE									
<i>Banara tomentosa</i> Clos	SI;ST	NAT	0	0	0	0	1	0	1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	P	NAT	0	0	0	0	1	0	1
SAPINDACEAE									
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	SI;ST	NAT	6	0	0	0	1	0	7
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	ST	NAT	4	0	0	0	2	0	6
SAPOTACEAE									
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	ST	NAT	12	10	7	8	11	12	60

<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk. subsp. <i>marginatum</i>	ST	NAT	1	3	3	1	2	3	13
SOLANACEAE									
<i>Cestrum</i> sp1	–	–	0	0	2	0	0	2	4
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	P	NAT	1	0	2	0	2	4	9
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.- Hil.	SI;ST	NAT	0	0	0	0	0	1	1
URTICACEAE									
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	P	NAT	3	3	3	1	2	4	16
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	P	NAT	1	0	1	0	0	4	6

Fonte: Autora, 2025

APÊNDICE B– LISTA DE ESPÉCIES DA COMUNIDADE DE LIANAS

Tabela 9 - Famílias e espécies de lianas, de seis parcelas permanente do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina, se apresenta a abundância de cada espécie por parcela e o total. Organizadas por ordem alfabética de família, espécie. CP: categoria de procedência, NAT: nativa, EXO: exótica, Fert: Fertilização, PC: Palmital Conservado, PNC: Palmital Não conservado, Rest: Restauração, Yaca: Yacaratiá, AT: abundância total.

Espécie	CP	Parcela						AT
		Fert.	PC	PNC	Perobal	Rest.	Yaca.	
AMARANTHACEAE								
<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) Kunth	NA	4	0	6	3	13	32	58
<i>Hebanthe erianthos</i> (Poir.) Pedersen	NA	0	0	1	0	0	0	1
APOCYNACEAE								
<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A.DC.	NA	13	5	5	2	2	1	28
<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.	NA	0	2	0	0	0	0	2
<i>Forsteronia refracta</i> Müll. Arg.	NA	1	1	1	0	0	0	3
<i>Forsteronia</i> sp1	–	0	0	1	0	1	0	2
<i>Forsteronia thyrsoides</i> (Vell.) Müll.Arg.	NA	0	3	3	1	4	1	12
<i>Prestonia</i> sp1	–	2	0	0	0	0	0	2
<i>Ruehssia macrophylla</i> (Humb. & Bonpl. ex Schult.) H.Karst.	NA	3	3	1	2	6	0	15
ASTERACEAE								
<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera	NA	0	0	0	0	3	0	3
BIGNONIACEAE								
<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	NA	8	22	5	13	16	12	76
<i>Adenocalymma paulistarum</i> Bureau ex K. Schum.	NA	5	1	0	1	2	0	9
<i>Amphilophium crucigerum</i> K(L.) L.G. Lohmann		0	1	3	0	2	0	6
<i>Amphilophium</i> sp1		1	1	3	0	5	1	11
<i>Bignonia sciuripabulum</i> (Hovel.) L.G. Lohmann	NA	7	2	0	1	2	11	23
<i>Dolichandra quadrivalvis</i> (Jacq.) L.G. Lohmann	NA	3	0	3	1	2	0	9
<i>Dolichandra uncata</i> (Andrews) L.G.Lohmann	NA	8	0	0	0	0	0	8
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G. Lohmann	NA	16	2	2	0	0	0	20
<i>Fridericia chica</i> (Bonpl.) L.G. Lohmann	NA	0	0	0	0	0	1	1
<i>Fridericia mutabilis</i> (Bureau & K. Schum.) Frazão & L.G. Lohmann	NA	13	14	23	21	28	38	137
<i>Fridericia</i> sp1	–	0	0	0	0	1	0	1
<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K. Schum.	NA	22	1	17	8	2	2	52
Morfoespecie 5	–	0	0	0	0	1	0	1

<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	NA	1	0	0	7	1	0	9
<i>Tanaecium selloi</i> (Spreng.) L.G. Lohmann	NA	3	8	6	0	1	5	23
<i>Tynanthus micranthus</i> Corr.Mello ex K.Schum.	NA	1	0	0	0	1	0	2
CACTACEAE								
<i>Pereskia aculeata</i> Mill.		8	8	5	7	29	14	71
CANNABACEAE								
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	NA	0	0	29	0	9	12	50
CELASTRACEAE								
<i>Pristimera celastroides</i> (Kunth) A.C. Sm.	NA	5	2	4	3	3	2	19
DILLENIACEAE								
<i>Tetracera oblongata</i> DC.	NA	0	22	10	6	14	0	52
FABACEAE								
<i>Cochliasanthus caracalla</i> (L.) Trew	NA	1	0	0	0	0	0	1
<i>Cratylia intermedia</i> (Hassl.) L.P. Queiroz & R. Monteiro	NA	0	0	0	0	0	4	4
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	NA	5	1	19	0	6	2	33
<i>Macropsychanthus violaceus</i> (Mart. ex Benth.) L.P. Queiroz & Snak	NA	0	0	0	2	0	0	2
<i>Rhynchosia</i> sp1		0	0	0	0	0	1	1
<i>Schnella microstachya</i> Raddi	NA	0	0	1	2	2	1	6
<i>Senegalia nitidifolia</i> (Speg.) Seigler & Ebinger	E	0	2	2	1	0	0	5
<i>Senegalia tucumanensis</i> (Griseb.) Seigler & Ebinger	NA	0	0	0	0	2	0	2
<i>Senegalia velutina</i> (DC.) Seigler & Ebinger	NA	4	4	2	0	1	1	12
MALPIGACEAE								
<i>Hiraea fagifolia</i> (DC.) A.Juss.	NA	0	2	1	0	1	3	7
MALVACEAE								
<i>Byttneria catalpifolia</i> Jacq. subsp. <i>sidifolia</i> (A. St.-Hil.) Cristóbal	NA	0	1	0	0	1	1	3
NYCTAGINACEAE								
<i>Pisonia aculeata</i> L.	NA	21	12	94	29	123	104	383
PHYTOLACCACEAE								
<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	NA	20	2	4	4	13	23	66
<i>Trichostigma octandrum</i> (L.) H. Walter	NA	0	0	0	0	3	14	17
RANUNCULACEAE								
<i>Clematis bonariensis</i> Juss. ex DC.	E	0	0	1	0	0	1	2
RHAMNACEAE								
<i>Gouania latifolia</i> Reissek	NA	0	0	0	0	4	0	4
<i>Gouania lupuloides</i> (L.) Urb.	NA	0	0	1	1	1	1	4
<i>Gouania</i> sp1	–	0	1	10	0	2	5	18
SAPINDACEAE								
<i>Paullinia elegans</i> Cambess.	NA	0	0	0	0	3	0	3
<i>Serjania fuscifolia</i> Radlk.	NA	0	0	0	0	0	2	2
<i>Serjania</i> sp1	–	0	0	0	0	1	0	1

<i>Thinouia mucronata</i> Radlk.	NA	2	4	5	5	14	4	34
<i>Urvillea laevis</i> Radlk.	NA	0	0	0	1	0	0	1

Fonte: Autora, 2025.

APÊNDICE C – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES DE ÁRVORES

Tabela 10 – Parâmetros fitossociológicos das espécies de árvores seis parcelas permanente do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Organizados em ordem decrescente do índice de valor de importância (IVI), apresentando o número de indivíduos (n), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e dominância relativa (DoR).

Espécie	n	DA (n/ha)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (g/ha)	DoR (%)	IVI	IVI (%)
<i>Euterpe edulis</i>	138	92,00	18,21	0,33	0,91	1,09	4,55	23,67	7,89
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	60	40,00	7,92	1,00	2,74	2,19	9,11	19,77	6,59
<i>Guarea kunthiana</i>	74	49,33	9,76	1,00	2,74	1,14	4,75	17,26	5,75
<i>Plinia rivularis</i>	50	33,33	6,60	0,67	1,83	1,32	5,49	13,91	4,64
<i>Nectandra megapotamica</i>	28	18,67	3,69	1,00	2,74	1,75	7,30	13,74	4,58
<i>Cabrlea canjerana</i>	27	18,00	3,56	1,00	2,74	1,72	7,17	13,47	4,49
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	13	8,67	1,72	0,67	1,83	2,19	9,13	12,67	4,22
<i>Cordia ecalyculata</i>	26	17,33	3,43	1,00	2,74	0,56	2,33	8,50	2,83
<i>Jacaratia spinosa</i>	14	9,33	1,85	1,00	2,74	0,68	2,85	7,43	2,48
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	17	11,33	2,24	1,00	2,74	0,58	2,42	7,40	2,47
<i>Alchornea glandulosa subsp. iricurana</i>	14	9,33	1,85	0,83	2,28	0,69	2,87	7,00	2,33
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	14	9,33	1,85	0,83	2,28	0,58	2,41	6,54	2,18
<i>Holocalyx balansae</i>	8	5,33	1,06	0,83	2,28	0,65	2,72	6,05	2,02
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	14	9,33	1,85	0,83	2,28	0,43	1,78	5,91	1,97
<i>Cecropia pachystachya</i>	16	10,67	2,11	1,00	2,74	0,22	0,90	5,75	1,92
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i>	11	7,33	1,45	0,83	2,28	0,46	1,92	5,65	1,88
<i>Inga marginata</i>	17	11,33	2,24	1,00	2,74	0,12	0,51	5,49	1,83
<i>Chrysophyllum marginatum subsp. marginatum</i>	13	8,67	1,72	1,00	2,74	0,20	0,82	5,28	1,76
<i>Cedrela fissilis</i>	11	7,33	1,45	1,00	2,74	0,22	0,92	5,11	1,70
<i>Machaerium paraguariense</i>	5	3,33	0,66	0,50	1,37	0,68	2,85	4,88	1,63
<i>Maclura tinctoria subsp. tinctoria</i>	9	6,00	1,19	0,67	1,83	0,43	1,78	4,79	1,60
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	11	7,33	1,45	0,67	1,83	0,35	1,44	4,72	1,57

<i>Ceiba speciosa</i>	7	4,67	0,92	0,83	2,28	0,30	1,27	4,47	1,49
<i>Machaerium stipitatum</i>	8	5,33	1,06	0,67	1,83	0,32	1,33	4,22	1,41
<i>Muelleria campestris</i>	9	6,00	1,19	0,67	1,83	0,26	1,08	4,10	1,37
<i>Solanum granuloseprosum</i>	9	6,00	1,19	0,67	1,83	0,22	0,92	3,94	1,31
<i>Parapiptadenia rigida</i>	4	2,67	0,53	0,33	0,91	0,52	2,16	3,60	1,20
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	6	4,00	0,79	0,33	0,91	0,35	1,47	3,17	1,06
<i>Ocotea puberula</i>	3	2,00	0,40	0,33	0,91	0,43	1,80	3,11	1,04
<i>Cordia trichotoma</i>	7	4,67	0,92	0,67	1,83	0,08	0,33	3,08	1,03
<i>Ficus spl</i>	4	2,67	0,53	0,33	0,91	0,34	1,42	2,86	0,95
<i>Prunus subcoriacea</i>	3	2,00	0,40	0,50	1,37	0,21	0,88	2,64	0,88
<i>Nectandra lanceolata</i>	5	3,33	0,66	0,50	1,37	0,13	0,55	2,58	0,86
<i>Urera baccifera</i>	6	4,00	0,79	0,50	1,37	0,09	0,38	2,54	0,85
<i>Allophylus edulis</i>	7	4,67	0,92	0,33	0,91	0,15	0,62	2,46	0,82
<i>Senegalia polyphylla</i>	3	2,00	0,40	0,50	1,37	0,16	0,66	2,43	0,81
<i>Sorocea bonplandii</i>	6	4,00	0,79	0,50	1,37	0,04	0,16	2,32	0,77
<i>Myrsine umbellata</i>	5	3,33	0,66	0,50	1,37	0,05	0,21	2,24	0,75
<i>Esenbeckia spl</i>	5	3,33	0,66	0,50	1,37	0,04	0,15	2,18	0,73
<i>Alchornea triplinervia</i>	2	1,33	0,26	0,33	0,91	0,21	0,89	2,07	0,69
<i>Apuleia leiocarpa</i>	2	1,33	0,26	0,33	0,91	0,21	0,86	2,04	0,68
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	3	2,00	0,40	0,50	1,37	0,06	0,23	2,00	0,67
<i>Ficus luschnathiana</i>	2	1,33	0,26	0,17	0,46	0,27	1,12	1,85	0,62
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	3	2,00	0,40	0,17	0,46	0,20	0,84	1,69	0,56
<i>Aspidosperma australe</i>	2	1,33	0,26	0,33	0,91	0,09	0,39	1,56	0,52
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	2	1,33	0,26	0,33	0,91	0,09	0,38	1,56	0,52
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	3	2,00	0,40	0,33	0,91	0,06	0,24	1,54	0,51
<i>Trichilia catigua</i>	6	4,00	0,79	0,17	0,46	0,05	0,22	1,47	0,49
<i>Citronella paniculata</i>	3	2,00	0,40	0,33	0,91	0,02	0,09	1,40	0,47
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	2	1,33	0,26	0,33	0,91	0,05	0,20	1,37	0,46
<i>Jacaranda micrantha</i>	2	1,33	0,26	0,33	0,91	0,03	0,14	1,31	0,44
<i>Bauhinia forficata subsp. pruinosa</i>	2	1,33	0,26	0,33	0,91	0,02	0,07	1,24	0,41
<i>Luehea divaricata</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,11	0,44	1,03	0,34

<i>Inga vera subsp. affinis</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,09	0,40	0,98	0,33
<i>Ilex paraguariensis</i>	2	1,33	0,26	0,17	0,46	0,05	0,22	0,94	0,31
<i>Pisonia zapallo</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,08	0,35	0,94	0,31
<i>Actinostemon concolor</i>	3	2,00	0,40	0,17	0,46	0,02	0,08	0,93	0,31
<i>Eugenia pyriformis</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,06	0,27	0,85	0,28
<i>Annona emarginata</i>	2	1,33	0,26	0,17	0,46	0,02	0,06	0,78	0,26
<i>Citrus aurantium</i>	2	1,33	0,26	0,17	0,46	0,01	0,06	0,78	0,26
<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	2	1,33	0,26	0,17	0,46	0,01	0,05	0,77	0,26
<i>Pseudalbizzia niopoides</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,03	0,11	0,70	0,23
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,02	0,10	0,69	0,23
<i>Achatocarpus praecox</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,02	0,10	0,69	0,23
<i>Eugenia uniflora</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,02	0,08	0,67	0,22
<i>Pterogyne nitens</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,02	0,07	0,66	0,22
<i>Solanum pseudoquina</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,02	0,06	0,65	0,22
<i>Cestrum sp1</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,06	0,65	0,22
<i>Simira sampaioana</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,04	0,63	0,21
<i>Casearia sylvestris</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,04	0,63	0,21
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,03	0,62	0,21
<i>Cestrum sp4</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,03	0,62	0,21
Morfoespecie 2	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,03	0,62	0,21
Morfoespecie 4	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,03	0,62	0,21
<i>Cestrum sp3</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,03	0,62	0,21
<i>Eugenia burkartiana</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,02	0,61	0,20
<i>Cestrum sp2</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,02	0,61	0,20
<i>Myrocarpus frondosus</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,02	0,61	0,20
<i>Banara tomentosa</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,02	0,61	0,20
<i>Roupala montana var. brasiliensis</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,02	0,61	0,20
<i>Coussarea contracta</i>	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,02	0,61	0,20
Morfoespecie 3	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,02	0,61	0,20
Morfoespecie 1	1	0,67	0,13	0,17	0,46	0,01	0,02	0,61	0,20

Fonte: Autora, 2025.

APÊNDICE D – PARÂMETROS FITOSSOCIOLOGICOS DAS ESPÉCIES DE LIANAS

Tabela 11 – Parâmetros fitossociológicos das espécies de lianas seis parcelas permanente do Parque Nacional Iguazú, Argentina. Organizados em ordem decrescente do índice de valor de importância (IVI), apresentando o número de indivíduos (n), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e dominância relativa (DoR).

Espécie	n	DA (n/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	DoA (g/ha)	DoR (%)	IVI	IVI (%)
<i>Pisonia aculeata</i>	383	255,33	29,08	1,00	3,55	0,59	36,14	68,77	22,92
<i>Fridericia mutabilis</i>	137	91,33	10,40	1,00	3,55	0,16	9,75	23,70	7,90
<i>Seguieria aculeata</i>	66	44,00	5,01	1,00	3,55	0,16	9,61	18,18	6,06
<i>Pereskia aculeata</i>	71	47,33	5,39	1,00	3,55	0,06	3,73	12,67	4,22
<i>Adenocalymma marginatum</i>	76	50,67	5,77	1,00	3,55	0,04	2,65	11,97	3,99
<i>Chamissoa altissima</i>	58	38,67	4,40	0,83	2,96	0,05	2,90	10,26	3,42
<i>Mansoa difficilis</i>	52	34,67	3,95	1,00	3,55	0,04	2,48	9,98	3,33
<i>Celtis iguanaea</i>	50	33,33	3,80	0,50	1,78	0,06	3,97	9,54	3,18
<i>Tetracera oblongata</i>	52	34,67	3,95	0,67	2,37	0,05	3,09	9,40	3,13
<i>Thinouia mucronata</i>	34	22,67	2,58	1,00	3,55	0,05	2,87	9,00	3,00
<i>Dalbergia frutescens</i>	33	22,00	2,51	0,83	2,96	0,04	2,40	7,86	2,62
<i>Condylocarpon isthmicum</i>	28	18,67	2,13	1,00	3,55	0,02	1,18	6,85	2,28
<i>Tanaecium selloi</i>	23	15,33	1,75	0,83	2,96	0,02	1,39	6,09	2,03
<i>Pristimera celastroides</i>	19	12,67	1,44	1,00	3,55	0,01	0,84	5,83	1,94
<i>Bignonia sciuripabulum</i>	23	15,33	1,75	0,83	2,96	0,02	1,12	5,83	1,94
<i>Dolichandra unguis-cati</i>	20	13,33	1,52	0,50	1,78	0,04	2,35	5,65	1,88
<i>Forsteronia thyrsoides</i>	12	8,00	0,91	0,83	2,96	0,02	1,45	5,32	1,77
<i>Trichostigma octandrum</i>	17	11,33	1,29	0,33	1,18	0,04	2,37	4,85	1,62
<i>Gouania</i> sp1	18	12,00	1,37	0,67	2,37	0,01	0,90	4,64	1,55
<i>Ruehssia macrophylla</i>	15	10,00	1,14	0,83	2,96	0,01	0,43	4,53	1,51
<i>Senegalia velutina</i>	12	8,00	0,91	0,83	2,96	0,01	0,66	4,53	1,51
<i>Amphilophium</i> sp1	11	7,33	0,84	0,83	2,96	0,01	0,59	4,38	1,46
<i>Dolichandra quadrivalvis</i>	9	6,00	0,68	0,67	2,37	0,02	1,06	4,11	1,37
<i>Schnella microstachya</i>	6	4,00	0,46	0,67	2,37	0,01	0,87	3,69	1,23

<i>Adenocalymma paulistarum</i>	9	6,00	0,68	0,67	2,37	0,01	0,32	3,37	1,12
<i>Hiraea fagifolia</i>	7	4,67	0,53	0,67	2,37	0,00	0,22	3,12	1,04
<i>Gouania lupuloides</i>	4	2,67	0,30	0,67	2,37	0,00	0,29	2,96	0,99
<i>Pyrostegia venusta</i>	9	6,00	0,68	0,50	1,78	0,01	0,48	2,94	0,98
<i>Senegalia nitidifolia</i>	5	3,33	0,38	0,50	1,78	0,01	0,40	2,56	0,85
<i>Amphilophium crucigerum</i>	6	4,00	0,46	0,50	1,78	0,00	0,20	2,43	0,81
<i>Dolichandra uncatata</i>	8	5,33	0,61	0,17	0,59	0,02	0,98	2,18	0,73
<i>Byttneria catalpifolia</i> subsp. <i>sidifolia</i>	3	2,00	0,23	0,50	1,78	0,00	0,15	2,15	0,72
<i>Forsteronia refracta</i>	3	2,00	0,23	0,50	1,78	0,00	0,08	2,08	0,69
<i>Tynanthus micranthus</i>	2	1,33	0,15	0,33	1,18	0,00	0,09	1,43	0,48
<i>Forsteronia</i> sp1	2	1,33	0,15	0,33	1,18	0,00	0,07	1,40	0,47
<i>Clematis bonariensis</i>	2	1,33	0,15	0,33	1,18	0,00	0,06	1,39	0,46
<i>Gouania latifolia</i>	4	2,67	0,30	0,17	0,59	0,01	0,34	1,24	0,41
<i>Cratylia intermedia</i>	4	2,67	0,30	0,17	0,59	0,00	0,19	1,08	0,36
<i>Macropsychanthus violaceus</i>	2	1,33	0,15	0,17	0,59	0,00	0,29	1,04	0,35
<i>Dasyphyllum tomentosum</i>	3	2,00	0,23	0,17	0,59	0,00	0,21	1,03	0,34
<i>Paullinia elegans</i>	3	2,00	0,23	0,17	0,59	0,00	0,09	0,91	0,30
<i>Morfoespecie</i> 11	1	0,67	0,08	0,17	0,59	0,00	0,20	0,87	0,29
<i>Senegalia tucumanensis</i>	2	1,33	0,15	0,17	0,59	0,00	0,09	0,83	0,28
<i>Forsteronia pubescens</i>	2	1,33	0,15	0,17	0,59	0,00	0,07	0,82	0,27
<i>Prestonia</i> sp1	2	1,33	0,15	0,17	0,59	0,00	0,07	0,81	0,27
<i>Serjania fuscifolia</i>	2	1,33	0,15	0,17	0,59	0,00	0,05	0,79	0,26
<i>Fridericia chica</i>	1	0,67	0,08	0,17	0,59	0,00	0,09	0,76	0,25
<i>Hebanthe erianthos</i>	1	0,67	0,08	0,17	0,59	0,00	0,04	0,71	0,24
<i>Cochliasanthus caracalla</i>	1	0,67	0,08	0,17	0,59	0,00	0,04	0,70	0,23
<i>Fridericia</i> sp1	1	0,67	0,08	0,17	0,59	0,00	0,03	0,70	0,23
<i>Rhynchosia</i> sp1	1	0,67	0,08	0,17	0,59	0,00	0,03	0,70	0,23
<i>Serjania</i> sp1	1	0,67	0,08	0,17	0,59	0,00	0,03	0,70	0,23
<i>Urvillea laevis</i>	1	0,67	0,08	0,17	0,59	0,00	0,02	0,69	0,23

Fonte: Autora, 2025.

APÊNDICE E – RIQUEZA ESTIMADA

Tabela 12 - Riqueza observada e riqueza estimada, com intervalos de confiança, de árvores de seis parcelas permanente do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina.

Parcela	Riqueza Observada	Riqueza Estimada	IC Inferior	IC Superior
Fertilização	41	77	46,3	108,0
Palmital C	31	40	29,6	49,7
Palmital NC	37	53	34,7	71,6
Perobal	32	43	28,7	58,3
Restauração	46	66	47,4	85,6
Yacaratiá	30	46	29,5	62,3

Fonte: Autora, 2025

Tabela 13- Riqueza observada e riqueza estimada, com intervalos de confiança, de lianas de seis parcelas permanente do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina.

Parcela	Riqueza Observada	Riqueza Estimada	IC Inferior	IC Superior
Fertilização	25	30	20,6	40,0
Palmital C	26	30	20,2	40,9
Palmital NC	30	36	28,2	44,7
Perobal	22	28	12,9	43,1
Restauração	38	43	37,0	49,0
Yacaratiá	28	35	26,9	42,9

Fonte: Autora, 2025

APÊNDICE F– DIVERSIDADE

Tabela 14- Valores de q para as espécies arbóreas, na a menor cobertura amostral 79,29%, em seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Organizado em ordem crescente de q

Parcela	m	Método	Ordem q	SC	q	IC Inf.	IC Sup.
Palmital C	40	Rarefaction	0	0,7929	12,83	9,5599	16,0914
Yacaratiá	50	Rarefaction	0	0,7929	22,39	16,5257	28,2483
Perobal	64	Rarefaction	0	0,7929	24,37	17,8986	30,8329
Palmital NC	74	Rarefaction	0	0,7929	30,31	23,2769	37,3402
Fertilização	96	Rarefaction	0	0,7929	37,41	21,9827	52,8273
Restauração	110	Extrapolation	0	0,7929	46,00	36,8229	55,1788
Palmital C	40	Rarefaction	1	0,7929	5,51	4,1821	6,8339
Perobal	64	Rarefaction	1	0,7929	14,70	11,1278	18,2806
Yacaratiá	50	Rarefaction	1	0,7929	17,92	13,8031	22,0305
Palmital NC	74	Rarefaction	1	0,7929	20,52	15,9653	25,0666
Fertilização	96	Rarefaction	1	0,7929	26,06	17,3641	34,7569
Restauração	110	Extrapolation	1	0,7929	29,86	23,7631	35,9534
Palmital C	40	Rarefaction	2	0,7929	2,93	2,3564	3,5035
Perobal	64	Rarefaction	2	0,7929	8,91	6,5023	11,3223
Palmital NC	74	Rarefaction	2	0,7929	13,39	9,6133	17,1664
Yacaratiá	50	Rarefaction	2	0,7929	14,60	11,1960	18,0115
Restauração	110	Extrapolation	2	0,7929	17,59	12,8300	22,3446
Fertilização	96	Rarefaction	2	0,7929	18,88	13,2805	24,4717

Fonte: Autora, 2025.

Tabela 15- Valores de q para as espécies de lianas, na menor cobertura amostral 93,79%, em seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Apresentado em ordem crescente de q .

Parcela	m	Método	Ordem q	SC	q	IC Inf.	IC Sup.
Yacaratiá	124	Rarefaction	0	0,9379	20,19	15,215	25,172
Perobal	113	Rarefaction	0	0,9379	21,50	15,165	27,827
Fertilização	90	Rarefaction	0	0,9379	21,53	18,246	24,815
Palmital NC	133	Rarefaction	0	0,9379	24,43	19,253	29,612
Palmital C	127	Extrapolation	0	0,9379	26,00	19,374	32,630
Restauração	201	Rarefaction	0	0,9379	32,22	26,968	37,480
Yacaratiá	124	Rarefaction	1	0,9379	9,76	8,162	11,362
Palmital NC	133	Rarefaction	1	0,9379	11,35	9,548	13,154
Restauração	201	Rarefaction	1	0,9379	12,12	10,002	14,238
Perobal	113	Rarefaction	1	0,9379	12,32	9,767	14,882
Palmital C	127	Extrapolation	1	0,9379	14,98	11,779	18,178
Fertilização	90	Rarefaction	1	0,9379	15,75	13,794	17,699
Restauração	201	Rarefaction	2	0,9379	5,80	4,379	7,229
Yacaratiá	124	Rarefaction	2	0,9379	5,93	4,768	7,084
Palmital NC	133	Rarefaction	2	0,9379	6,22	5,149	7,293
Perobal	113	Rarefaction	2	0,9379	8,42	6,464	10,374
Palmital C	127	Extrapolation	2	0,9379	10,43	7,910	12,942
Fertilização	90	Rarefaction	2	0,9379	12,71	10,962	14,459

Fonte: Autora, 2025.

Tabela 16- Valores de q para o total de espécies, na menor cobertura amostral 90,74%., em seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú*, Argentina. Organizado em ordem crescente de q

Parcela	m	Método	Ordem q	SC	q	IC Inf.	IC Sup.
Yacaratiá	201	Rarefaction	0	0,9074	44,41	36,3652	52,4525
Palmital C	230	Rarefaction	0	0,9074	49,10	40,7793	57,4224
Perobal	226	Rarefaction	0	0,9074	53,49	42,8388	64,1347
Palmital NC	252	Rarefaction	0	0,9074	57,25	49,1650	65,3280
Fertilização	291	Extrapolation	0	0,9074	66,03	45,7069	86,3474
Restauração	375	Rarefaction	0	0,9074	78,90	66,1836	91,6209
Palmital C	230	Rarefaction	1	0,9074	17,92	14,6050	21,2414
Yacaratiá	201	Rarefaction	1	0,9074	20,49	17,5014	23,4875
Palmital NC	252	Rarefaction	1	0,9074	25,44	21,7195	29,1571
Restauração	375	Rarefaction	1	0,9074	27,13	23,5046	30,7540
Perobal	226	Rarefaction	1	0,9074	28,69	24,7108	32,6752
Fertilização	291	Extrapolation	1	0,9074	40,10	32,6851	47,5157
Palmital C	230	Rarefaction	2	0,9074	7,10	5,4126	8,7899
Restauração	375	Rarefaction	2	0,9074	10,07	8,1110	12,0368
Yacaratiá	201	Rarefaction	2	0,9074	10,28	8,1832	12,3801
Palmital NC	252	Rarefaction	2	0,9074	11,71	9,2524	14,1749
Perobal	226	Rarefaction	2	0,9074	17,67	14,3547	20,9926
Fertilização	291	Extrapolation	2	0,9074	28,47	23,3410	33,5928

Fonte: Autora, 2025.

APÊNDICE G – MATRIZ DE SIMILARIDADE

Tabela 17 – Matriz de similaridade entre espécies arbóreas com base na abundância, utilizando o índice de Bray-Curtis, em seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú, Argentina*.

	Fertilização	Palmital C	Palmital NC	Perobal	Restauração	Yacaratiá
Fertilização	1	0,26168224	0,40528634	0,38222222	0,46428571	0,49769585
Palmital C	0,26168224	1	0,4625	0,32704403	0,3659306	0,32258065
Palmital NC	0,40528634	0,4625	1	0,40178571	0,4573991	0,52777778
Perobal	0,38222222	0,32704403	0,40178571	1	0,57918552	0,43925234
Restauração	0,46428571	0,3659306	0,4573991	0,57918552	1	0,50704225
Yacaratiá	0,49769585	0,32258065	0,52777778	0,43925234	0,50704225	1

Fonte: Autora, 2025.

Tabela 18 – Matriz de similaridade entre espécies de lianas com base na abundância, utilizando o índice de Bray-Curtis, em seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú, Argentina*.

	Fertilização	Palmital C	Palmital NC	Perobal	Restauração	Yacaratiá
Fertilização	1	0,46710526	0,44044944	0,51677852	0,37848606	0,39915966
Palmital C	0,46710526	1	0,41518987	0,55645161	0,40707965	0,33333333
Palmital NC	0,44044944	0,41518987	1	0,49871465	0,65092749	0,62433862
Perobal	0,51677852	0,55645161	0,49871465	1	0,47085202	0,42380952
Restauração	0,37848606	0,40707965	0,65092749	0,47085202	1	0,70192308
Yacaratiá	0,39915966	0,33333333	0,62433862	0,42380952	0,70192308	1

Fonte: Autora, 2025.

Tabela 19 – Matriz de similaridade total de espécies com base na abundância, utilizando o índice de Bray-Curtis, em seis parcelas permanentes do *Parque Nacional Iguazú, Argentina*.

	Fertilização	Palmital C	Palmital NC	Perobal	Restauração	Yacaratiá
Fertilização	1	0,3616	0,42857143	0,45889101	0,40495868	0,43001443
Palmital C	0,3616	1	0,43636364	0,42756184	0,39011704	0,32880435
Palmital NC	0,42857143	0,43636364	1	0,46329527	0,59803922	0,59770115
Perobal	0,45889101	0,42756184	0,46329527	1	0,50674663	0,42902208
Restauração	0,40495868	0,39011704	0,59803922	0,50674663	1	0,65232975
Yacaratiá	0,43001443	0,32880435	0,59770115	0,42902208	0,65232975	1

Fonte: Autora, 2025.