

## DIVERSIDADE DE UMA COMUNIDADE ARBUSTIVA E HERBÁCEA NA BORDA DE UM FRAGMENTO URBANO DE MATA ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL

JEAN M. F. KRAMER<sup>1\*</sup>  E CARINA KOZERA<sup>2</sup> 

<sup>1</sup>Discente do Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Campus Centro Politécnico, Setor de Ciências Biológicas.

<sup>2</sup>Docente da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Setor Palotina. Departamento de Biodiversidade.

\*Autor para correspondência: [jeanfreitagkramer@gmail.com](mailto:jeanfreitagkramer@gmail.com)

Recebido em 12 de dezembro de 2019. Aceito em 20 de março de 2020. Publicado em 31 de março de 2020.

**RESUMO** - O efeito de borda pode provocar mudanças físicas e biológicas nos ecossistemas, alterando a composição, abundância e distribuição de espécies. Neste sentido, foi avaliado a diversidade e estrutura da vegetação arbustiva e herbácea na borda de um fragmento urbano de Mata Atlântica localizado no oeste do Paraná, Brasil. Foram instaladas 20 parcelas na borda do fragmento e analisados os seguintes parâmetros fitossociológicos: densidade, frequência e cobertura. Os dados de similaridade foram comparados com estudos realizados no interior do fragmento e a distribuição geográfica das espécies foi acessada online. A maioria das espécies amostradas bem como as mais importantes para a estrutura da comunidade de sub-bosque foram espécies generalistas, com ampla distribuição pelo território brasileiro, além de uma espécie exótica invasora. Medidas devem ser tomadas para controlar e mitigar os impactos causados pela exótica na comunidade. A preservação de pequenos fragmentos em paisagens onde a fragmentação e perda de florestas foi severa é fundamental, pois estes podem sustentar populações de espécies endêmicas e até ameaçadas, contribuindo para conservação da biodiversidade. Estudos futuros integrando mais fragmentos da paisagem e outros aspectos da diversidade podem aumentar inferência sobre os efeitos da fragmentação e o conhecimento da biodiversidade encontrada na região.

**PALAVRAS-CHAVES:** Fragmentação; Efeito de Borda; Sub-Bosque; Homogeneização Biótica.

**SHRUB AND HERBACEOUS COMMUNITY DIVERSITY ON THE EDGE OF AN ATLANTIC FOREST URBAN FRAGMENT IN SOUTHERN BRAZIL**

**ABSTRACT** – The Edge effect can cause physical and biological changes in ecosystems, altering the composition, abundance and distribution of species. In this sense, the diversity and structure of shrub and herbaceous vegetation at the edge of an urban fragment of the Atlantic Forest located in western Paraná, Brazil, was evaluated. Twenty plots were installed in the edge of fragment and the following phytosociological parameters were analyzed: density, frequency and coverage. Similarity data were compared with studies conducted in fragment interior and the geographical distribution of the species was accessed online. Most of the sampled species as well the most important for understory community structure were generalist species, with wide distribution throughout Brazilian territory, in addition to an invasive exotic species. Measures should be taken to control and mitigate the impacts caused by exotic on the community. Small fragments preservation in landscapes where the fragmentation and loss of forests was severe is essential, because they can sustain endemic populations and even threatened species, contributing to conservation of biodiversity. Future studies integrating more fragments of the landscape and other aspects of diversity may increase the inference about fragmentation effects and biodiversity knowledge found in the region.

**KEYWORDS:** Fragmentation; Edge Effect; Sub-Forest; Biotic Homogenization.

## DIVERSIDAD DE UNA COMUNIDAD ARBUSTIVA Y HERBÁCEA AL BORDE DE UN FRAGMENTO URBANO DE BOSQUE ATLÁNTICO EN EL SUR DE BRASIL

**RESUMEN** - El efecto de borde puede causar cambios físicos y biológicos en los ecosistemas, alterando la composición, abundancia y distribución de las especies. En este sentido, se evaluó la diversidad y estructura de la vegetación arbustiva y herbácea en el borde de un fragmento urbano del bosque atlántico localizado al oeste del estado de Paraná, Brasil. Se instalaron veinte parcelas en el borde del fragmento y se analizaron los siguientes parámetros fitosociológicos: densidad, frecuencia y cobertura. Se compararon los datos de similitud con los estudios realizados dentro del fragmento y se accedió en línea a la distribución geográfica de las especies. La mayoría de las especies muestreadas, así como las más importantes para la estructura de la comunidad del sotobosque, eran especies generalistas, con una amplia distribución en todo el territorio brasileño, además de una especie exótica invasora. Se deben tomar medidas para controlar y mitigar los impactos de la exótica en la comunidad. La preservación de pequeños fragmentos en paisajes donde la fragmentación y pérdida de bosques fue severa es esencial, ya que pueden sostener poblaciones de especies endémicas e incluso amenazadas, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad. Estudios futuros que integran más fragmentos de paisaje y otros aspectos de la diversidad pueden aumentar la inferencia sobre los efectos de la fragmentación y el conocimiento de la biodiversidad que se encuentran en la región.

**PALABRAS CLAVE:** Fragmentación Efecto de Borde; Sotobosque; Homogeneización Biótica.

## INTRODUÇÃO

A fragmentação e a perda de florestas tropicais estão entre as principais ameaças à biodiversidade global (Melo et al. 2013; Haddad et al. 2015; Hanksi 2015). Com a fragmentação, áreas contínuas são divididas em unidades menores, representadas por manchas isoladas ou remanescentes, e maiores são as proporções de bordas na paisagem (Fahrig 2003; Haddad et al. 2015). A borda pode ser definida como a área de contato do fragmento com a sua matriz externa e as alterações nas condições físicas e biológicas que nela ocorrem são denominadas de efeito de borda (Murcia 1995; Fahrig 2003; Harper et al. 2005). O efeito de borda pode provocar mudanças na composição de espécies, na estrutura das comunidades e nos processos ecológicos existentes, afetando diretamente a biodiversidade e funcionalidade dos ecossistemas (Murcia 1995; Fahrig 2003; Harper et al. 2005; Magnago et al. 2015).

A intensidade do efeito de borda normalmente é avaliada conforme a distância em que esses efeitos penetram no habitat (Harper et al. 2005). Em florestas tropicais, os efeitos podem alcançar em média 100 m em direção ao interior dos fragmentos (Laurance et al. 2017), porém esse valor não é um consenso e varia de acordo com o tipo florestal estudado (Harper et al. 2005). Nas bordas há uma substituição de espécies especialistas e endêmicas por um conjunto de espécies mais generalistas e tolerantes às condições da borda, provocando alterações na composição, estrutura e funcionalidade das comunidades (Tabarelli et al. 2008; Lôbo et al. 2011; Tabarelli et al. 2012). Essa substituição não leva apenas para comunidades mais pobres, mas também a uma homogeneização biótica ao longo das bordas florestais (McKinney e Lockwood 1999; Lôbo et al. 2011; Tabarelli et al. 2012; Thier e Wesenberg 2016).

Em florestas tropicais, a maioria dos estudos está voltada para as espécies arbóreas, devido a sua conhecida importância ecológica e por ser a forma de vida mais característica de uma floresta (Decocq et al. 2014; Laurance et al. 2017). Porém estudos com espécies do sub-bosque são igualmente importantes, pois elas representam mais da metade da riqueza e diversidade de plantas em florestas tropicais e desempenham funções específicas na comunidade (Poulsen e Balslev 1991; Tchouto et al. 2006; Cicuzza et al. 2013; Lima et al. 2015). Espécies arbustivas e herbáceas normalmente apresentam maior sensibilidade às perturbações humanas, como a fragmentação e o

efeito de borda, e respondem mais rapidamente às mudanças nas condições ambientais quando comparadas às árvores (Decocq et al. 2014; Andrade et al. 2015; Lima et al. 2015; Pasion et al. 2018). No entanto, os impactos das atividades humanas em comunidades de sub-bosque são dificilmente estudados (Decocq et al. 2014). Estudos incluindo diferentes componentes florestais podem contribuir para um maior entendimento a respeito da biodiversidade vegetal e dos efeitos das perturbações humanas nos ecossistemas tropicais (Andrade et al. 2015; Lima et al. 2015; Pasion et al. 2018).

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ricos do mundo, com elevados níveis de endemismo e ao mesmo tempo com altos níveis de ameaça, sendo qualificada como um *hotspot* para biodiversidade (Myers et al. 2000). Originalmente, estendia-se ao longo da costa leste brasileira, com uma área de cerca de 150 milhões de hectares (Ribeiro et al. 2009), hoje reduzidas a aproximadamente 28% de sua cobertura inicial (Rezende et al. 2018). A urbanização, a expansão agrícola e a extração madeireira transformaram a Mata Atlântica em um dos biomas mais fragmentados e ameaçados do mundo (Haddad et al. 2015, Rezende et al. 2018). No Estado do Paraná, uma das situações mais alarmantes é a da Floresta Estacional Semidecidual que é uma formação florestal pertencente ao bioma Mata Atlântica e cobria cerca de 37% do estado ocorrendo nas regiões norte e oeste, mas com a fragmentação hoje restam menos de 4% de sua cobertura original (Campos e Silveira-Filho 2010; Schallenberger e Tomazella 2010; Dettke et al. 2018).

Para a preservação dessas áreas fragmentadas é importante levar em consideração estratégias de manejo adaptadas as suas particularidades, o que necessita conhecimento a respeito da composição, estrutura, diversidade e aspectos ecológicos que os fragmentos suportam (Zwiener et al. 2017; Tomadon et al. 2019). Neste sentido, foi realizado um levantamento fitossociológico da vegetação arbustiva e herbácea da borda de um fragmento urbano de Mata Atlântica no Oeste do Paraná para avaliar a diversidade, a estrutura e a similaridade florística da borda em relação ao interior do fragmento. A partir dos resultados obtidos foi possível discutir sobre a importância de pequenos fragmentos em áreas intensamente fragmentadas para abrigar a biodiversidade.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado em um fragmento urbano de Floresta Estacional Semidecidual com aproximadamente 4 hectares, localizado dentro da Universidade Federal do Paraná do Setor Palotina, Paraná, Brasil (24°S 18' 44"; 53°O 55' 16"). O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, clima subtropical mesotérmico caracterizado por verões quentes e geadas ocasionais durante o inverno e a precipitação anual varia entre 1600 a 2000 mm (Alvares et al. 2013).

### *Amostragem fitossociológica*

Para a amostragem das espécies do sub-bosque foi utilizado o método de parcelas (Mueller-Dombois e Ellenberg 1974), com dimensões de 5x5 m (25 m<sup>2</sup>) para os arbustos e 1x1 m (1 m<sup>2</sup>) para as herbáceas, as quais foram instaladas dentro das parcelas de 5x5 m. Foram instaladas 20 unidades amostrais para cada componente ao longo da borda do fragmento, totalizando 500 m<sup>2</sup> de amostragem. A amostragem ocorreu entre junho a novembro de 2016.

Para os arbustos foram anotados, de cada unidade amostral, informações sobre as espécies presentes na parcela e o respectivo número de indivíduos. Para as herbáceas também foi anotado o número de espécies presentes em cada parcela e o respectivo valor total de cobertura de cada uma delas, que correspondeu à estimativa visual da porcentagem de ocupação da área da parcela pela projeção das partes aéreas das plantas de uma mesma espécie sobre o solo. Esse parâmetro tem sido utilizado como medida de abundância dos atributos de uma comunidade, especialmente quando a estimativa de densidade não é possível de ser determinada pela ausência de limites nítidos entre os indivíduos (Matteucci e Colma 1982). Para determinar a cobertura dividiu-se a área de cada uma das parcelas de 1 m<sup>2</sup> em quatro partes iguais de 0,25 m<sup>2</sup> utilizando dois segmentos de barbante. A partir daí, considerou-se que cada uma das partes da parcela apresentava valor de cobertura equivalente a 25%. O valor de cobertura de cada uma das espécies correspondeu, então, à soma dos valores de cobertura das plantas de cada uma das espécies em cada uma das quatro partes da parcela. Se uma espécie, por exemplo, apresentou cobertura igual a 25% em cada uma das partes, o valor total da sua cobertura, na respectiva parcela, foi de 100%. Neste trabalho, os valores de cobertura atribuídos a cada uma das espécies amostradas variaram entre um e 100%. Plantas não enraizadas dentro da unidade amostral não foram consideradas.

Durante o levantamento, foram coletadas amostras das espécies em fase reprodutiva ou vegetativa para a montagem de um herbário de campo e identificação ou confirmação da identificação por meio de comparações com exsicatas já existentes e armazenadas no Herbário da Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina. Essas exsicatas são referentes a estudos anteriormente realizados no mesmo local sobre a florística das espécies herbáceas e arbustivas (Alves 2018; Kozera et al. 2019). A classificação das famílias seguiu o sistema do APG IV (APG 2016) e para verificar o nome científico e a origem das espécies foram utilizados as bases online do Missouri Botanical Garden ([www.tropicos.org](http://www.tropicos.org)) e Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

### *Análise dos dados*

Para a análise da estrutura das comunidades arbustivas e herbáceas foram utilizados os seguintes parâmetros fitossociológicos: frequência e densidade (absoluta e relativa) para os arbustos, frequência e cobertura (absoluta e relativa) para as herbáceas e o índice de importância relativa (IR) para ambos os componentes (Boldrini e Miotto 1987; Moro e Martins 2011). O IR se refere à soma da densidade e frequência relativas dos arbustos, e da frequência e cobertura relativas das herbáceas (Boldrini e Miotto 1987).

De modo a verificar a similaridade da área de borda com o interior do fragmento foi utilizado o índice de similaridade de Jaccard (Mueller-Dombois e Ellenberg 1974). Os dados foram comparados com estudos fitossociológicos realizados anteriormente no interior do mesmo fragmento, nos quais Pessato (2016) trabalhou com o componente arbustivo e Kupas (2016) com o componente herbáceo.

A distribuição geográfica das espécies ao longo dos biomas brasileiros foi acessada online através do Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>). A amplitude de distribuição geográfica das espécies foi classificada de acordo com o seguinte critério: (1) pequena distribuição – espécies ocorrendo apenas na Mata Atlântica, ou seja, em apenas um bioma brasileiro; (2) média distribuição – espécies ocorrendo em dois biomas brasileiros; e (3) ampla distribuição – espécies ocorrendo em três ou mais biomas. O teste Qui-Quadrado de Pearson para dados de contagem foi utilizado para comparar a frequência das distribuições entre cada categoria na borda do fragmento estudado (Agresti 2007). As análises foram executadas no programa R (R Core Team 2016) com auxílio do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2007).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram registradas nove espécies arbustivas pertencentes a sete famílias botânicas. As famílias Acanthaceae e Piperaceae apresentaram duas espécies e as demais apenas uma (Tabela 1).

**Tabela 1. Lista das espécies arbustivas amostradas na borda do fragmento estudado (MA= Mata Atlântica; AM=Amazônia; CE=Cerrado; CA=Caatinga; PM=Pampa; PA=Pantanal).**

Família	Espécie	Origem	Domínio fitogeográfico*
Acanthaceae	<i>Justicia brasiliana</i> Roth.	Nativa	MA
	<i>Ruellia brevifolia</i> (Pohl) C. Ezcurra	Nativa	MA, AM, CE
Euphorbiaceae	<i>Acalypha gracilis</i> Spreng.	Nativa	MA, AM, CE, CA, PM
Malvaceae	<i>Pavonia sepium</i> A.St.-Hil.	Nativa	MA, CE
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Nativa	MA, AM, CE, CA
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	Nativa	MA, AM, CE, CA
	<i>Piper glabratum</i> Kunth.	Nativa	MA, AM, CE, CA
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Nativa	MA, AM, CE, CA, PM, PA
Verbenaceae	<i>Lippia brasiliensis</i> (Link) T.R. Silva	Nativa	MA

\*Flora do Brasil, 2020.

Já para as herbáceas foram amostradas três espécies pertencentes a duas famílias. Uma das espécies registrada é exótica invasora: *Epipremnum aureum* (Linden & André) Buntin (Tabela 2).

**Tabela 2. Lista das espécies herbáceas amostradas na borda do fragmento estudado (MA= Mata Atlântica; AM=Amazônia; CE=Cerrado; CA=Caatinga; PM=Pampa; PA=Pantanal).**

Família	Espécie	Origem	Domínio fitogeográfico*
Araceae	<i>Epipremnum aureum</i> (Linden & André) Buntin	Exótica	MA, AM, CE, CA, PM
Poaceae	<i>Olyra ciliatifolia</i> Raddi.	Nativa	MA, AM, CE, CA, PA
	<i>Pharus lapulaceus</i> Aubl.	Nativa	MA, AM, CE, CA

\*Flora do Brasil, 2020.

Em relação a estrutura da comunidade arbustiva, as espécies mais importantes foram *Acalypha gracilis* Spreng. com IR=60,10% e *Piper amalago* L. (IR=54,79%). Juntas estas espécies correspondem a 57,5% do valor total de IR.

O número total de indivíduos arbustivos amostrados foi 198, com uma densidade total de 3960 indivíduos/ha (Tabela 3).

**Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das espécies arbustivas amostradas na borda do fragmento estudado (n=número de indivíduos; DA=densidade absoluta; DR=densidade relativa; N=número de parcelas em que a espécie ocorreu; FA=frequência absoluta; FR=frequência relativa e IR=índice de importância relativa).**

Espécie	N	DA (ha)	DR (%)	N	FA	FR (%)	IR (%)
<i>Acalypha gracilis</i>	97	1940	48,99	4	20,00	11,11	60,10
<i>Piper amalago</i>	37	740	18,68	13	65,00	36,11	54,79
<i>Piper glabratum</i>	26	520	13,13	8	40,00	22,22	35,35
<i>Justicia brasiliana</i>	22	440	11,11	6	30,00	16,66	27,77
<i>Lippia braziliensis</i>	7	140	3,54	1	5,00	2,77	6,31
<i>Ruellia brevifolia</i>	4	80	2,02	1	5,00	2,77	4,79
<i>Pavonia sepium</i>	3	60	1,52	1	5,00	2,77	4,29
<i>Trichilia elegans</i>	1	20	0,51	1	5,00	2,77	3,28
<i>Solanum americanum</i>	1	20	0,51	1	5,00	2,77	3,28

*Acalypha gracilis* se destacou principalmente devido ao seu elevado valor de densidade relativa. A espécie é nativa e endêmica do Brasil, ocorrendo em boa parte da região sul brasileira (Flora do Brasil 2020). *Acalypha gracilis* foi registrada também no interior do fragmento (Pessato 2016). Destacaram-se também duas espécies do gênero *Piper*: *Piper amalago* L. com IR=54,79% e *Piper glabratum* Kunth. (IR=35,35%), ambas com elevados valores de frequência relativa. O gênero *Piper* apresenta elevada riqueza e é frequentemente encontrado em sub-bosques de florestas tropicais (Greig 2004), sendo a Mata Atlântica um centro de endemismo do gênero, com cerca de 150 espécies (Quijano-Abril et al. 2006). *Piper amalago* possui ampla distribuição pela Mata Atlântica, ocorrendo com frequência em outras regiões do Estado do Paraná (Estevan et al. 2016; Gris e Temponi 2017; Dettke et al. 2018). A espécie apresenta dispersão zoocórica, sendo dispersada principalmente por morcegos, o que facilita a propagação dos frutos e sementes para longas distâncias (Spina et al. 2001). A maioria das sementes são transportadas no mínimo 50 metros da planta mãe (Fleming 1981). Essa interação facilita a ocorrência de *Piper amalago* em diferentes locais do fragmento.

Em relação a estrutura da comunidade herbácea, *Epipremnum aureum* foi a espécie mais importante, com IR=177,69%. A espécie se destacou tanto pelo seu elevado valor de frequência bem como de cobertura (Tabela 4). Da mesma forma como encontrada neste estudo, foi também a espécie herbácea mais importante no interior do fragmento (Kupas 2016).

**Tabela 4. Parâmetros fitossociológicos das espécies herbáceas amostradas na borda do fragmento estudado (N=número de parcelas em que a espécie ocorreu; FA=frequência absoluta; FR=frequência relativa; CA=cobertura absoluta; CR=cobertura relativa e IR=índice de importância relativa).**

Espécie	N	FA	FR (%)	CA	CR (%)	IR(%)
<i>Epipremnum aureum</i>	10	50,00	83,33	385	94,36	177,69
<i>Pharus lapulacens</i>	1	5,00	8,33	20	4,90	13,23
<i>Olyra ciliatifolia</i>	1	5,00	8,33	3	0,73	9,06

*Epipremnum aureum* é uma espécie invasora amplamente cultivada em regiões tropicais e subtropicais de todo o mundo, especialmente como planta ornamental, seja em jardins ou em ambientes internos (Moodley et al. 2016; Moodley et al. 2017). O interesse paisagístico possivelmente se deve ao formato cordiforme e à coloração atrativa das folhas, além de possuir um baixo custo para manutenção, rápido crescimento e eficiência na remoção de poluentes internos, como o formaldeído e o benzeno (Dela Cruz et al. 2014; Moodley et al. 2017). A espécie é uma hemiepífita secundária, ou seja, inicia seu desenvolvimento no solo e posteriormente passa a viver como

epífita sobre as árvores. Propaga-se facilmente na forma vegetativa, sendo que raramente floresce em ambientes naturais (Moodley et al. 2016; Moodley et al. 2017). No presente estudo a espécie não foi registrada com flores.

O homem contribui para a disseminação de espécies exóticas, seja de forma intencional ou não e, no caso de *Epipremnum aureum*, a sua propagação pode estar associada ao descarte irregular de partes da planta em parques, áreas naturais ou espaços públicos (Pyšek et al. 2011; Moodley et al. 2016; Moodley et al. 2017). No fragmento estudado acredita-se que um dos centros de propagação da espécie tenha sido uma pequena capela construída para orações na borda da floresta, aonde as pessoas traziam vasos ornamentais, possivelmente com a espécie exótica, e até podiam replantar ela na floresta, facilitando a sua dispersão. Em relação à invasão biológica, é de conhecimento que as espécies exóticas se estabelecem com maior facilidade em ambientes perturbados e degradados (Didham et al. 2005; Moodley et al. 2017). Dessa forma, o histórico de uso do fragmento, resultando em diferentes perturbações, e o seu pequeno tamanho, aliado a alta capacidade de propagação de *Epipremnum aureum*, possivelmente facilitaram a proliferação desta espécie por toda a área de estudo.

No fragmento estudado provavelmente *Epipremnum aureum* está competindo com outras espécies nativas do sub-bosque florestal, prejudicando a regeneração natural da comunidade (Cheung et al. 2009; Moodley et al. 2017). Foi observado que conforme maior era a sua cobertura, menor era a ocorrência de outras espécies herbáceas, resultados estes também encontrados no interior do fragmento (Kupas 2016). Estudos monitorando o desenvolvimento das espécies nativas em resposta à presença dessa exótica tornam-se necessários para avaliar com maior acurácia o impacto causado pela *Epipremnum aureum* no fragmento.

Uma recomendação seria a eliminação (quando possível) das plantas invasoras e o seu respectivo manejo (Simberloff et al. 2013). Medidas de gestão para reduzir os impactos humanos também precisam ser implementadas, através de ações que visem o aumento da conscientização e do conhecimento sobre plantas exóticas com alto potencial de invasão e suas consequências após o estabelecimento nos ecossistemas, além de incentivos para o descarte correto de resíduos de jardins por meio de políticas públicas (Kumschick et al. 2015; Moodley et al. 2017). Estudos monitorando o desenvolvimento da espécie invasora ao longo do tempo e diferentes medidas de mitigação também poderiam ser implementadas para quantificar e compreender os impactos causados na estrutura e funcionalidade do ecossistema (Simberloff et al. 2013; Kumschick et al. 2015).

Em relação à similaridade, o índice de similaridade Jaccard (J) evidenciou algumas semelhanças florísticas entre a borda e o interior do fragmento, tanto para o componente arbustivo quanto para o herbáceo. A borda do fragmento apresentou a mesma riqueza que o interior para as espécies arbustivas, na qual foram amostradas nove espécies. Para as herbáceas, o interior foi mais rico do que a borda, sendo amostrado seis e três espécies respectivamente. Dessa forma, considerando ambos os componentes, temos uma maior riqueza no interior com 15 espécies do que na borda do fragmento, com 12 espécies (Tabela 5).

**Tabela 5. Comparação florística e o índice de similaridade de Jaccard (J) entre a borda e o interior do fragmento**

	Riqueza da borda <sup>1</sup>	Riqueza do interior <sup>2</sup>	Espécies exclusivas da borda	Espécies exclusivas do interior	Espécies em comum	J
Arbustos	9	9	3	3	6	0,40
Herbáceas	3	6	1	4	2	0,43

1=presente trabalho; 2=trabalho de Pessato (2016) e Kupas (2016).

Na amostragem foi verificado uma dominância de espécies generalistas com ampla distribuição pelo território brasileiro, ocorrendo em três ou mais biomas. Das 12 espécies amostradas, nove possuem uma ampla distribuição (Tabela 6). As alterações decorrentes da fragmentação, do efeito de borda, da invasão biológica, além do pequeno tamanho do fragmento podem ser possivelmente indícios para essa dominância de espécies generalistas (Fahrig 2003; Harper et al. 2005; Lôbo et al. 2011; Putz et al. 2011; Tabarelli et al. 2012).

**Tabela 6. Qui-Quadrado de Pearson com a distribuição das espécies arbustivas e herbáceas na borda do fragmento.**

	Pequena distribuição	Média distribuição	Ampla distribuição	Graus de liberdade	Valor de <i>p</i>
Número de espécies	2	1	9	2	0,008652

O efeito de borda provoca alterações na composição, abundância e distribuição das espécies, ocasionando mudanças florísticas entre as comunidades (Murcia 1995; Lôbo et al. 2011; Thier e Wesenberg 2016). Essas alterações podem favorecer espécies associadas a estágios mais iniciais de sucessão, como pioneiras não tolerantes a sombra (Tabarelli et al. 2008, Putz et al. 2011; Lôbo et al. 2011). Por outro lado, espécies de crescimento lento e tolerantes à sombra são desfavorecidas pelas condições encontradas nas bordas, podendo tornar-se raras e até mesmo extintas (Tabarelli et al. 2010; Lôbo et al. 2011; Santo-Silva et al. 2016). Essa mudança na composição de espécies, onde aquelas de crescimento lento são substituídas por um conjunto de espécies nativas pioneiras, não leva apenas para comunidades mais pobres com aumentos na similaridade de espécies, mas também conduz a uma homogeneização biótica ao longo das bordas florestais (McKinney e Lockwood 1999; Lôbo et al. 2011; Tabarelli et al. 2012). Com a homogeneização, ocorre redução na riqueza com desaparecimento de espécies endêmicas e raras, diminuição da diversidade funcional e da beta diversidade, além de outros efeitos em cadeia (Olden et al. 2004; Lobô et al. 2011; Tabarelli et al. 2012).

Pequenos fragmentos em paisagens altamente fragmentadas como a Mata Atlântica apresentam uma série de alterações funcionais e estruturais ocasionadas pela fragmentação e efeito de borda, além de outros impactos, no entanto, estes fragmentos ainda podem reter uma boa riqueza contendo até mesmo espécies raras ou ameaçadas (Arroyo-Rodríguez et al. 2009; Hernández-Ruedas et al. 2014; Tomadon et al. 2019). A urbanização é um dos principais condutores da homogeneização biótica, envolvendo perda ou introdução de espécies e modificação em suas abundâncias e distribuições (McKinney e Lockwood 1999; McKinney 2006; Olden et al. 2006). Fragmentos urbanos são frequentemente expostos a distúrbios, além de estarem mais suscetíveis à invasão biológica ou a dominância de espécies adaptadas a distúrbios (McKinney 2006; Olden et al. 2006; Tabarelli et al. 2012).

Não é novidade que a fragmentação e o consequente efeito de borda podem levar a homogeneização biótica ao longo das comunidades florestais (Lôbo et al. 2011; Putz et al. 2011; Santo-Silva et al. 2016; Thier e Wesenberg 2016). Pequenos fragmentos estão mais propensos aos efeitos da fragmentação e aos efeitos de borda se comparados a grandes fragmentos (Tabarelli et al. 2008; Hanski 2015; Laurance et al. 2017). No entanto, em regiões onde a perda de florestas é severa, os fragmentos restantes na paisagem podem sustentar as últimas populações de espécies endêmicas e raras localmente, contribuindo para conservação da diversidade regional (Arroyo-Rodríguez et al. 2009; Hernández-Ruedas et al. 2014). Novas abordagens integrando mais fragmentos na paisagem com a inclusão de outros componentes florestais, aliado a métricas espaciais de diversidade (como a diversidade beta) podem contribuir para um maior conhecimento a respeito da biodiversidade que a região Oeste do Paraná abriga.

## AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer à todos que colaboraram durante as atividades de campo, a bióloga Jhessica Letícia Bald pela elaboração do mapa e ao professor Dr. Victor Pereira Zwiener pelas sugestões durante a escrita. Agradecemos também a Fundação Araucária pela concessão da bolsa de iniciação científica ao primeiro autor e a UFPR Setor Palotina pela oportunidade de desenvolvimento do trabalho dentro da instituição.

## CONCLUSÃO

A partir deste estudo foi possível conhecer a diversidade e estrutura da borda de um fragmento urbano de Mata Atlântica no Oeste do Paraná. Foi verificado que a maioria das espécies amostradas, bem como as mais importantes para a estrutura do sub-bosque florestal, são espécies generalistas, com ampla distribuição pelo território brasileiro, além de ter sido amostrado também uma espécie exótica com alto potencial de invasão e dominância.

A preservação de pequenos fragmentos em paisagens onde a fragmentação e perda de florestas foi severa é fundamental, pois esses fragmentos podem sustentar populações de espécies endêmicas e até ameaçadas, contribuindo para manutenção da diversidade regional e conservação da biodiversidade.

## REFERÊNCIAS

- Agresti A. 2007. **An Introduction to Categorical Data Analysis**. New York: John Wiley & Sons, 394 p.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JL, de M, Sparovek G. 2013. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22(6): 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Alves VA. 2018. **Espécies arbustivas da Floresta Estacional Semidecidual da Universidade Federal do PR, Palotina-PR**. 29 f. Monografia (Graduação), Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, Palotina.
- Andrade ER, Jardim JG, Santos BA, Melo FPL, Talora DC, Faria D, Cazetta, E. 2015. Effects of habitat loss on taxonomic and phylogenetic diversity of understory Rubiaceae in Atlantic forest landscapes. **Forest, Ecology and Management**, 349(1): 73-84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.049>
- APG - Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. 2016. **Botanical Journal of Linnean Society**, 181: 1-20.
- Arroyo-Rodríguez V, Pineda E, Escobar F, Benítez-Malvido JU. 2009. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. **Conservation Biology** 23(3): 729-739. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01120.x>
- Boldrini II, Miotto STS. 1987. Levantamento fitossociológico de um campo limpo da Estação Experimental Agronômica da UFRGS, Guaíba, RS. **Acta Botanica Brasilica**, 1(1): 49-56.
- Campos JB, Silveira-Filho L. 2010. **Floresta Estacional Semidecidual – Série Ecossistemas Paranaenses**. Curitiba: SEMA. v. 5, 8p.
- Cheung KC, Marques MCM, Liebsch D. 2009. Relationship between herbaceous vegetation and regeneration of woody species in abandoned pastures in the Atlantic Rain Forest in Southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica** 23(4): 1048-1056. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062009000400015>
- Cicuzza D, Thorsten K, Poulsen AD, Delhotal T, Abrahamczyk S, Piedra HM, Kessler M. 2013. A transcontinental comparison of the diversity and composition of tropical forest understory herbs. **Biodiversity Conservation**, 22(3): 755-772. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0447-y>

- Decocq G, Beina D, Jamoneau A, Gourlet-Fleury S, Closset-Kopp D. 2014. Don't miss the forest for the trees! Evidence for vertical differences in the response of plant diversity to disturbance in a tropical rain forest. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 16(6): 279–287. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.09.001>
- Dela Cruz M, Christensen JH, Thomsen JD, MÜLLER R. 2014. Can ornamental potted plants remove volatile organic compounds from indoor air? - A review. **Environmental Science and Pollution Research**, 21(24): 13909–13928. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3240-x>
- Dettke GA, Crespão LMP, Siquerolo LV, Siqueira EL, Caxambú MG. 2018. Floristic composition of the seasonal semideciduous forest in southern Brazil: Reserva Biológica das Perobas, state of Paraná. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, 40(1): 1–14. <https://doi.org/10.4025/actasciobiols.v40i1.35753>
- Didham RK, Tylianakis JM, Hutchinson MA, Ewers RM, Gemmill NJ. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? **Trends in Ecology & Evolution**, 20(9): 470–474. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.07.006>
- Estevan DA, Vieira AOS, Gorenstein MR. 2016. Estrutura e relações florísticas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, 26(3): 713–725. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509824195>
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 34(1): 487–515. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fleming TH. 1981. Fecundity, fruiting pattern, and seed dispersal in *Piper amalago* (Piperaceae), a bat-dispersed tropical shrub. **Oecologia**, 51 (1): 42–46. <https://doi.org/10.1007/BF00344650>
- Greig N. 2004. **Piper: a model genus for studies of phytochemistry, ecology, and evolution**. Kluwer Academic Publishers, New York.
- Gris D, Temponi LG. 2017. Similaridade florística entre trechos de Floresta Estacional Semidecidual do Corredor de Biodiversidade Santa Maria - PR. **Ciência Florestal**, 27(3): 1069–1081. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509828682>
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song D, Townshend JR. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, 1(2): 1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hanski I. 2015. Habitat fragmentation and species richness. **Journal of Biogeography**, 42 (5): 989–993. <https://doi.org/10.1111/jbi.12478>
- Harper KA, Macdonald E, Burton PJ, Chen J, Brososke KD, Saunders SC, Euskirchen ES, Roberts D, Jaiteh MS, Essen P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, 19(3): 768–782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Hernández-Ruedas MA, Arroyo-Rodríguez V, Meave JA, Martínez-Ramos M, Ibarra-Manríquez G, Martínez E, Jamangapé G, Melo FPL, Santos BA. 2014. Conserving Tropical Tree Diversity and Forest Structure: The Value of Small Rainforest Patches in Moderately-Managed Landscapes. **PLoS ONE** 9(6): 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098931>
- Kozera C, Santos ALR dos, Alves VA. 2019. Espécies herbáceas de uma Floresta Estacional Semidecidual do oeste do Paraná, Brasil. **Acta Biológica Paranaense** 48(1): 21–37. [http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v48i\(1-2\).71555](http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v48i(1-2).71555)

Kumschick S, Gaertner M, Vilà M, Essl F, Jeschke JM., Pyšek P, Ricciardi A, Bacher S, Blackburn, TM, Dick, JTA, Evans T, Hulme PE, Kuhn I, Mrugała A, Pergl J, Rabitsch W, Richardson DM, Sendek A, Winter M. 2015. Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. **Bioscience** 65(1): 55–63. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu193>

Kupas FM. 2016. **Estrutura da sinúsia herbácea e efeitos da sazonalidade em um fragmento urbano de Floresta Estacional Semidecidual do Oeste do Paraná**. 49 f. Monografia (Graduação), Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, Palotina, 2016.

Laurance WF, Camargo JLC, Fearnside PM, Lovejoy TE, Williamson GB, Mesquita RCG, Meyer CFJ, Bobrowiec PED, Laurance SGW. 2017. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews** 93(1): 223–247. <https://doi.org/10.1111/brv.12343>

Lima RAF, Mori DP, Pitta G, Melito MO, Bello C, Magnago LFS, Zwiener VP, Saraiva DD, Marques MCM, Oliveira AA de, Prado PI. 2015. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity Conservation**, 24(9): 2135–2148. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0953-1>

Lima PB, Lima LF, Santos BA, Tabarelli M, Zickel CS. 2015. Altered herb assemblages in fragments of the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, 191(1): 588–595. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.014>

Lôbo D, Leão T, Melo FPL, Santos AM, Tabarelli M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, 17(2): 287–296. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x>

Magnago LFS, Rocha MF, Meyer L, Martins SV, Meira-Neto JAA. 2015. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity Conservation**, 24(9): 2305–2318. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0961-1>

McKinney ML, Lockwood JL. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, 14(11): 450–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

McKinney ML. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization **Biological Conservation**, 127(3): 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>

Matteucci SD, Colma A. 1982. **Metodología para el estudio de la vegetación**. Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. 168p.

Melo FPL, Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, Martínez-Ramos M, Tabarelli M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, 28(8): 461–468. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>

Moro MF, Martins FR. 2011. **Métodos de levantamento de componente arbóreo – arbustivo**. In: Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMRF, Andrade LA de, Neto JAAM. (Eds.) *Fitossociologia do Brasil, Métodos e Estudos de casos*, v. 1, Editora UFV. Viçosa - MG. p. 174–212.

Moodley D, Proches S, Wilson JRU. 2016. A global assessment of a large monocot family highlights the need for group-specific analyses of invasiveness. **AoB Plants**, 8: 1–14. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plw009>

Moodley D, Proches S, Wilson JRU 2017. Assessing and managing the threat posed by *Epipremnum aureum* in South Africa. **South African Journal of Botany**, 109: 178–188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2016.12.005>

- Mueller-Dombois D, Ellenberg H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, 10(2): 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403(6772): 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H. 2019. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-6.
- Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology & Evolution** 19(1): 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Olden JD, Poff NL, McKinney ML. 2006. Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. **Biological Conservation**, 127(3): 261-271. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.027>
- Pasion BO, Roeder M, Liu J, Yasuda M, Corlett RT, Slik JWF, Tomlinson KW. 2018. Trees represent community composition of other plant lifeforms, but not their diversity, abundance or responses to fragmentation. **Scientific Reports**, 8(1):11374. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29635-9>
- Pessato JL. 2016. **Estudo fitossociológico do componente arbustivo de uma área de floresta estacional semidecidual do município de Palotina, PR**. 47 f. Monografia (graduação), Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, Palotina, 2016.
- Poulsen A, Balslev H. 1991. Abundance and cover of ground herbs in an Amazonian rain forest. **Journal of Vegetation Science**, 2(3): 315-322. <https://doi.org/10.2307/3235922>
- Putz S, Groeneveld J, Alves LF, Metzger JP, Huth A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, 222(12): 1986-1997. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.03.038>
- Pyšek P, Jarošík V, Pergl J. 2011. Alien plants introduced by different pathways differ in invasion success: unintentional introductions as a threat to natural areas. **PloS One** 6(9): e24890. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024890>
- Quijano-Abril MA, Callejas-Posada R, Miranda-Esquivel DR. 2006. Areas of endemism and distribution patterns for Neotropical Piper species (Piperaceae). **Journal of Biogeography**, 33(7): 1266-1278. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01501.x>
- R Development Core Team. 2016. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rezende CL, Scarano FR, Assad ED, Joly CA, Metzger JP, Strassburg BNN, Tabarelli M, Fonseca GA, Mittermeier RI. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation** 16(4): 208 -214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142(6): 1144-1156. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

Santo-Silva EE, Almeida WR, Tabarelli M, Peres CA. 2016. Habitat fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic forest landscape. **Plant Ecology**, 217(9): 1129-1140. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0638-1>

Schallenger E, Tomazella PDA. 2010. Exploração territorial do município de Palotina, oeste do Paraná, e o remanescente florestal. **Revista Tempo da Ciência**, 17(34): 71-83.

Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courcham F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Souza R, Tabacch E, Vilà M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends Ecology & Evolution**, 28(1): 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>

Spina AP, Ferreira WM, Filho HFL. 2001. Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de Campinas (SP). **Acta Botanica Brasilica**, 15(3): 349-368. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062001000300006>

Tabarelli M, Lopes AV, Peres CA. 2008. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, 40(6): 657-661. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00454.x>

Tabarelli M, Aguiar AV, Girão LC, Peres CA, Lopes AV. 2010. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. **Conservation Biology**, 24(6): 1654-1663. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01529.x>

Tabarelli M, Peres CA, Melo FPL. 2012. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, 155: 136-140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020>

Tchouto MGP, De Boer WF, De Wilde JFE, Van Der Maesen LJG. 2006. Diversity patterns in the flora of the Campo-Ma'an rain forest. Cameroon: do tree species tell it all? **Biodiversity Conservation**, 15(4): 1353-1374. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-5394-9>

Thier O, Wesenberg J. 2016. Floristic composition and edge-induced homogenization in tree communities in the fragmented Atlantic rainforest of Rio de Janeiro, Brazil. **Tropical Conservation Science**, 9(2): 852-876. <https://doi.org/10.1177/194008291600900217>

Tomadon L da S, Dettke GA, Caxambu MG, Ferreira IJM, Couto EV. 2019. Significance of forest fragments for conservation of endangered vascular plant species in southern Brazil hotspots. **Écoscience** 26(3): 221-235. <https://doi.org/10.1080/11956860.2019.1598644>

Zwiener VP, Padial AA, Marques MCM, Faleiro FV, Loyola R, Peterson AT. 2017. Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic forest. **Diversity and Distributions**, 23(8): 955-966. <https://doi.org/10.1111/ddi.12588>