



Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciências Biológicas



Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Dissertação de Mestrado

**DIVERSIDADE E ASSIMETRIA FLUTUANTE EM BORBOLETAS AO  
LONGO DE GRADIENTES URBANOS**

Thaís Neres Guimarães Pignataro

Belo Horizonte  
2019

Thaís Neres Guimarães Pignataro

**DIVERSIDADE E ASSIMETRIA FLUTUANTE EM BORBOLETAS AO  
LONGO DE GRADIENTES URBANOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientadora: Profa. Dra. Tatiana Garabini Cornelissen

Belo Horizonte  
2019

Nome: Thaís Neres Guimarães Pignataro

Título: Diversidade e assimetria flutuante em borboletas ao longo de gradientes urbanos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Aprovado em:

Banca examinadora

Prof. Dr. \_\_\_\_\_ Instituição: \_\_\_\_\_

Julgamento: \_\_\_\_\_ Assinatura: \_\_\_\_\_

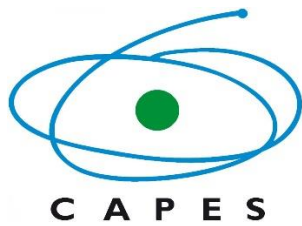
Prof. Dr. \_\_\_\_\_ Instituição: \_\_\_\_\_

Julgamento: \_\_\_\_\_ Assinatura: \_\_\_\_\_

Prof. Dr. \_\_\_\_\_ Instituição: \_\_\_\_\_

Julgamento: \_\_\_\_\_ Assinatura: \_\_\_\_\_

Financiamento:



Apoio e Colaborações:



## **Agradecimentos**

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais Zenaide e Eduardo pelo apoio incondicional, carinho, suporte e confiança durante toda minha jornada acadêmica. Agradeço às minhas irmãs Yvonne e Rebecka pela amizade, companheirismo e ombro amigo. À Bianca, Ighor e Daniel pelos momentos de alegria e gestos de incentivo. A gratidão e amor por vocês é eterno.

Agradeço às minhas avós Aydith e Veridiana pelos ensinamentos e por toda ajuda. Vocês são meu exemplo de vida! Aos meus avôs Ângelo e Faustino (*in memoriam*) por toda saudade sentida. Vocês estão comigo aonde eu for!

Um agradecimento especial à minha orientadora e amiga, Tatiana Cornelissen. Obrigada por toda ajuda, cuidados, paciência, ensinamentos, demonstrações de carinho e confiança. Agradeço pela orientação e por me inspirar como mulher e profissional. Que nossa parceria de chás e paçocas intermináveis continue. Da graduação para a vida!

Agradeço aos anjos que apareceram na minha vida, que me ajudaram e facilitaram minha caminhada durante esses dois anos: Vânia, Zé, Jockson, Ello, Paloma, Pedro e Ana Luíza, nunca esquecerei da ajuda de vocês. Agradeço também aos moradores e proprietários das áreas rurais e urbanas do estudo que permitiram o acesso às áreas de coleta e foram sempre muito gentis com nosso grupo de pesquisa.

Aos meus amigos Letícia Peroli, Carol Munaier, Nathalia Medeiros, Ana Laura, Magda, Mari Peifer, Gabi e Natacha pelas conversas, conselhos, momentos de diversão e tensão divididos. Obrigada por serem minha casa fora de casa e minha terapia diária!

Muito obrigada à todos do Laboratório de Ecologia Vegetal e Interações (LEVIN) pelo suporte, troca de experiências e ajuda nas coletas. À comunidade ECMVS pela

oportunidade e em especial aos professores Ricardo Solar e Paulo Enrique que se tornaram amigos, me auxiliaram e me receberam de braços abertos nos laboratórios. Obrigada por todos os ensinamentos que me fizeram crescer como pessoa e profissional. À Capes e ao IEF pelo suporte e financiamento do mestrado.

À todos que, de alguma maneira, contribuíram durante a minha trajetória e para este momento de realização pessoal e acadêmica. Sem vocês isso jamais seria possível!

## Sumário

Resumo Geral .....	1
Introdução Geral .....	3
Capítulo I - Gradientes urbanos alteram a diversidade, composição específica e frequência de guildas em comunidades de borboletas	
Resumo .....	6
Abstract .....	8
Introdução .....	10
Materiais e Métodos .....	14
<i>Área de estudo</i> .....	14
<i>Coleta de dados</i> .....	15
<i>Análise de dados</i> .....	16
Resultados .....	19
Discussão .....	28
Capítulo II - Assimetria flutuante em asas de borboletas ao longo de gradientes urbanos	
Resumo .....	32
Abstract .....	34
Introdução .....	36

Materiais e Métodos .....	39
<i>Área de estudo</i> .....	39
<i>Coleta de dados</i> .....	40
<i>Análise de dados</i> .....	41
Resultados .....	44
Discussão .....	47
Conclusão Geral .....	52
Referências Bibliográficas .....	53



## RESUMO GERAL

---

Este estudo objetivou avaliar o efeito de gradientes de urbanização em parâmetros de comunidades de borboletas. Borboletas são organismos-modelo que permitem verificar a qualidade do habitat devido ao seu papel bioindicador. Além disso, oferecem a compreensão da influência de diferentes condições ambientais nas comunidades, nos padrões espaço-temporais e podem ser aplicadas em estudos de gradientes ambientais a fim de auxiliar na tomada de decisões em políticas públicas e no planejamento efetivo de conservação em ambientes urbanos.

O primeiro capítulo dessa dissertação aborda o estudo da variação da diversidade da comunidade de borboletas ao longo de três gradientes urbanos definidos por áreas urbana-rural-preservadas. As amostragens foram realizadas ao longo de transectos de aproximadamente 3 km abrangendo gradiente composto por habitat urbano, rural e preservado em cada transecto. A fim de entender a influência da urbanização na comunidade de borboletas foram avaliados a modificação da riqueza, abundância e composição específica entre os pontos na paisagem, assim como ao longo de todo o gradiente urbano-rural-preservado. Além disso, foi avaliada a modificação da frequência da riqueza de guildas de borboletas (frugívoras e nectarívoras) ao longo dos gradientes. A riqueza total da comunidade de borboletas sofreu um decréscimo significativo ao longo do gradiente ( $F_{1,7}=8.14$   $P= 0.025$ ), assim como observado pela redução de riqueza avaliado pelo índice de Margalef ( $F_{1,7}=8.57$   $P=0.022$ ), sugerindo que algumas espécies podem ter grande afinidade por micro-habitats específicos. Em relação à abundância, não foi encontrada diferença significativa ao longo do gradiente, sugerindo a presença de algumas espécies adaptadas e capazes de adquirir recursos em locais perturbados. A diversidade  $\alpha$  observada foi maior que a esperada ao acaso ( $\alpha_{obs}= 31.88$  e  $\alpha_{esp}= 25.88$ ,  $P<0.05$ ) enquanto a diversidade  $\beta$  observada foi menor ( $\beta_{obs}=26.77$  e  $\beta_{esp}= 30.88$ ,  $P>0.05$ )

como demonstrado pela composição específica de cada área (preservado-rural-urbano) e com maior diversidade de espécies local devido à conectividade ao longo dos gradientes. Esses resultados demonstram a importância em promover maior heterogeneidade ambiental ao longo dos gradientes a fim de evitar a homogeneização biótica. Além disso, os gradientes foram estruturados pela substituição de espécies ( $\beta_1 = 1.884$ ,  $P = 0.001$ ), indicando que o gradiente urbano atua como filtro ambiental e que algumas espécies estão limitadas a determinados locais mais adequados. A frequência de espécies frugívoras apresentou um decréscimo significativo ao longo dos gradientes ( $F_{1,7} = 7.517$ ,  $P = 0.029$ ), enquanto as espécies nectarívoras não apresentaram diferenças ao longo dos gradientes ( $F_{1,7} = 3.853$ ,  $P = 0.09$ ). Esses resultados reforçam o importante papel na gestão das áreas urbanas ao incorporar espécies de plantas nativas hospedeiras em parques e jardins nos centros urbanos a fim de manter a comunidade de borboletas e os serviços ecossistêmicos como a herbivoria por imaturos de ambas as guildas e a polinização realizada por adultos de espécies nectarívoras.

O segundo capítulo dessa dissertação avalia os efeitos da urbanização na morfometria das asas de borboletas em comunidades distintas ao longo dos gradientes urbanos definidos por áreas urbana-rural-preservedas. Foi avaliado se os gradientes urbanos são capazes de provocar desvios no eixo de simetria das asas das borboletas, usando-se medidas de assimetria flutuante como *proxy* para estresse ambiental causado pela urbanização. Para coleta de borboletas ao longo dos gradientes urbanos, foram utilizados transectos de aproximadamente 3 km abrangendo áreas urbano-rural-preservedas em cada transecto. Foram analisadas 436 borboletas que tiveram suas asas destacadas e medidas em dois caracteres (comprimento e largura) para cálculo de índices de assimetria flutuante (AF) das asas das comunidades para cada área independentemente. O gradiente urbano apresentou efeitos significativos na AF nos caracteres de

comprimento ( $F_{2,433} = 20.85$ ,  $P = 0.000$ ) e largura ( $F_{2,433} = 21.34$ ,  $P = 0.000$ ) das asas das borboletas. As áreas rurais apresentaram níveis de AF significativamente mais elevados para o caractere comprimento e largura quando comparada às urbanas e preservadas. Esses resultados sugerem que a transformação de áreas naturais em áreas agrícolas são fonte de estresse mais intensos do que as cidades, devido à falta de recursos alimentares e possível uso de agrotóxico nas culturas. Além disso, nossos resultados demonstram que as cidades exercem menor estresse nas comunidades de borboletas devido à presença de jardins urbanos e uso de recursos alternativos presentes nas cidades, como alimentos em terrenos baldios e fendas em construções como poleiros que explicam a menor assimetria das asas nesses locais.

## INTRODUÇÃO GERAL

---

A perda da biodiversidade é uma das questões centrais de programas de conservação, sendo necessárias estratégias de manejo de espécies e paisagens a fim de preservar as espécies conhecidas, descrever novas e assegurar os processos ecossistêmicos. Dentre as principais causas de ameaças à biodiversidade terrestre pode-se mencionar as alterações da paisagem causadas por modificação de habitats e transformação do uso da terra (McDonnell & Pickett 1990, McKinney 2002, Faeth et al. 2011, Deguines et al. 2016).

As mudanças do uso da terra ocasionada pelo crescimento urbano causam fragmentação, assim como redução da quantidade e qualidade do habitat (McDonnell & Pickett 1990, Blair & Launer 1997, McKinney 2008, Grimm et al. 2008, New 2015, Iserhard et al. 2018). O gradiente de condições ambientais e diferenças entre as áreas urbanas e preservadas apresentam fortes efeitos nas espécies e interações biológicas (McDonnell et al. 1997, McDonnell & Hahs 2008). Em consequência de diferentes condições ambientais, as áreas urbanas apresentam, geralmente, decréscimo na biodiversidade e muitas vezes a total perda de espécies (New 2015).

Dado que a expansão do ambiente urbano muitas vezes permeia áreas preservadas, investigar e propor ferramentas que auxiliem a verificar como os organismos são afetados pela urbanização, assim como indicativos da saúde do ambiente, são fundamentais para orientação de programas de conservação e recuperação da biodiversidade (Marzluff & Rodewald 2008, New 2015, Iserhard et al. 2018).

Embora o número de estudos avaliando como os ambientes urbanos influenciam diferentes grupos animais tenha aumentado nos últimos anos, os insetos tem recebido pouca atenção (New 2015). Esse grupo tem papel-chave em vários processos

ecossistêmicos e interações biológicas em comunidades, respondem rapidamente às mudanças antropogênicas e, várias espécies têm relevância para a sociedade e bem estar humano tanto do ponto de vista econômico como de saúde pública (Freitas & Marini-Filho 2011, New 2015) justificando assim a avaliação dos efeitos de gradientes urbanos em insetos.

Alguns grupos de insetos têm sido sugeridos como ferramentas importantes no biomonitoramento. As borboletas estão entre o grupo de organismos sensíveis à modificações ambientais e consideradas bons bioindicadores (Uehara-Prado et al. 2010, DeVictor et al. 2012) uma vez que respondem diretamente às características da vegetação e matriz circundante, são facilmente amostradas e identificadas, além de serem utilizadas como “espécies guarda-chuva” para proteger níveis mais elevados de biodiversidade (Brown & Freitas 2000, Freitas et al. 2006, Santos et al. 2015, Siddig et al. 2016).

As borboletas podem ser divididas de acordo com a aquisição de recurso na forma adulta, as nectarívoras que se alimentam de néctar e, frugívoras, quando obtêm a maior parte da nutrição através de frutas fermentadas (DeVries 1987). As nectarívoras são compostas por parte das espécies das famílias Papilionidae, Lycaenidae, Riodinidae, Pieridae, Hesperidae e alguns grupos de Nymphalidae, como Libytheinae, Danaeinae, Ithomiinae, Heliconiinae e Nymphalinae. Enquanto que as frugívoras são compostas por alguns grupos da família Nymphalidae, como a linhagem satiróide (*sensu* Freitas & Brown 2004) e subfamílias Satyrinae, Brassolinae, Morphinae, Charaxinae, Biblidinae e a tribo Coeni (Nymphalinae).

A maioria dos estudos utilizando borboletas como organismos modelo em áreas urbanas no Brasil ressaltam as respostas de populações ao impacto urbano, porém pouco tem sido abordado sobre a influência de gradientes urbano-rurais em comunidades de

borboletas, tornando os padrões de biodiversidade ainda pouco compreendidos (Ruszczyk 1986a, Ruszczyk 1986b, Ruszczyk 1987, Ruszczyk & Araújo 1992, Restrepo & MacGregor-Fors 2017). Nesse sentido, investigar como o ambiente urbano influencia a comunidade de borboletas ao longo de gradientes possibilita a compreensão sobre como esses organismos respondem às diferentes condições espaciais, elucidando padrões sobre a forma de como a diversidade é mantida, além de proporcionar o conhecimento sobre a saúde e integridade do habitat.

Este estudo avaliou os efeitos de gradientes urbanos-rurais-preservados em parâmetros das comunidades de borboletas. Esta dissertação está dividida em dois capítulos. O primeiro capítulo avalia a variação da riqueza, abundância, composição específica e frequência de guildas da comunidade de borboletas ao longo dos gradientes urbanos definidos por áreas urbana-rural-preservadas. O segundo capítulo investiga o efeito da urbanização, na perspectiva de gradientes, em caracteres morfométricos das asas de borboletas como indicativo de estresse ambiental.

**Capítulo I:** Gradientes urbanos alteram a diversidade, composição específica e frequência de guildas em comunidades de borboletas

**Thaís Neres Guimarães Pignataro<sup>1\*</sup> e Tatiana G. Cornelissen<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Universidade Federal de Minas Gerais, <sup>2</sup>Universidade Federal de São João del-Rei

\*pignatarothais@gmail.com

---

**Resumo**

A crescente expansão do ambiente urbano tem sido considerada uma das causas da perda da biodiversidade. Devido à diminuição da quantidade e qualidade de habitat, esse processo ocasiona a restrição de organismos a determinados micro habitats específicos. Os padrões de variação de diversidade ao longo de gradientes ambientais, entretanto, ainda são controversos. O presente estudo avaliou como gradientes urbanos afetam a diversidade, composição e frequência de guildas da comunidade de borboletas. Foram amostrados três transectos de aproximadamente 3 km percorrendo de forma contínua os habitats urbano, rural e preservado. Em cada habitat foram dispostas 5 armadilhas do tipo Van-Someren Rydon iscadas e espaçadas por pelo menos 150 m, totalizando 15 armadilhas por transecto. Além disso, em cada transecto foram realizadas coletas ativas (rede entomológica) sendo contabilizadas por esforço-hora. Uma lista de espécies foi confeccionada a fim de avaliar a diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  e a composição específica de cada transecto estudado. A frequência de espécies da comunidade foi avaliada a partir da ocorrência *singletons* e *doubletons* em cada habitat e também a variação da frequência de guildas de borboletas frugívoras e nectarívoras ao longo dos transectos. Foram coletados um total de 906 indivíduos abrangendo 94 espécies de borboletas em seis famílias. A família com maior representatividade total de espécies e abundância foi

Nymphalidae (S= 61; N=646). A espécie mais abundante em todos os transectos foi *Paryphthimoides eous* (N=77). No total de espécies coletadas os *singletons* foram representados por 27 espécies, enquanto que os *doubletons* foram de 12 espécies. A diversidade  $\alpha$  observada foi maior que a esperada ( $\alpha_{obs}= 31.88$  e  $\alpha_{esp}= 25.88$ ,  $P<0.05$ ) enquanto que a diversidade  $\beta$  observada foi menor que a esperada ao acaso ( $\beta_{obs}=26.77$  e  $\beta_{esp}= 30.88$ ,  $P>0.05$ ), demonstrando a necessidade de conexão ao longo dos gradientes a fim de se manter a heterogeneidade. Além disso, os gradientes foram estruturados pela substituição de espécies, indicando que o gradiente urbano atua como filtro ambiental e que algumas espécies estão limitadas à determinados locais mais adequados. A frequência de espécies frugívoras apresentou um decréscimo significativo ao longo dos gradientes ( $F_{1,7}=7.517$   $P=0.029$ ), enquanto que as espécies nectarívoras não apresentaram mudanças ao longo dos gradientes ( $F_{1,7}=3.853$   $P=0.09$ ), demonstrando a importância do cultivo de plantas nativas em parques e jardins nos centros urbanos a fim de beneficiar a polinização nessas áreas, a manutenção e o movimento de espécies. Nossos resultados demonstram que o gradiente urbano atua como filtro ambiental nas comunidades de borboletas, realizando o decréscimo da riqueza e frequência de guildas de borboletas frugívoras, estruturando a comunidade via substituição de espécies, mas sem efeito na abundância. Esse estudo demonstra a importância da abordagem de gradientes urbanos na comunidade de borboletas e sua aplicabilidade na gestão de áreas urbanas a fim de incluir vegetação nativa ao longo dos gradientes, com objetivo de aumentar a heterogeneidade ambiental, preservar borboletas e manter os serviços ecossistêmicos e rede de interações nessas paisagens.

**Palavras-chave:** Alterações de habitat, beta diversidade, borboletas, gradientes ambientais.



**Chapter I: Urban gradients alter the diversity, specific composition and frequency of guilds in butterfly communities**

**Thaís Neres Guimarães Pignataro<sup>1\*</sup> e Tatiana G. Cornelissen<sup>2</sup>**

*<sup>1</sup>Universidade Federal de Minas Gerais, <sup>2</sup>Universidade Federal de São João del-Rei*

*\*pignatarothais@gmail.com*

---

**Abstract**

The increasing expansion of the urban environment has been considered one of the causes of biodiversity loss. Due to the decrease of the quantity and quality of habitats, this process causes the restriction of organisms to sometimes specific microhabitats. The patterns of variation of the biodiversity along the environmental gradients, however, are still poorly understood. This study evaluated how urban gradients affect the diversity, specific composition and frequency of guild of the community of butterflies. Three transects of approximately 3 km were sampled continuously traversing the urban, rural and preserved habitats. In each habitat, five baited traps were placed and spaced for at least 150 m, totaling 15 baited traps per transect. In addition, in each transect, butterflies were collected by active sampling with entomological nets and counted by effort-hour. We created a list of species and evaluated the specific composition of each transect through  $\alpha$  and  $\beta$  diversities. The frequencies of species were evaluated through the occurrence of singletons and doubletons in each habitat, as well as the variation of the frequencies of guilds of frugivores and nectarivores along the transects. We sampled 906 individuals of 94 species belonging to six families. The family with the highest occurrence of species and abundance was Nymphalidae (S= 61; N = 646). The most abundant species in all transects was *Paryphthimoides eous* (N=77). For all sampled

butterflies, singletons were represented by 27 species, whereas the doubletons were of 12 species. The  $\alpha$  diversity observed was higher than expected ( $\alpha_{\text{obs}}= 31.88$  e  $\alpha_{\text{esp}}= 25.88$ ,  $P<0.05$ ) whereas the observed  $\beta$  diversity was lower than expected by chance ( $\beta_{\text{obs}}=26.77$  e  $\beta_{\text{esp}}= 30.88$ ,  $P>0.05$ ) showing the need of connectivity along the habitats within the gradients in order to maintain the heterogeneity. In addition, the gradients were structured by species *turn-over*, indicating that the urban gradient acts as an environmental filter and that some species are limited to more suitable habitats. The frequencies of frugivorous species showed a significant decrease along the urban gradient ( $F_{1,7}=7.517$   $P=0.029$ ), whereas the nectarivores species showed no changes along the gradient ( $F_{1,7}=3.853$   $P=0.09$ ), indicating the importance of the cultivation of native plants in parks and urban gardens in order to benefit the pollination in these areas, as well as the maintenance and movement of species. Our results shows that the urban gradient acts as an environmental filter in the butterfly communities, reducing the richness and frequency of guilds of frugivorous butterflies, structuring the community through *turn-over*, but without effects in the abundance. This study shows demonstrates the importance of the urban gradients approach in the butterfly community and its applicability in the management of urban areas in order to include native vegetation along the gradients, aiming at increasing environmental heterogeneity, to preserve butterflies and and maintain the ecosystem services and network interactions in altered landscapes.

**Keywords:** Habitat alteration, beta diversity, butterflies, environmental gradients

---

## **Introdução**

A rápida e crescente urbanização associada com o aumento da transformação do uso da terra têm sido apontados como uma das ameaças à biodiversidade terrestre (McDonnell & Pickett 1990, McKinney 2002, Faeth et al. 2011, Deguines et al. 2016). Modificações na composição e estrutura espacial da paisagem natural podem ocasionar alterações tanto na comunidade animal e vegetal assim como nas interações entre as espécies (Redford 1992, Fahrig 2003). A redução da quantidade de habitat, por exemplo, pode ocasionar a diminuição da riqueza, diversidade e/ou biomassa de animais (Fahrig 2003, Deguines et al. 2016).

As causas do decréscimo de espécies ocasionada pela urbanização é resultado principalmente devido à fragmentação de habitat, redução da cobertura vegetal, aumento da temperatura, alta luminosidade e acúmulo de poluentes em ambientes urbanos (Blair & Launer 1997, McKinney 2008, Grimm et al. 2008, McDonnell & Hahs 2015, New 2015, Iserhard et al. 2018). Em consequência da expansão do ambiente urbano, a amplitude de distribuição dos organismos fica muitas vezes restrita a determinados micro-habitats específicos (McDonnell & Hahs 2015, Iserhard et al. 2018) e essa mudança na distribuição é perceptível em estudos em gradientes ambientais (McKinney 2008, Faeth et al. 2011, Lizeé et al. 2011, McDonnell & Hahs 2015, Iserhard et al. 2018).

Estudos sobre o impacto de gradientes ambientais em comunidades promovem a compreensão de como ambientes heterogêneos possibilitam que, espécies com diferentes taxas de tolerâncias e persistência, sejam capazes de colonizar e permanecer em determinado habitat, quais os padrões regem a distribuição espaço-temporal das espécies e de que forma a diversidade é mantida (Nekola & White 1999, Balvanera et al. 2002,

Iserhard et al. 2018). Os padrões de gradientes ambientais também se aplicam aos ambientes urbanos, pois ao longo do gradiente são observadas diferenças nas condições ambientais, distribuições dos organismos e interações biológicas (McDonnell et al. 1997, McDonnell & Hahs 2008).

Estudos de gradientes urbanos têm demonstrado controvérsias nos padrões entre os grupos de organismos avaliados, mas alguns estudos têm mostrado padrões gerais de redução de riqueza e diversidade com o distanciamento das áreas preservadas (McKinney 2008, Faeth et al. 2011, Jones & Leather 2012, New 2015, Iserhard et al. 2018). Diferenças na história de vida, dependência dos organismos a características particulares do habitat e disponibilidade de recursos explicam tais padrões (McKinney 2008, Faeth et al. 2011, New 2015, Restrepo & MacGregor-Fors 2017).

O grau de perturbação antrópica pode ser avaliado a partir de grupos de organismos que apresentem características da história de vida classificados como bioindicadores da qualidade do habitat. Alguns grupos de insetos - como borboletas, besouros e formigas - destacam-se como indicadores do estado de perturbação do ambiente por serem especialistas em recursos, apresentarem alta fidelidade ao habitat e ciclo de vida curto (Freitas et al. 2006, Uehara-Prado & Ribeiro 2012).

Dentre os bioindicadores, as borboletas atendem à maioria dos critérios apontados para a escolha de organismos com propósitos de bioindicação (Freitas et al. 2006, DeVicor et al. 2012). São considerados organismos que auxiliam na compreensão da diversificação ecológica, evolução e conservação de insetos, além de proporcionar *insights* potenciais em padrões de diversidade e aumentar a eficiência dos serviços ecossistêmicos (DeVries et al. 2012, Restrepo & MacGregor-Fors 2017). Borboletas possuem taxonomia e sistemática relativamente bem resolvidas e são facilmente

amostradas, pertencendo ainda a um grupo atraente ao público em geral e costumam ser utilizadas com sucesso como “espécies guarda-chuva” em programas de conservação para proteger níveis tróficos ascendentes de biodiversidade (Freitas et al. 2011, Penz et al. 2012).

O Brasil possui uma rica lepidopterofauna com cerca de 4.600 espécies catalogadas, sendo que a maioria das espécies conhecidas são da Mata Atlântica (Uehara-Prado et al. 2004, Ritter et al. 2011, Santos et al. 2011, Palo Jr 2017). A Mata Atlântica é reconhecida por *hotspot* do globo para conservação da biodiversidade por possuir alta riqueza de espécies e níveis de endemismo (Uehara-Prado & Ribeiro 2012). Devido à fragmentação e mudanças no uso da terra, seus remanescentes estão reduzidos à 7% de sua extensão original, e pouco tem sido estudado sobre as respostas da comunidade de borboletas na perspectiva de gradientes de urbanização nesses locais (Ruszczyk 1986a, Ruszczyk 1986b, Ruszczyk 1987, Ruszczyk & Araújo 1992, Morellato & Haddad 2000, Myers et al. 2000, Ribeiro et al. 2009, Restrepo & MacGregor-Fors 2017).

A maioria dos estudos sobre borboletas em gradientes ambientais são direcionados para a análises da estrutura e dinâmica das populações (Restrepo & MacGregor-Fors 2017). Contudo, avaliações sobre efeitos dos gradientes urbano-rurais em comunidades de borboletas são raros (Ruszczyk 1986a, Ruszczyk 1986b, Ruszczyk 1987, Ruszczyk & Araújo 1992, Restrepo & MacGregor-Fors 2017, Iserhard et al. 2018). Nesse sentido, dada a rápida e crescente urbanização e consequente redução dos ambientes preservados, esforços para identificar as espécies sensíveis às modificações do uso da terra se tornam imprescindíveis em propostas teóricas e aplicadas nos estudos ecológicos.

Este estudo teve como objetivos (1) avaliar a variação na diversidade (riqueza, abundância) da comunidade de borboletas ao longo dos gradientes urbano-rural-

preservados; 2) avaliar se há diferenças na diversidade beta de borboletas em gradientes urbano-rural-preservados e (3) investigar se há modificação da ocorrência de guildas de borboletas (frugívoras e nectarívoras) ao longo dos gradientes urbano-rural-preservados (Figura 1).



**Figura 1.** Variação hipotética na riqueza e diversidade de espécies de borboletas em gradientes urbanos.

---

## **Materiais e Métodos**

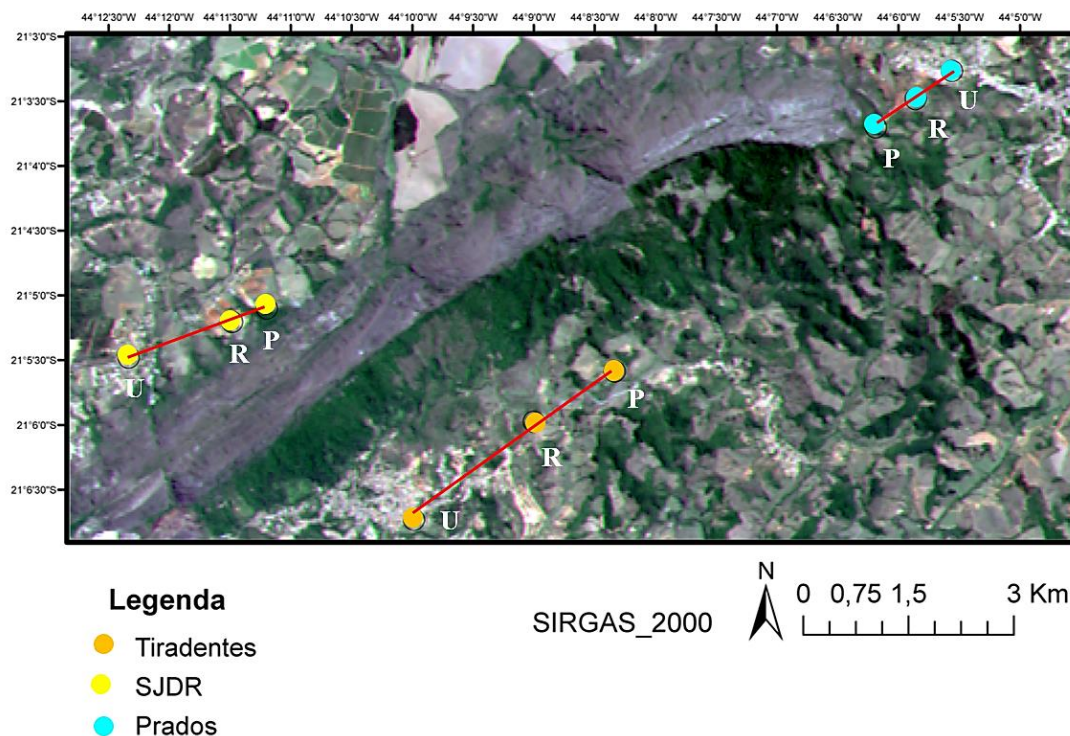
### ***Área de estudo***

A Serra de São José está localizada entre os municípios de Santa Cruz de Minas, Coronel Xavier Chaves, São João del-Rei, Tiradentes e Prados, nos quais as três últimas cidades foram utilizadas para o desenvolvimento deste estudo. A Serra de São José apresenta características de importância biológica e grau de ameaça sendo considerada umas das Áreas Prioritárias para a Conservação de Invertebrados no Estado de Minas Gerais. Nesse sentido, foram criadas duas unidades de conservação: a Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra de São José e o Refúgio Estadual de Vida Silvestre Libélulas da Serra de São José (Drummond et al. 2005). A Área de Proteção Ambiental (APA) Serra de São José (21°3-7' S 44°6-13' O) localiza-se a 100 km sul da cadeia do Espinhaço e também enquadra-se no sistema da Serra da Mantiqueira (Oliveira-Filho & Machado 1993, Alves & Kolbek 2009). A paisagem é predominada por relevo acidentado com afloramentos de arenito quartzítico e altitudes que variam entre 800 a 1430 m (Bedê et al. 2015). O clima da região é classificado como subtropical de altitude (Cwb) segundo Köppen apresentando precipitações médias anuais de 1.435 mm distribuídos sazonalmente entre períodos secos (abril–setembro) e chuvosos (outubro– março) (Cirino & Lima 2008). Apresenta fitofisionomias dos domínios de Cerrado e Atlântico, sendo a Floresta Estacional Semidecidual Montana a vegetação dominante ao sul e ao norte enquanto que ao leste ocorrem as fitofisionomias de Cerrado e nas partes mais altas o Cerrado *sensu stricto* Rupestre e Campo Rupestre (Alves & Kolbek 2009, Silva et al. 2016).

### ***Coleta de dados***

Para avaliar a influência do gradiente urbano na diversidade e composição específica foi realizada amostragem por transectos de aproximadamente 3 km nas cidades de São João del-Rei, Tiradentes e Prados, abrangendo diferentes habitats compostos por categorias de áreas: (1) preservadas (localizadas principalmente nas fitofisionomias de Floresta Semidecídua da Serra de São José), (2) rurais (localizadas em contato com pastagens e áreas agrícolas) e, (3) urbanas (localizadas totalmente dentro das cidades estudadas). O transectos estão localizados entre as coordenadas: Tiradentes ( $21^{\circ} 05' 565''$  S  $44^{\circ} 8' 321''$ O e  $21^{\circ} 06' 718''$  S  $44^{\circ} 09' 967''$  O), Prados ( $21^{\circ} 03' 678''$  S  $44^{\circ} 06' 215''$  O e  $21^{\circ} 03' 230''$ S  $44^{\circ} 05' 559''$  O) e São João del-Rei ( $21^{\circ} 05' 042''$  S  $44^{\circ} 11' 071''$  O e  $21^{\circ} 05' 478''$  S  $44^{\circ} 12' 322''$  O) (Figura 2).





**Figura 2.** Mapa do desenho amostral do estudo. Estão representados na figura: ao centro a Serra de São José – MG, em vermelho os três transectos nas cidades de São João del-Rei (círculos preenchidos em amarelo), Prados (círculos preenchidos em azul) e Tiradentes (círculos preenchidos em laranja) e em (P) áreas preservadas, (R) áreas rurais, (U) áreas urbanas.

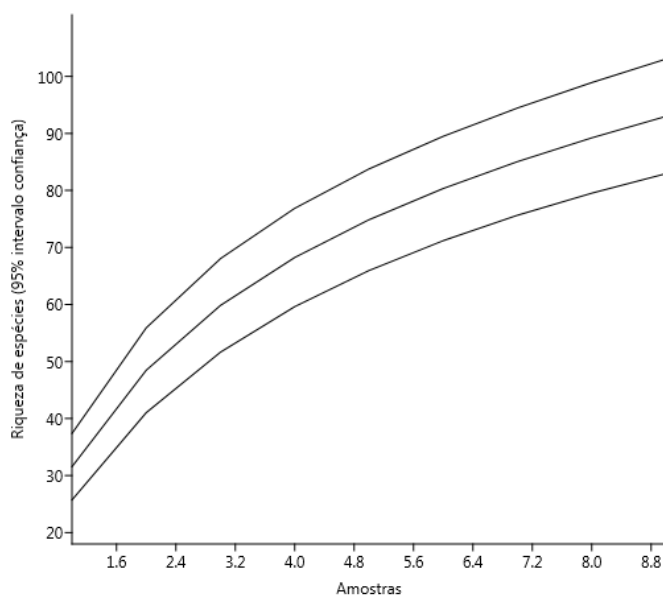
A fim de determinar a quantidade de cobertura vegetal e cobertura cinza ao longo dos gradientes urbano-rural-preservados, realizamos análises de cobertura verde com densiômetro (ver Lemmon 1956). Em média, foi encontrada uma maior cobertura vegetal nas áreas preservadas (92.42%) do que nas áreas rurais (85.9%) ou urbanas (79.7%). As análises de áreas cinza (asfalto e construções) foram realizadas a partir de dados georreferenciados e imagens de satélite, utilizando os softwares ArqGis e Spring. Em todos os gradientes determinamos um *buffer* de 150 m a partir dos pontos amostrados

para cálculo de cobertura cinza. As áreas urbanas, apresentaram em média, 65.02 m<sup>2</sup> de cobertura cinza, enquanto que a ocorrência das mesmas em áreas preservadas e rurais foi nula.

Para amostragem de borboletas em cada área foram realizadas duas técnicas de coleta: armadilhas do tipo Van Someren-Rydon (VSR) (ver Freitas et al. 2014) com iscas atrativas de banana fermentada e dimensões exigidas pelo padrão da RedeLep do ICMBio (Rede Nacional de Pesquisa e Conservação dos Lepidópteros) e rede entomológica (puçá) para coleta ativa. Foram instaladas 15 armadilhas por transecto, sendo 5 armadilhas em cada área (preservado-rural-urbano) distanciadas entre si por aproximadamente 150 m. As armadilhas foram alocadas em campo a uma altura de aproximadamente 1 m do solo e, seguindo o proposto por Uehara-Prado et al. (2010), permaneceram em campo por até 3 dias. Foram realizadas pelo menos 5 horas de coleta ativa em cada área e, ao final do estudo, foi realizado o somatório do esforço-horas total (Uehara-Prado et al. 2004) ao longo de cada gradiente. Durante o estudo foram realizadas 9 dias/armadilha de coleta e 327 horas de coleta ativa. As borboletas foram amostradas em horários de maior atividade biológica, com ênfase nos períodos da manhã e início da tarde (Basset et al. 2011, Ritter et al. 2011, Freitas et al. 2014). As coletas foram realizadas na estação chuvosa e seca, respectivamente, compreendendo o intervalo entre os meses de janeiro à abril de 2017 e julho e agosto de 2018. Os espécimes coletados em campo foram sacrificados pela compressão do tórax, acondicionados em envelopes entomológicos e encaminhados ao laboratório para posterior montagem, identificação através de guias, consultas à especialistas e coleções de referência. As borboletas foram armazenadas na coleção do Laboratório de Ecologia Vegetal e Interações (LEVIN) da Universidade Federal de São João del-Rei.

### *Análise de dados*

Para avaliar a diversidade (riqueza e abundância) e composição específica da borboletas ao longo dos gradientes representados pelas áreas urbano-rural-preservadas e em cada área, foi elaborada uma lista de ocorrência de espécies com a respectiva abundância. Os indivíduos foram classificados por habitat, famílias e guildas. As borboletas amostradas não foram diferenciadas quanto ao método de coleta para avaliação da variação das guildas alimentares. A suficiência amostral foi obtida pela soma de indivíduos de cada área através de uma curva de rarefação baseada em amostras (Mao's tau) com limites de confiança de 95% (Figura 3).



**Figura 3.** Curva de acumulação de espécies de borboletas nos gradientes urbano-rural-preservados. As linhas externas indicam o intervalo de confiança de 95% e as amostras indicam a abundância de indivíduos.

Para investigar a possível modificação da riqueza ao longo dos gradientes (preservado-rural-urbanos), a riqueza total em cada área foi agrupada com as dos demais transectos conferindo uma riqueza cumulativa, e então, foram utilizado modelos lineares

generalizados (GLM) para avaliar a distribuição das borboletas ao longo dos gradientes. O mesmo procedimento foi realizado para a abundância e para o índice de riqueza de Margalef, que se baseia na relação entre a riqueza e o número total de indivíduos observados ao longo dos três gradientes.

A frequência de espécies da comunidade foi avaliada a partir da quantidade de indivíduos coletados por gradiente definidos como *singletons* e *doubletons* quando apenas um ou dois indivíduos foram amostrados, respectivamente (Ferraz et al. 2009).

A diversidade beta da comunidade de borboletas ao longo dos gradientes urbanos foi avaliada através da análise de partição multiplicativa, sendo  $\beta_w = \gamma / \alpha_{m\acute{e}dia}$  (Whittaker 1972). A diversidade  $\alpha_{1_{m\acute{e}dia}}$  foi dada como a diversidade média dentro de cada área (preservado-rural-urbano) e  $\beta_1$  como a diferença da diversidade entre áreas nos gradientes. Além disso, foi calculada a diversidade  $\alpha_{2_{m\acute{e}dia}}$  dos transectos (considerando estes transectos como unidade local na escala maior) na paisagem e a diversidade  $\beta_2$  que corresponde à diferença de riqueza de espécies entre os transectos dentro da paisagem. Realizamos a decomposição da diversidade  $\beta$  de maneira a determinar a estrutura das comunidades ao longo dos gradientes urbanos. Tal decomposição foi feita utilizando os índices de dissimilaridades de Sorensen ( $\beta_{SOR}$ ) e Simpson ( $\beta_{SIM}$ ) (Baselga 2010).  $\beta_{SOR}$  corresponde à diversidade  $\beta$  total e pode ser decomposta em *turn-over* e aninhamento. O *turn-over* ou a variação na riqueza de espécies entre locais é indicado pelo  $\beta_{SIM}$ , enquanto que o a diferença entre os índices indicam a perda de espécies ocasionada pelo aninhamento ( $\beta_{NES} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM}$ ). As análises estatísticas foram realizadas no software R versão 3.5.2 (R Core Team, 2018) utilizando os pacotes gdata (Warnes et al. 2017), vegan (Oksanen et al. 2019), betapart (Baselga et al. 2012) e BAT (Cardoso et al. 2018).

Para verificar a modificação das guildas de borboletas ao longo dos gradientes urbanos, foram realizadas as frequências da riqueza de borboletas que obtêm recursos na forma adulta como nectarívoras e frugívoras para cada área de cada transecto, e posteriormente, a frequência total em cada área foi agrupada em frequência cumulativa da área. Para análise, foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM) para avaliar distribuição das guildas de borboletas ao longo dos gradientes.

---

## Resultados

Foram amostradas um total de 906 borboletas abrangendo 94 espécies de seis famílias ao longo dos transectos de Tiradentes, Prados e São João del-Rei (Tabela 1). A família com maior representatividade total de espécies e abundância foi Nymphalidae (S=61; N=646). A espécie mais abundante em todos os transectos foi *Paryphthimoides eous* (N=77).

Das borboletas amostradas, 27 foram *singletons* (*Eunica maja*, *Hypna clytmenestra*, *Melete lycimnia*, *Pareuptychia ocirrhoe*, *Actinote surima*, *Enantia lina*, *Chamaelimnas briola*, *Danaus plexippus*, *Eryphanis reveesii*, *Hypothyris euclea*, *Eueides pavana*, *Archeoprepona amphimachus*, *Colobura dirce*, *Euselasia thucydides*, *Forsterinaria necys*, *Urbanus evanus*, *Pseudolycaena marsyas*, *Actinote melanisans*, *Calycopis sp.*, *Dynamine agacles*, *Heliopetes leucola*, *Leptotes cassius*, *Callicore astarte*, *Anteos clorinde*, *Emesis russula*, *Ouleus fridericus*, *Actinote discrepans*), enquanto 12 foram *doubletons* (*Opoptera syme*, *Pereute swainsoni*, *Phoebis phillea*, *Heliopetes arsalte*, *Yphthimoides affinis*, *Chlosyne lacinia*, *Methona themisto*, *Aeria olena*, *Parides anchises*, *Ectima thecla*, *Siproeta stelenes*, *Blepolenis batea*).

**Tabela 1.** Riqueza e abundância totais ao longo dos gradientes de Tiradentes, Prados e São João del-Rei, Minas Gerais.

	<b>Gradiente</b>	<b>Gradiente</b>	<b>Gradiente</b>
<b>Família/Espécie</b>	<b>Tiradentes</b>	<b>Prados</b>	<b>São João del-Rei</b>
<b>Nymphalidae</b>			
<i>Actinote discrepans</i>	0	0	1
<i>Actinote melanisans</i>	0	0	1
<i>Actinote surima</i>	1	0	0
<i>Actinote thalia</i>	18	0	2
<i>Adelpha pleasure</i>	4	0	1
<i>Aeria olena</i>	0	2	0
<i>Agraulis vanillae</i>	2	3	30
<i>Anartia amathea</i>	17	0	8
<i>Anartia jatrophae</i>	7	0	2
<i>Archaeoprepona demophoon</i>	1	0	2
<i>Archaeoprepona amphimachus</i>	0	1	0
<i>Blepolenis batea</i>	2	0	0
<i>Callicore astarte</i>	0	0	1
<i>Caligo arisbe</i>	0	3	1
<i>Caligo illioneus</i>	2	0	3
<i>Chlosyne lacinia</i>	2	0	0
<i>Colobura dirce</i>	0	1	0
<i>Danaus erippus</i>	5	0	0
<i>Danaus gilippus</i>	3	0	0

<i>Danaus plexippus</i>	1	0	0
<i>Dione juno</i>	0	6	0
<i>Dircenna dero</i>	4	0	0
<i>Dryas iulia</i>	3	7	9
<i>Dynamine agacles</i>	0	0	1
<i>Ectima thecla</i>	1	1	0
<i>Episcada hymenaea</i>	6	1	2
<i>Eryphaniis reveesii</i>	1	0	0
<i>Eueides pavana</i>	0	1	0
<i>Eunica maja</i>	1	0	0
<i>Forsterinaria necys</i>	0	1	0
<i>Hamadryas chloe</i>	20	0	5
<i>Hamdryas epinome</i>	6	1	0
<i>Hamadryas februa</i>	21	3	0
<i>Heliconius erato</i>	9	7	13
<i>Heliconius ethilla</i>	2	0	16
<i>Hypna clytmenestra</i>	1	0	0
<i>Hypothyris euclea</i>	1	0	0
<i>Junonia evarete</i>	4	0	5
<i>Mechanitis lysimnia</i>	5	1	1
<i>Mechanitis polymnia</i>	34	5	7
<i>Memphis morvuus</i>	2	1	1
<i>Methona themisto</i>	2	0	0
<i>Moneuptychia paeon</i>	2	1	0
<i>Moneuptychia castrensis</i>	1	7	1



<i>Moneuptychia melchiades</i>	3	8	4
<i>Moneuptychia soter</i>	3	0	0
<i>Morpho epistrophus</i>	9	5	0
<i>Morpho helenor</i>	26	22	9
<i>Opoptera syme</i>	1	0	1
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	1	0	0
<i>Paryphthimoides eous</i>	41	31	5
<i>Paryphthimoides phronius</i>	7	3	0
<i>Paryphthimoides poltys</i>	8	21	7
<i>Paryphthimoides undulata</i>	1	2	0
<i>Paryphthimoides zeredatha</i>	21	10	0
<i>Pseudoscada erruca</i>	6	2	1
<i>Siproeta stelenes</i>	0	2	0
<i>Taygetis laches</i>	4	1	5
<i>Tegosa infrequens</i>	6	1	4
<i>Vanessa myrinna</i>	2	0	4
<i>Yphthimoides affinis</i>	1	0	1
<b>Pieridae</b>			
<i>Anteos clorinde</i>	0	1	0
<i>Ascia monuste</i>	2	8	6
<i>Enantia lina</i>	1	0	0
<i>Eurema agave</i>	23	6	4
<i>Eurema albula</i>	11	7	1
<i>Eurema deva</i>	1	5	2
<i>Eurema elathea</i>	17	7	21

<i>Eurema phiale</i>	1	2	2
<i>Leucidia brephos</i>	2	2	0
<i>Leucidia elvina</i>	1	4	0
<i>Melete lycimnia</i>	1	0	0
<i>Pereute swainsoni</i>	1	1	0
<i>Phoebis phillea</i>	1	0	1
<i>Phoebis sennae</i>	0	0	4
<i>Pyrisitia nise</i>	15	32	17

### **Papilionidae**

<i>Heraclides thoas</i>	2	1	1
<i>Parides anchises</i>	0	2	0
<i>Parides bunicus</i>	3	2	0

### **Hesperiidae**

<i>Heliopetes arsalte</i>	1	1	0
<i>Heliopetes leucola</i>	0	0	1
<i>Ouleus fridericus</i>	0	1	0
<i>Pyrgus orcus</i>	3	1	1
<i>Urbanus evanus</i>	0	1	0
<i>Urbanus proteus</i>	3	3	0
<i>Urbanus zagorus</i>	2	3	2

### **Lycaenidae**

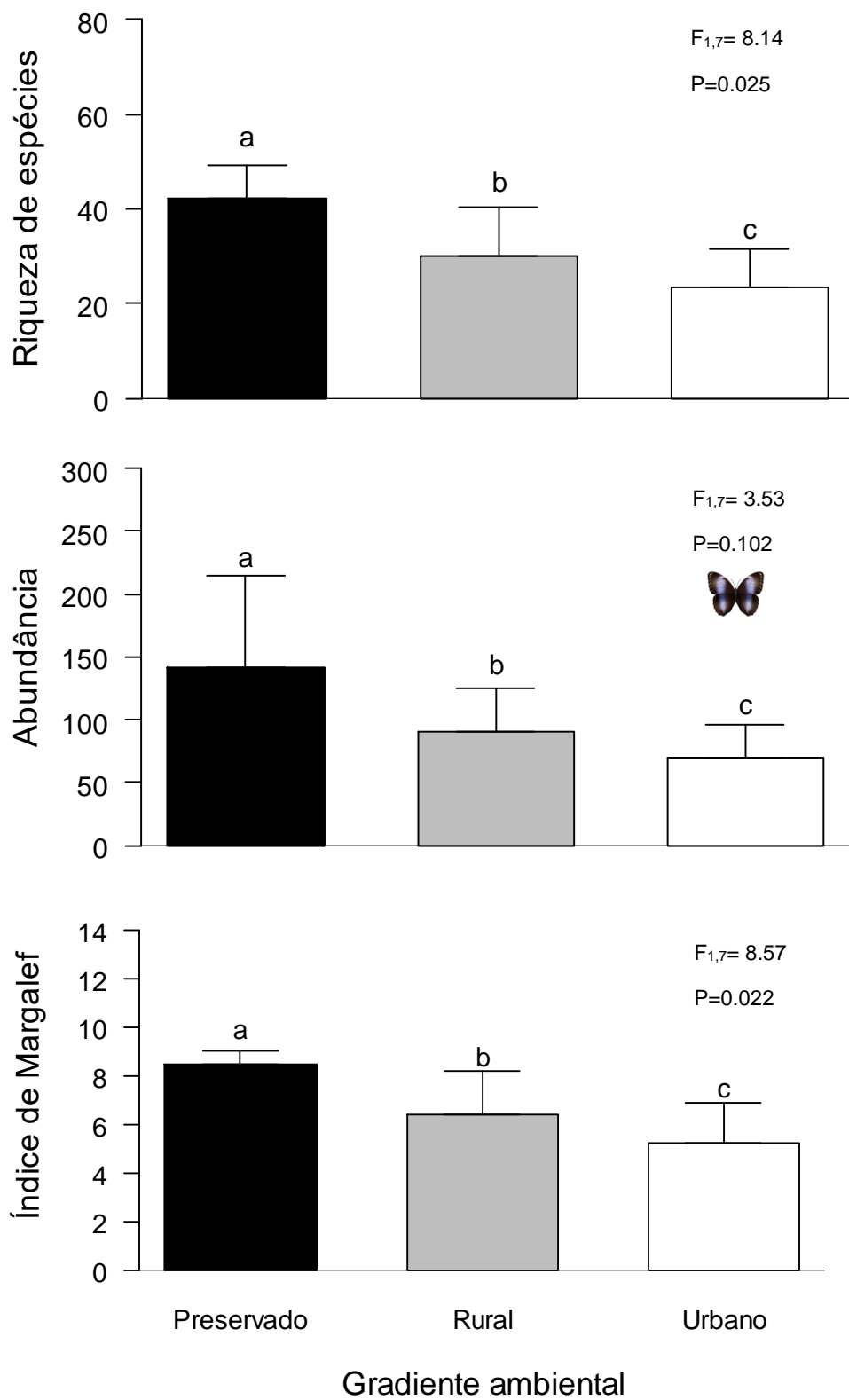
<i>Calycopis sp</i>	0	0	1
---------------------	---	---	---

<i>Hemiargus hanno</i>	0	1	4
<i>Leptotes cassius</i>	0	0	1
<i>Pseudolycaena marsyas</i>	0	1	0

#### **Riodinidae**

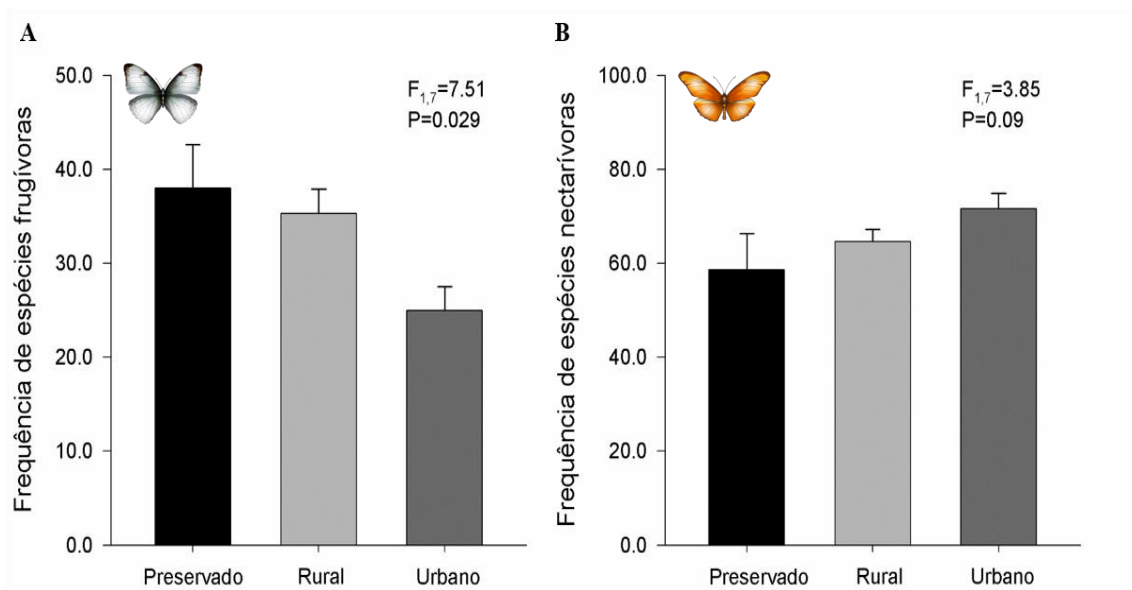
<i>Chamaelimnas sp</i>	3	0	0
<i>Chamaelimnas briola</i>	1	0	0
<i>Emesis russula</i>	0	1	0
<i>Euselasia thucydides</i>	0	1	0

A maior riqueza da comunidade foi encontrada nas áreas preservadas em todos os gradientes e houve um decréscimo significativo ao longo dos gradientes preservado-rural-urbanos ( $F_{1,7}=8.14$   $P=0.025$ ). Em relação à abundância, não observou-se um decréscimo significativo de indivíduos ao longo de todos os gradientes nas áreas estudadas ( $F_{1,7}=3.536$   $P=0.102$ ). Os maiores índices de riqueza de Margalef também foram encontrados em áreas preservadas e houve uma perda de riqueza ao longo dos gradientes ( $F_{1,7}=8.57$   $P=0.022$ ) (Figura 4).



**Figura 4.** (A) Riqueza total, (B) Abundância total e (C) Índice de Margalef ao longo dos gradientes preservado-rural-urbanos das cidades de Tiradentes, Prados e São João del-Rei, Minas Gerais.

A frequência da riqueza de espécies frugívoras apresentou um decréscimo significativo ao longo dos gradientes ( $F_{1,7}=7.517$   $p=0.029$ ), enquanto que a frequência da riqueza de espécies nectarívoras não apresentaram diferenças significativas ( $F_{1,7}=3.853$   $P=0.09$ ) (Figura 5).



**Figura 5.** Frequência de espécies frugívoras (A) e nectarívoras (B) ao longo dos gradientes urbanos das cidades de Tiradentes, Prados e São João del-Rei, Minas Gerais.

Embora a diversidade em cada área de amostragem nos gradientes ( $\alpha_{1\text{média}}$ ) tenha apresentado valor significativamente maior do que o esperado ao acaso (34%,  $P=0.001$ ), a partição de  $\gamma$  mostrou que 66% da riqueza de espécies foi explicada pela substituição de espécies ( $\beta_1$  entre os pontos de amostragem (28%) e  $\beta_2$  dos transectos na paisagem (38%), Tabela 2). Nossos resultados da decomposição da diversidade  $\beta$  demonstraram que as comunidades são estruturadas pela substituição de espécies (*turn-over*) ( $\beta_{SIM}$ ) como o principal componente da diversidade total ( $\beta_{SOR}$ ) de borboletas tanto ao longo dos gradientes urbanos, quanto considerando todos os transectos na paisagem (Tabela 3). No entanto, os gradientes agem de maneira mais forte ( $\beta_1= 1.884$ ,  $P=0.001$ ) na substituição

das borboletas do que quando consideramos a diversidade de todos os transectos na paisagem ( $\beta_2=1.602$ ,  $P=0.001$ ).

**Tabela 2.** Resultados da partição da diversidade  $\gamma$  para comunidade de borboletas nos pontos de amostragem e nos transectos em Tiradentes, Prados e São João del-Rei, Minas Gerais.  $\gamma = 94$  espécies.

$\beta_W = \gamma / \alpha_{\text{média}}$	Observado	Esperado	P (value)
<b>Pontos de amostragem</b>			
$\alpha_{1\text{média}}$	25.88	31.88	0.001
$\beta_1$	36.67 (28%)	47.7	>0.05
<b>Transectos na paisagem</b>			
$\alpha_{2\text{média}}$	58.66	59	$P>0.05$
$\beta_2$	35.33 (38%)	37.33	$P>0.05$

**Tabela 3.** Resultados da decomposição da diversidade  $\beta$  para comunidade de borboletas ao longo dos transectos de Tiradentes, Prados e São João del-Rei, Minas Gerais. Os números entre parênteses indicam a porcentagem de contribuição da substituição de espécies ( $\beta_{\text{SIM}}$ ) e aninhamento ( $\beta_{\text{NES}}$ ) na diversidade total ( $\beta_{\text{SOR}}$ ).

Local	$\beta_{\text{SOR}}$	$\beta_{\text{SIM}}$	$\beta_{\text{NES}}$
Tiradentes	0.514	0.402 (78.21%)	0.111 (21.59%)
Prados	0.602	0.53 (88.03%)	0.072 (11.97%)
São João del-Rei	0.605	0.377 (62.31%)	0.227 (37.52%)
<b>Transectos na paisagem</b>	<b>0.76</b>	<b>0.66 (86.84%)</b>	<b>0.1 (13.15%)</b>

---

## Discussão

Nossos resultados demonstram que mudanças na paisagem ocasionadas pela transformação do uso da terra promovem um decréscimo da riqueza de espécies de borboletas ao longo dos gradientes urbanos. Áreas urbanas apresentaram menor cobertura vegetal, maior cobertura cinza, menor riqueza de espécies de borboletas e menor frequência de espécies frugívoras que áreas rurais ou preservadas, indicando o impacto dessa alteração do habitat em comunidades de borboletas.

Embora ainda haja uma lacuna sobre os padrões de biodiversidade ao longo dos gradientes urbanos (Restrepo & MacGregor-Fors 2017), nosso estudo corroborou a hipótese de declínio de espécies nessas áreas. Sugerimos que a modificação do habitat ao longo dos gradientes urbanos age como filtro ambiental criando um habitat hostil nas cidades, nos quais muitas espécies não são capazes sobreviver devido à variação de condições ambientais e de recursos, ficando assim restritas à micro-habitats específicos que sejam mais adequados (New 2015, Iserhard et al. 2018). Nossos resultados reforçam ainda que borboletas como bioindicadoras respondem rapidamente às mudanças nas condições ambientais, alterando os padrões de ocorrência, composição específica e guildas alimentares. As diferentes condições ambientais entre as áreas urbanas e preservadas como, por exemplo, a diminuição da cobertura vegetal e o aumento da incidência de calor podem afetar a sobrevivência de algumas espécies de borboletas pela carência de encontro de parceiros reprodutivos, locais de oviposição adequados e/ou ressecamento dos ovos (New 2015, RoCHAT et al. 2017).

A conversão de ambientes naturais em ambientes modificados pode afetar a aquisição de recursos de imaturos e adultos ao longo dos gradientes urbanos, uma vez

que, muitas espécies de plantas nativas não são encontradas nas cidades ou, muitas vezes, essas são substituídas por espécies exóticas e ornamentais (New 2015). Nossos resultados não demonstraram declínio na abundância de borboletas ao longo dos gradientes urbanos, sugerindo que as espécies respondem diferentemente às variações do gradiente ambiental. Estudos têm demonstrado que dependendo da identidade taxonômica e área de distribuição, as borboletas podem responder de maneiras diferentes à urbanização (New 2015, Restrepo & MacGregor-Fors 2017). A abundância inalterada ao longo dos gradientes pode ser explicada por espécies generalistas e tolerantes à distúrbios serem mais predominantes e mais eficientes em utilizar recursos. Diversos estudos têm demonstrado que há uma tendência de alta abundância e predominância de espécies multivoltinas e polífagas nos centros urbanos e que o número de espécies especialistas diminui com o aumento da urbanização (e.g. Blair & Launer 1997, Lizeé et al. 2011, McDonnell & Hahs 2015, New 2015, Restrepo & MacGregor-Fors 2017).

Borboletas estão intimamente relacionadas à presença de plantas hospedeiras (Soga & Koike 2012) e promovem de forma eficiente serviços ecossistêmicos, como a herbivoria e a polinização em ambientes urbanos (Restrepo & MacGregor-Fors 2017). Em nosso estudo, a frequência da riqueza de espécies frugívoras apresentou um decréscimo significativo ao longo dos gradientes, enquanto que a frequência de espécies nectarívoras não apresentaram diferenças entre os habitats. Esses resultados reforçam o importante papel na gestão das áreas urbanas a fim de incorporar espécies de plantas nativas frutíferas em parques e jardins urbanos de forma a assegurar os processos ecossistêmicos de polinização nesses ambientes realizado por alguns grupos de espécies frugívoras e evitar a homogeneização biótica ao longo dos gradientes (McKinney 2006, Matteson & Langelloto 2010, New 2015, Restrepo & MacGregor-Fors 2017). O decréscimo de espécies de plantas nativas frutíferas associado ao maior dispêndio



energético relacionado ao desenvolvimento do fruto comparado à floração (Price 2002, Price et al. 2012) restringem os recursos e interações da guilda de borboletas frugívoras nas cidades. Além disso, os frutos maduros encontrados no chão das cidades são percebidos pela população urbana como lixo, uma vez que, ocasionam mal cheiro devido ao processo de fermentação e dessa forma são recolhidos dos locais em que senescem (New 2015), impedindo o uso por espécies frugívoras. Além disso, o manejo adequado de jardins urbanos pode auxiliar a criar um ambiente mais heterogêneo para aquisição de recursos e também beneficiar espécies nectarívoras nas cidades, aumentando a riqueza de borboletas nessas áreas e as redes de interações (Clark et al. 2007, Di Mauro et al. 2007, Kotze et al. 2011, New 2015, Sing et al. 2016, Restrepo & MacGregor-Fors 2017).

A partição da diversidade apresentou  $\alpha_{1\text{média}}$  significativamente maior em cada área de coleta do que o esperado, enquanto que o mesmo não foi observado para a diversidade  $\beta_1$  entre as áreas. Esses resultados sugerem que as comunidades de borboletas estão restritas à micro-habitats específicos reforçando a estreita relação das borboletas com as condições ambientais e respostas rápidas às ações antrópicas (Uehara-Prado & Ribeiro 2012, Penz et al. 2012). Além disso, as comunidades delimitadas pelas áreas (preservado-rural-urbanos) apresentam maior similaridade entre si, demonstrando a necessidade em promover maior heterogeneidade ambiental ao longo dos gradientes a fim de evitar a homogeneização biótica, aumentar a heterogeneidade de espécies de borboletas nos gradientes, beneficiar a dispersão, o fluxo gênico e rede de interações (McKinney 2006, Matteson & Langelloto 2010, New 2015, Deguines et al. 2016, Rochat et al. 2017, Iserhard et al. 2018).

Apesar das variações espaciais da paisagem e da estrutura da vegetação influenciarem os padrões de diversidade na escala geográfica mais ampla, como demonstrado pelos nossos resultados de substituição de espécies entre os transectos, a

substituição de espécies foi mais fortemente afetada ao longo de cada gradiente. A intensa conversão de áreas naturais em agriculturáveis e impermeáveis nesses sistemas podem afetar a diversidade e distribuição de algumas espécies ao longo dos gradientes. Em centros urbanos tal modificação pode permitir a colonização de espécies pré-adaptadas à condições urbanas e com diferentes restrições espaciais e históricas (Baselga 2010, McDonnell & Hahs 2015). Embora não tenha sido o foco do nosso estudo, métricas dos parâmetros da vegetação, luminosidade e poluição interferem nos padrões espaciais de diversidade nesses gradientes (McKinney 2008, McDonnell & Hahs 2015, Iserhard et al. 2018) e devem ser investigados em estudos futuros para melhor compreensão dos fatores que ocasionam tais modificações nas comunidades.

Registrou-se nesse estudo um grande número de espécies raras (*singletons* e *doubletons*), o que pode explicar a alta substituição de espécies ao longo dos gradientes urbanos. Em florestas tropicais é comum a captura de espécies raras, devido a sua especificidade a determinados locais (Novotny & Basset 2000) sendo, geralmente, sensíveis à variações de recursos e fatores abióticos, o que pode influenciar a sua presença nas áreas de amostragem (Iserhard 2003). Além disso, o alto número de espécies raras está intimamente relacionado à suficiência amostral (Ferraz 2009) que foi alcançada em todos os gradientes.

Embora o número de estudos sobre efeitos de gradientes urbanos na biodiversidade seja crescente (McKinney 2002, McKinney 2008, Faeth et al. 2011, Jones & Leather 2012, New 2015, Norton et al. 2016, Restrepo & MacGregor-Fors 2017, Iserhard et al. 2018), os padrões que regem as variações das comunidades de borboletas ainda continuam incertos. Este estudo demonstra a importância do estudo de gradientes ambientais e corrobora o declínio de espécies, substituição de espécies (*turn-over*) como principal fator estruturador das comunidades de borboletas ao longo dos gradientes e a

mudança na frequência das guildas nesses sistemas. Compreender as respostas desses organismos é de extrema importância no planejamento, gestão e conservação de áreas urbanas, a fim de preservar as borboletas e os serviços ecossistêmicos nessas paisagens. Todavia, estudos futuros devem complementar a abordagem desses organismos de maneira multidisciplinar a fim de compreender as relações em redes multitróficas e respostas fisiológicas, genéticas e evolutivas para melhor conservação e gestão de recursos urbanos.

## Capítulo II: Assimetria flutuante em asas de borboletas ao longo de gradientes urbanos

Thaís Neres Guimarães Pignataro<sup>1\*</sup> e Tatiana G. Cornelissen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Minas Gerais, <sup>2</sup>Universidade Federal de São João del-Rei

\*pignatarothais@gmail.com

---

### Resumo

A Assimetria Flutuante (AF) indica variações aleatórias na simetria de caracteres bilaterais e é amplamente utilizada como ferramenta de biomonitoramento para detectar instabilidade no desenvolvimento de plantas e animais em resposta ao estresse ambiental. A transformação do uso da terra devido à crescente urbanização ocasiona a formação de um habitat *hostil* para diversos organismos devido à alterações nas condições ambientais. Borboletas expostas ao estresse ocasionado pela diferença dessas condições podem apresentar desvios na morfometria das asas durante o desenvolvimento. Este estudo avaliou o efeito dos gradientes urbanos em promover desvios no eixo de simetria das asas das borboletas utilizando medidas de assimetria flutuante como *proxy* do estresse ambiental causado pela urbanização. Foram amostrados três transectos de aproximadamente 3 km percorrendo de forma contínua os habitats urbano, rural e preservado. Em cada habitat, foram dispostas 5 armadilhas do tipo Van-Someren Rydon iscadas e espaçadas por pelo menos 150 m, totalizando 15 armadilhas por transecto. Além disso, em cada transecto, foram realizadas coletas ativas com rede entomológica. Do total de 906 borboletas amostradas, foram analisadas 436 borboletas que tiveram suas asas superiores destacadas, digitalizadas e mensuradas no software ImageJ®. Em ambas as asas foram avaliadas medidas de comprimento e largura para cálculo de AF das comunidades de borboletas em cada área independentemente. A distribuição de

frequência de valores para ambos os caracteres indicaram padrões verdadeiros de AF. Nossos resultados demonstraram que, o gradiente preservado-rural-urbano afeta significativamente a morfometria das asas em ambos os caracteres medidos mas áreas rurais apresentam borboletas mais assimétricas quando comparado com as áreas preservadas e urbanas. Esses resultados sugerem que a rápida conversão de áreas preservadas em áreas agrícolas pode ocasionar distúrbios de desenvolvimento mais intensos devido à escassez de recursos e condições adequadas, ocasionando maior assimetria das asas. Por outro lado, centros urbanos podem auxiliar na manutenção e sobrevivência das borboletas via parques e jardins urbanos oferecendo recursos adicionais a longo prazo, promovendo menos estresse e maior simetria das asas. Nosso estudo é pioneiro para o uso de AF como ferramenta de biomonitoramento para comunidades de borboletas Neotropicais em gradientes preservados-rurais-urbanos, demonstrando como o stress ocasionado pela variação na qualidade do habitat afeta a morfometria das asas desse grupo bioindicador.

**Palavras-chave:** Assimetria flutuante, borboletas, estresse ambiental, gradiente, urbano-rural

## Chapter II: Fluctuating asymmetry in butterfly wings along urban gradients

Thaís Neres Guimarães Pignataro<sup>1\*</sup> e Tatiana G. Cornelissen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Minas Gerais, <sup>2</sup>Universidade Federal de São João del-Rei

\*pignatarothais@gmail.com

---

### Abstract

Fluctuating asymmetry (FA) indicates random variations in the symmetry of bilateral characters and is widely used as a biomonitoring tool to detect developmental instability of animals and plants in response to environmental stress. The transformation of land use caused and increased urbanization leads to the formation of a hostile habitat for many organisms due to changes in environmental conditions. Butterflies exposed to stress caused by the difference of these conditions may present deviations in wing the morphometry during development, expressed as FA. This study evaluated the effect of urban gradients in promoting deviations in the axis of symmetry of the wings of the butterflies using measures of FA as a *proxy* of the environmental stress caused by urbanization. Three transects of approximately 3 km were sampled continuously traversing urban, rural and preserved habitats. In each habitat, five baited traps were placed and spaced for at least 150 m, totaling 15 bait traps per transect. In addition, in each transect butterflies were collected by active sampling with entomological nets. Wings were measured from 436 butterflies that had their upper wings detached, digitized and measured with the ImageJ software. In both wings, length and width measures were taken for the calculation of the FA indices of the butterfly communities in each area independently. The frequency of distribution of values for both characters indicated true AF patterns. Our results demonstrated that, in general, the preserved-rural-urban gradient

affects wing morphometry in both characters measured, and rural areas have more asymmetrical butterflies when compared to preserved and urban areas. These results suggest that the rapid conversion of preserved areas into agricultural areas may promote more intense developmental disturbances due to absence of resources and suitable conditions, leading to greater asymmetry of the wings. Urban centers, in the other hand, may help in the maintenance and survival of the butterflies through urban parks and home gardens offering so additional resources, promoting less stress and greater symmetry of wings. Our study is pioneer for the use of AF as a biomonitoring tool for communities of Neotropical butterflies in preserved-rural-urban gradients, demonstrating how the stress caused by the variation in habitat quality affects the morphometry of the wings of this bioindicator group.

**Keywords:** Fluctuating asymmetry, butterflies, environmental stress, gradient, urban-rural

---

## **Introdução**

A urbanização é um processo complexo que envolve uma gama de pressões seletivas que resultam em mudanças nos padrões de distribuição da biodiversidade e seleção de fenótipos que são aptos à novos cenários de condições ambientais (McDonnell & Pickett 1990, McKinney 2008, Grimm et al. 2008, McDonnell & Hahs 2015). A transformação do uso da terra cria um mosaico de condições ambientais diferente das encontradas no habitat natural, promovendo a criação ou facilitando o desenvolvimento de novas comunidades biológicas (New 2015).

A variação ambiental e a estrutura e funcionamento dos sistemas ecológicos tem sido efetivamente estudada em diversos gradientes ambientais (DeVries et al. 2010, Santos 2013, Beirão 2016, Fernandes et al. 2016, Mendes et al. 2018, Iserhard et al. 2018, Multini et al. 2019). O padrão de variação de condições climáticas em gradientes se aplica aos ambientes urbanos, pois o novo mosaico de condições ambientais afeta a distribuição dos organismos, seleção de fenótipos adaptados às condições de cada ambiente e as interações biológicas (New 2015). Como consequência da urbanização, as espécies animais e vegetais são afetadas de diferentes maneiras dependendo do grupo taxonômico, escala espacial, intensidade de urbanização, isolamento, remoção da vegetação nativa, temperatura e acúmulo de poluentes (e.g., McDonnell et al. 1997, Weller & Ganzhorn 2003, Hogsden & Hutchinson 2004, McKinney 2008, Faeth et al. 2011, Lizeé et al. 2011, Jones & Leather 2012, Martinson & Raupp 2013, Villalobos-Jiménez et al. 2016, Cibicka et al. 2017, Wilk-da-Silva et al. 2018, Multini et al. 2019).

As mudanças nas condições ambientais e as interações entre as espécies ao longo dos gradientes influenciam os traços da história de vida e afetam diretamente algumas



características importantes relacionadas à aptidão, como tamanho do corpo, capacidade de dispersão, biomassa e simetria morfológica (Anciães & Marini 2000, Weller & Ganzhorn 2003, Lizeé et al. 2011, DeCoster et al. 2013, Martinson & Raupp 2013, McDonnell & Hahs 2015, Graça et al. 2017, Cibicka et al. 2017, Wilk-da-Silva et al. 2018, Multini et al. 2019). Com a crescente urbanização, torna-se assim necessário o desenvolvimento e teste de ferramentas de monitoramento a fim de auxiliar a compreensão dos efeitos da urbanização na biodiversidade.

Diversas ferramentas que buscam avaliar a variação em características morfológicas, comportamentais, fisiológicas e genéticas têm sido utilizadas para investigar os impactos causados em populações e comunidades pelas modificações do habitat ao longo de gradientes (Moller & Thornhill 1997, DeVries et al. 2010, Beasley 2013, Kress et al. 2014, Wilk-da-Silva et al. 2018, Multini et al. 2019). Dentre elas, pode-se destacar o uso da assimetria flutuante (AF), que se caracteriza pelo desenvolvimento instável e aleatório dos órgãos e estruturas biológicas de um organismo bilateral como resultado de estresse biótico, abiótico e/ou genético (Lens et al. 2002, Polak 2003). Organismos submetidos a altos níveis de estresse refletem na inabilidade do genótipo em produzir o mesmo fenótipo em um ambiente em particular ou em certas condições, uma vez que, o desenvolvimento de ambos os lados de um caractere bilateral estão sob o controle dos mesmos genes (Palmer & Strobeck 1986, Moller & Swaddle 1997, Cornelissen & Stiling 2005, Sanseverino & Nessimian 2008, Jensen et al. 2010, Cornelissen & Stiling 2011). Assim, espera-se que, a assimetria flutuante seja maior em populações estressadas comparadas à populações controle ou à populações sob menor nível de estresse.

A assimetria constitui uma ferramenta de biomonitoramento por um método barato, simples e rápido (Cornelissen & Stiling 2005, Beasley et al. 2013) e tem sido

frequentemente usada para monitorar níveis de estresse ecológico. Para animais, a AF é normalmente medida usando-se marcas fixas no corpo do animal, como manchas nas asas ou distância entre nervuras nas asas (Freeman et al. 2004, Graça et al. 2017, Cibicka et al. 2017, Wilk-da-Silva et al. 2018, Multini et al. 2019) e, espera-se que organismos que se desenvolvem em ambientes sem estresse sejam capazes de corrigir erros aleatórios no desenvolvimento (Freeman et al. 2004) e assim, não produzir desvios do eixo de simetria bilateral.

Em animais alados, por exemplo, o desenvolvimento simétrico dos caracteres que configuram as asas deve influenciar diretamente na altura e finalidade do voo, dispersão, migração, territorialidade, comportamento de corte, dimorfismo sexual, fuga de predadores e forrageamento (Ruszczyk & Araújo 1992, Blair & Launer 1997, Lens et al. 2002, Weller & Ganzhorn 2003, Niemela et al. 2011, McDonnell & Hahs 2015, Rochat et al. 2017, Cibika et al. 2017, Graça et al. 2017). Em borboletas, caracteres que configuram maior aptidão relacionados à morfometria das asas (e.g., tamanho, largura e comprimento) devem possuir maior simetria a fim de possibilitar maior eficiência no acasalamento, acesso a recursos alimentares ou a fuga de predadores (DeVries 1988, Lens et al. 2002, Schulze et al. 2001, Kanegae & Lomônaco 2003, Moura & Azevedo 2011, Ladeira 2016). A avaliação de tais caracteres ao longo de gradientes ambientais permite monitorar populações ou comunidades através de métodos quantitativos, que avaliam o nível de estresse refletido na simetria ou assimetria de caracteres morfológicos. Sendo assim, são importantes ferramentas para identificação de alterações no habitat que geram mudanças detectáveis e mensuráveis nos organismos.

Estudos que abordam AF como ferramenta para biomonitoramento geralmente são realizados para análises morfométricas de distúrbios em populações (Cornelissen & Stiling 2011). Entretanto, um estudo realizado por Anciães & Marini (2000) utilizou a AF

das asas em comunidades de passeriformes como *proxy* dos níveis de estresse ocasionados pela fragmentação e efeitos de área. No entanto, ainda há uma enorme lacuna de estudos sobre os efeitos antrópicos na simetria de comunidades ao longo de gradientes, principalmente em insetos.

Considerando o papel de bioindicador das borboletas, a assimetria flutuante como ferramenta na detecção de estresses relacionados à ações antrópicas e a necessidade de estudos que avaliem a diversidade de comunidades de borboletas em gradientes urbanos, este estudo teve como objetivo verificar se os gradientes urbanos são capazes de provocar desvios no eixo de simetria das asas das borboletas, usando-se medidas de AF como *proxy* para estresse ambiental causado pela urbanização.

---

## **Materiais e Métodos**

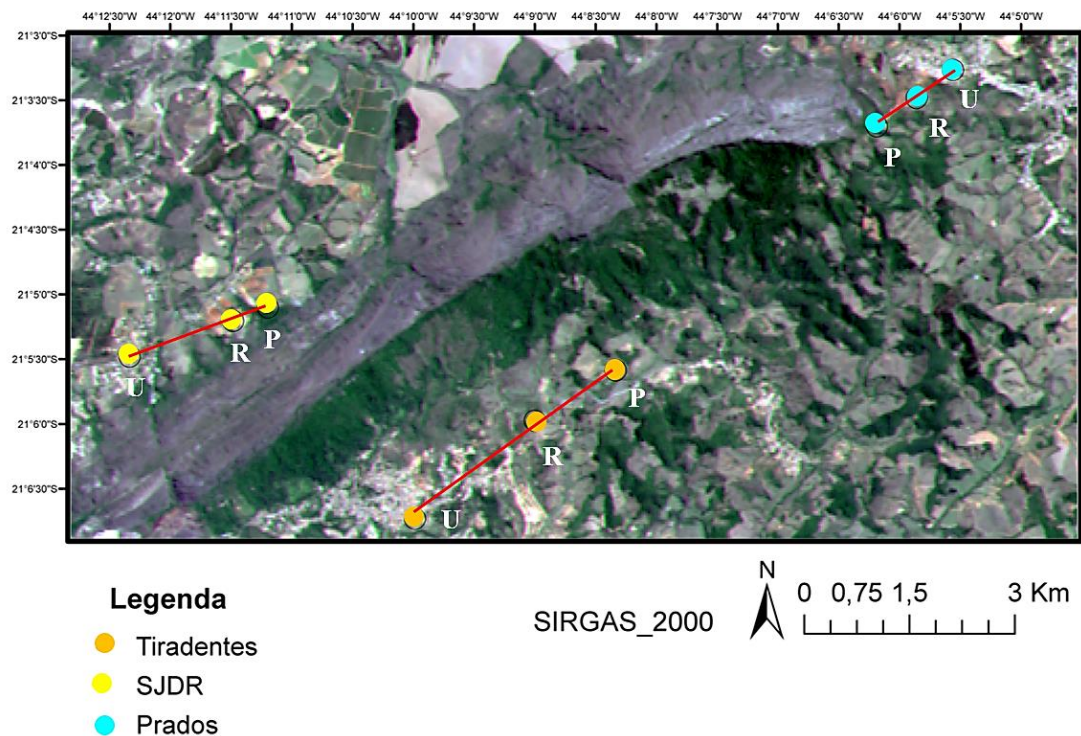
### ***Área de estudo***

A Serra de São José está localizada entre os municípios de Santa Cruz de Minas, Coronel Xavier Chaves, São João del-Rei, Tiradentes e Prados, e estas três últimas cidades foram utilizadas para a coleta de dados deste estudo. A Serra de São José apresenta características de importância biológica e grau de ameaça, sendo considerada umas das Áreas Prioritárias para a Conservação de Invertebrados no Estado de Minas Gerais. Nesse sentido, foram criadas duas unidades de conservação: a Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra de São José e o Refúgio Estadual de Vida Silvestre Libélulas da Serra de São José (Drummond et al. 2005). A Área de Proteção Ambiental (APA) Serra de São José (21°3-7' S 44°6-13' O) localiza-se a 100 km sul da cadeia do Espinhaço e também enquadra-se no sistema da Serra da Mantiqueira (Oliveira-Filho & Machado 1993, Alves & Kolbek 2009). A paisagem é predominada por relevo acidentado com

afloramentos de arenito quartzítico e altitude que variam entre 800 a 1430 m (Bedê et al. 2015). O clima da região é classificado como subtropical de altitude (Cwb) segundo Köppen apresentando precipitações médias anuais de 1.435 mm distribuídos sazonalmente entre períodos secos (abril–setembro) e chuvosos (outubro– março) (Cirino & Lima 2008). Apresenta fitofisionomias dos domínios de Cerrado e Atlântico, sendo a Floresta Estacional Semidecidual Montana a vegetação dominante ao sul e ao norte enquanto que ao leste ocorrem as fitofisionomias de Cerrado e nas partes mais altas o Cerrado *sensu stricto* Rupestre e Campo Rupestre (Alves & Kolbek 2009, Silva et al. 2016).

### ***Coleta de dados***

Para avaliar a influência do gradiente urbano na simetria das asas de borboletas foi realizada amostragem por transectos de aproximadamente 3 km nas cidades de São João del-Rei, Tiradentes e Prados, abrangendo diferentes habitats compostos por áreas: (1) preservadas (localizadas principalmente nas fitofisionomias de Floresta Semidecídua da Serra de São José), (2) rurais (localizadas em contato com pastagens e áreas agrícolas) e (3) urbanas (localizadas totalmente dentro das cidades estudadas). O transectos estão localizados entre as coordenadas: Tiradentes (21° 05' 565" S 44° 8' 321"O e 21° 06' 718" S 44° 09' 967" O), Prados (21° 03' 678" S 44° 06' 215" O e 21° 03' 230"S 44° 05' 559" O) e São João del-Rei (21° 05' 042" S 44° 11' 071" O e 21° 05' 478" S 44° 12' 322" O). (Figura 2).



**Figura 2.** Mapa do desenho amostral do estudo. Estão representados na figura: ao centro a Serra de São José – MG, em vermelho os três transectos nas cidades de São João del-Rei (círculos preenchidos em amarelo), Prados (círculos preenchidos em azul) e Tiradentes (círculos preenchidos em laranja) e em (P) áreas preservadas, (R) áreas rurais, (U) áreas urbanas.

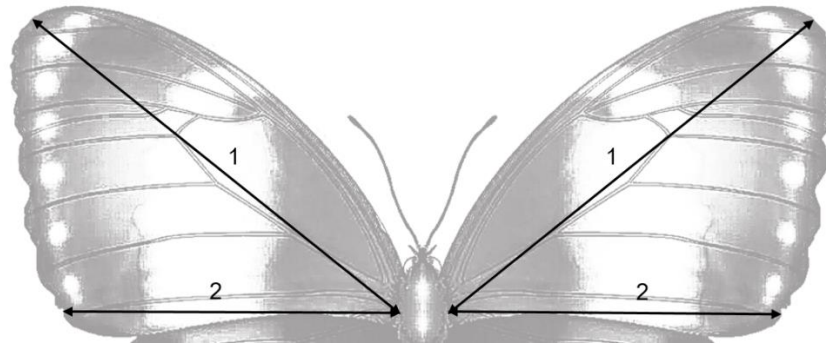
Para amostragem de borboletas em cada área foram realizadas duas técnicas de coleta: armadilhas do tipo Van Someren-Rydon (VSR) (ver Freitas et al. 2014) com iscas atrativas de banana fermentada e dimensões exigidas pelo padrão da RedeLep do ICMBio (Rede Nacional de Pesquisa e Conservação dos Lepidópteros) e rede entomológica (puçá) para coleta ativa. Foram instaladas 15 armadilhas por transecto, sendo 5 armadilhas em cada área (preservado-rural-urbano) distanciadas entre si por aproximadamente 150 m. As armadilhas foram alocadas em campo a uma altura de aproximadamente 1 m do solo e, seguindo o proposto por Uehara-Prado et al. (2010), permaneceram em campo por até 3 dias. Foram realizadas pelo menos 5 horas de coleta ativa em cada área e, ao final do

estudo, foi realizado o somatório do esforço-horas total (Uehara-Prado et al. 2004) ao longo de cada gradiente. Durante o estudo foram realizadas 9 dias/armadilha de coleta e 327 horas de coleta ativa. As borboletas foram amostradas em horários de maior atividade biológica, com ênfase nos períodos da manhã e início da tarde (Basset et al. 2011, Ritter et al. 2011, Freitas et al. 2014). As coletas foram realizadas na estação chuvosa e seca, respectivamente, compreendendo o intervalo entre os meses de janeiro à abril de 2017 e julho e agosto de 2018. Os espécimes coletados em campo foram sacrificados pela compressão do tórax, acondicionados em envelopes entomológicos e encaminhados ao laboratório para posterior montagem, identificação através de guias, consultas à especialistas e coleções de referência. As borboletas foram armazenadas na coleção do Laboratório de Ecologia Vegetal e Interações (LEVIN) da Universidade Federal de São João del-Rei. A seleção das espécies de toda comunidade ao longo dos gradientes para análise de simetria ocorreu de modo a contemplar: número mínimo de 3 indivíduos por espécie e ambas as asas superiores em perfeitas condições para realização das medidas de ambos os caracteres.

### ***Análise de dados***

Como uma estimativa do possível efeito da urbanização na simetria da comunidade de borboletas, as análises de assimetria flutuante foram realizadas utilizando imagens digitalizadas das asas dos indivíduos coletados, calibradas para medições em milímetros no software ImageJ® (Rasband 1997). A AF dos caracteres de comprimento e largura da face dorsal superior das asas direita e esquerda de um mesmo indivíduo foi utilizado como *proxy* dos níveis de estresse ocasionado pelo gradiente urbano. O caractere comprimento foi mensurado a partir da base da asa que conecta a asa à inserção do corpo

passando pela célula discal até a maior medida diagonal da asa, enquanto a largura seguiu um ângulo de 180° a partir do mesmo ponto na base de inserção passando pela célula cupital até a maior medida horizontal (Figura 1).



**Figura 1.** Representação esquemática dos caracteres mensurados nas asas das borboletas ao longo dos gradientes urbanos em (1) é o caractere comprimento da asa, (2) é o caractere largura da asa.

Foram mensuradas asas de 436 borboletas e as comunidades amostradas foram representadas por cada área (preservado-rural-urbano), independentemente. Em ambas as asas foram avaliadas as medidas de comprimento e largura para cálculo de AF para as comunidades de borboletas. Dentre as borboletas analisadas 205 pertenciam à áreas preservadas, 134 às áreas rurais e 97 às áreas urbanas.

Os caracteres de comprimento (L) e largura (W) das asas superiores foram medidos e avaliados para as asas direita e esquerda de um mesmo indivíduo, calculando-se a diferença média entre os lados direito (D) e esquerdo (E), de acordo com o índice proposto por Anciães & Marini 2000:

$$FAc = V \left| \frac{CD - CE}{\frac{CD + CE}{2}} \right| \quad \quad \quad FAl = V \left| \frac{LD - LE}{\frac{LD + LE}{2}} \right|$$

Onde: FA= assimetria flutuante, V= variância, C= comprimento, L= largura, D= lado direito, E= lado esquerdo.

#### *Padrões de simetria em asas de borboletas*

Para verificar os padrões de simetria nas comunidades realizamos a distribuição de frequência dos valores de AF para ambos os caracteres utilizando a diferença entre os valores das medidas das asas direita e esquerda. Para estimar se a diferença dos valores das medidas direita menos esquerda diferem significativamente de zero realizamos testes de normalidade e teste-t de uma amostra (com  $\mu=0$ ) em ambos os caracteres medidos.

Estimamos o erro de medidas medindo-se novamente, aleatoriamente, 30% dos indivíduos amostrados aproximadamente 15 dias após as primeiras medidas terem sido realizadas. A primeira e a segunda medição para o mesmo indivíduo foram correlacionadas usando um Índice de Repetibilidade (Falconer 1981), onde altos valores do índice indicam baixos erros de medida e robustez das medidas de assimetria.

#### *Padrões de assimetria flutuante em asas de borboletas ao longo de gradientes urbanos*

Calculamos o índice de assimetria flutuante para a comunidade de acordo com o proposto por Anciães & Marini (2000), em cada área (preservado-rural-urbano) independentemente, utilizando os valores médios de cada indivíduo como réplica e corrigindo-se tais índices pela variância da comunidade, uma vez que, borboletas de tamanho de asas distintos são agrupadas nas comunidades em cada habitat. Para avaliar o efeito do gradiente nas comunidades, realizamos ANOVA para contrastar os valores de AF com cada área ao longo do gradiente, seguido de teste pos-hoc para verificar a diferença entre médias. A fim de investigar a possível relação entre os valores de AF dos



dois caracteres ao longo dos gradientes, realizamos uma análise de regressão de quadrados mínimos.

---

## **Resultados**

### *Padrões de simetria em asas de borboletas*

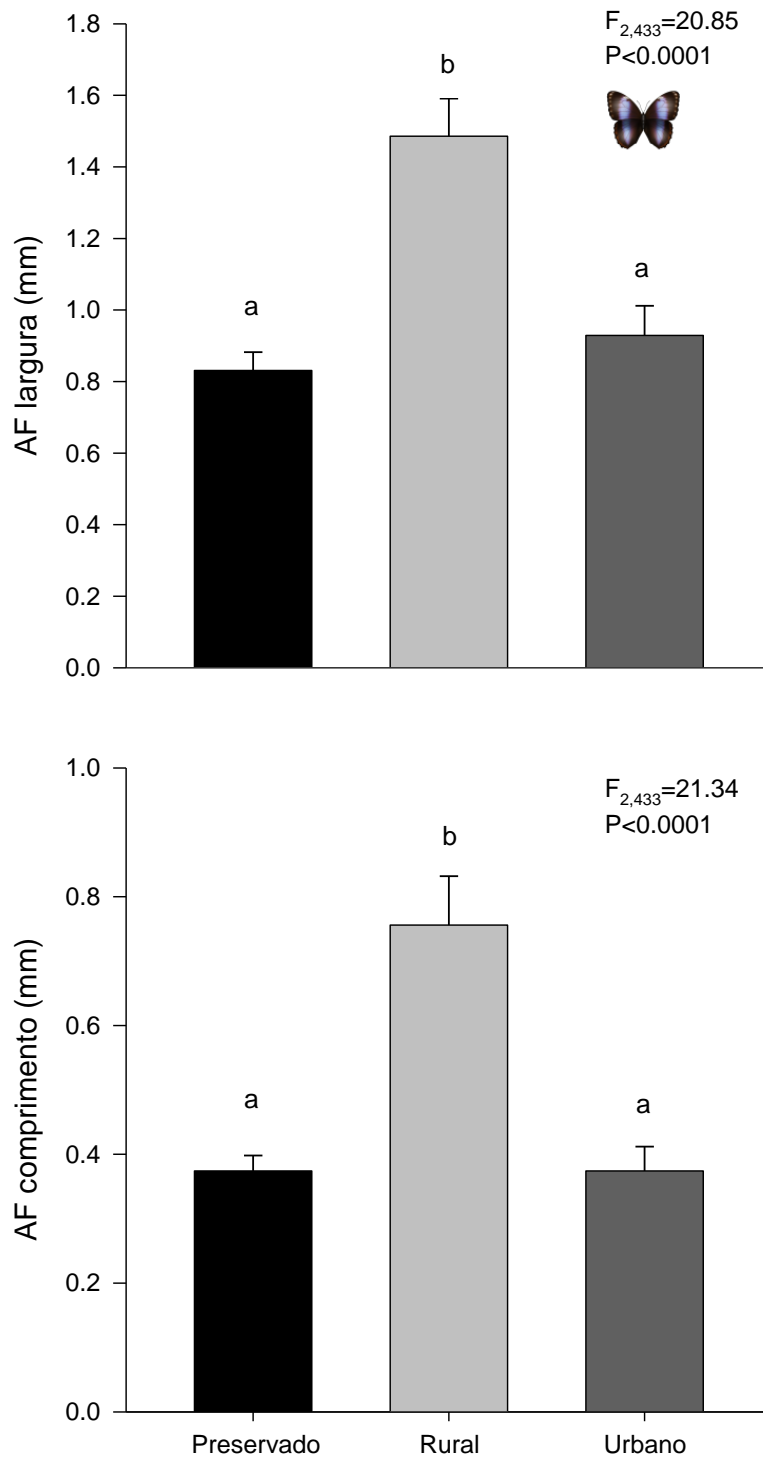
Detectou-se padrões verdadeiros de assimetria flutuante nas asas das borboletas amostradas ao longo dos gradientes urbanos. Os valores positivos e negativos da diferença entre os caracteres medidos nas asas direita e esquerda apresentaram distribuição normal, um indicativo de que não há assimetria direcional ou anti-simetria (Palmer & Strobeck 1986, Lens et al. 2002). Para o caractere comprimento das asas, o valor médio (-0.011) não diferiu significativamente de  $\mu=0$  ( $t=-0.286$ ,  $df=435$ ,  $P=0.775$ ), mas a largura das asas (-0.384) foi significativamente maior que  $\mu=0$  ( $t=-5.813$ ,  $df=435$ ,  $P=0.000$ ). Os valores significativos de repetibilidade do caractere comprimento ( $R^2=0.345$ ,  $P<0.0001$ ) e largura ( $R^2=0.537$ ,  $P<0.0001$ ) indicam ausência de erros de medida e reforçam a ocorrência de assimetria flutuante para as borboletas coletadas ao longo de gradientes urbanos.

### *Padrões de assimetria flutuante em asas de borboletas ao longo de gradientes urbanos*

As borboletas amostradas ao longo dos gradientes apresentaram padrões verdadeiros de AF para os caracteres comprimento e largura. Em áreas preservadas a assimetria do comprimento variou entre -0.09 e 1.81mm ( $\mu=0.374$ mm) e a largura entre 0 (borboletas completamente simétricas) e 4.66mm ( $\mu=0.831$ mm). Já as áreas rurais apresentaram borboletas assimétricas tanto no comprimento (de entre 0.015 a 4.622mm ( $\mu=0.756$ mm) quanto na largura (entre 0.043 e 6.49mm ( $\mu=1.486$ mm)). As borboletas de

áreas urbanas apresentaram valores na amplitude de 0.004 e 2.269mm para o comprimento ( $\mu=0.374\text{mm}$ ) e de 0 a 5.424mm ( $\mu=0.929\text{mm}$ ) para a largura das asas.

O gradiente urbano apresentou efeitos significativos na AF nos caracteres de comprimento ( $F_{2,433}= 20.85$ ,  $P<0.0001$ ) e largura ( $F_{2,433}= 21.34$ ,  $P<0.000$ ) das asas das borboletas (Figura 2). As áreas rurais apresentaram níveis de AF significativamente mais elevados para o caractere comprimento e largura quando comparada às demais áreas ao longo do gradiente. As borboletas que apresentam assimetria no caractere do comprimento das asas também apresentaram assimetria no caractere da largura ( $P<0.0001$ ).



**Figura 2.** Assimetria flutuante (AF) nos caracteres largura (A) e comprimento (B) em asas das comunidades de borboletas ao longo de gradientes urbanos.

---

## Discussão

Nossos resultados demonstram que o distúrbio ocasionado pela urbanização provoca alterações na morfometria das asas da comunidade de borboletas expresso pelos padrões verdadeiros de AF e que áreas rurais apresentaram níveis de AF significativamente mais elevados para o caractere comprimento e largura quando comparada às demais áreas ao longo do gradiente.

Borboletas em áreas urbanas apresentaram padrões verdadeiros de AF, porém este estudo não corroborou a hipótese de aumento crescente de AF das áreas preservadas em direção às rurais e urbanas. Nossos resultados sugerem, entretanto, que existem alterações ambientais detectáveis no ambiente rural, provavelmente ocasionadas pelas novas condições ambientais nessas áreas (New 2015) e que AF é uma ferramenta eficaz e barata para monitoramento do estresse ambiental em animais e plantas (Uehara-Prado et al. 2007, Graham et al. 2010, Miller et al. 2011, Telhado et al. 2017, Mendes et al. 2018).

Os caracteres de comprimento e largura das asas são fortemente relacionados à capacidade de vôo das borboletas e são preditores adequados das respostas desses organismos à distúrbios utilizando-se AF como *proxy* dos níveis de estresse ambiental. Cada traço fenotípico que contribui para uma determinada característica ou atividade de um organismo é reflexo da seleção natural, de forma que atributos relacionados à características vitais para um organismo em determinado local são mantidos na comunidade (Cianciaruso et al. 2009, Mouillot et al. 2013). Dessa forma, variações nas condições ambientais, por exemplo, atuam como um filtro ambiental, que em conjunto com diferentes pressões seletivas, permitem que diferentes organismos com traços funcionais específicos sobrevivam (Mouillot et al. 2013). Nossos resultados mostram

efeitos negativos do ambiente rural na simetria de asas de borboleta, em dois caracteres importantes para a aptidão, especialmente no que diz respeito ao voo com finalidade de deslocamento, busca ativa de recursos e fuga de predadores. Sugere-se que organismos menos simétricos sejam menos aptos (Moller & Swaddle 1997) e para caracteres que são normalmente simétricos, a assimetria flutuante mostra-se como importante ferramenta para detecção de estresse, uma vez que o fenótipo ótimo (simetria perfeita) pode ser mais facilmente definido.

As consequências dos distúrbios antrópicos como fragmentação, poluição, urbanização, isolamento podem afetar diretamente o desenvolvimento e influenciar os índices de AF em organismos alados (Lens et al. 1999, Weller & Ganzhorn 2004, Beasley et al. 2013, Cibicka et al. 2017). Para borboletas características relacionadas ao voo são importantes pois desempenham um papel nas estratégias contra predação, encontro e disputa por parceiros, capacidade de dispersão e acesso a recursos alimentares (Schulze et al. 2001, Tsubaki & Matsumoto 1998, Windig & Nylin 2002, Graça et al. 2017). Além desses benefícios, fêmeas de borboletas têm a preferência sexual por machos que exibem alta qualidade de voo, demonstrado pela velocidade e estilo de voo (Moura & Azevedo 2011, Graça et al. 2017). Assim, borboletas que possuem maior simetria das asas desempenham melhor essas atividades e adquirem maior aptidão (Moller & Thornhill 1997, Tsubaki & Matsumoto 1998, Windig & Nylin 2002, Kanegae & Lomônaco 2003).

Desvios da simetria perfeita nos organismos podem ser causados por uma série de fatores. O estresse ambiental, por exemplo, pode reduzir a quantidade de recursos que podem ser refletidos durante o desenvolvimento (*developmental checks, sensu* Moller & Swaddle 1997) e assim levar a diferenças no crescimento e formação dos caracteres. Em nosso estudo, a hipótese de aumento dos níveis de AF em centros urbanos devido à condições hostis não foi corroborada e observou-se maiores níveis de assimetria no

ambiente rural do gradiente ambiental. A simetria de asas no ambiente urbano pode ser explicada pela presença de áreas plantadas com flores e jardins urbanos nas cidades estudadas, que auxiliaria na aquisição de recursos criando habitats mais heterogêneos para as borboletas (Clark et al. 2007, Di Mauro et al. 2007, New 2015, Sing et al. 2016). Além disso, algumas espécies de borboletas podem ser capazes de utilizar com eficiência recursos disponíveis nas cidades (e.g. alimentos, lixo em terrenos baldios, aberturas e fendas em construções como refúgio e poleiros) (Ruszczyk & Silva 1997, New 2015), reduzindo assim o estresse ocasionado nas cidades, refletindo assim, em maior simetria e menores valores de AF.

Por outro lado, áreas rurais apresentaram níveis de AF significativamente mais elevados para o caractere comprimento e largura das asas da comunidade de borboletas quando comparada às demais áreas ao longo do gradiente. A intensa conversão de áreas naturais em áreas agrícolas aumenta a incidência de fatores ambientais prejudiciais (e.g. luz e calor) alterando a estrutura das comunidades (Blair & Launer 1997, McKinney 2008, Grimm et al. 2008, McDonnell & Hahs 2015, New 2015, Iserhard et al. 2018). Além disso, a remoção da cobertura vegetal natural dificulta a aquisição de recursos alimentares de imaturos e adultos nessas áreas (New 2015) e permite uma maior visibilidade por aves predadoras pela falta de refúgios quando forrageiam no chão ou durante o voo (Pinheiro et al. 2016).

Inúmeras razões têm sido propostas para explicar a relação entre AF e estresse ambiental. A redução da disponibilidade de alimento, por exemplo, pode atuar como fonte de estresse ambiental e gerar assim aumentos da AF (Anciães & Marini 2000). Tal fato pode potencialmente explicar o aumento da AF das borboletas em áreas rurais, uma vez que, a nova vegetação cultivada pode não ser útil como recurso para as borboletas. Dessa forma, a busca e competição intra e interespecífica por recursos alimentares podem

exercer maior influência na assimetria das borboletas, expondo-as a um maior nível de estresse.

Outra possibilidade a ser avaliada é o uso de agrotóxicos e inseticidas nas propriedades rurais estudadas, que pode ser responsável por maiores níveis de assimetria, como já demonstrado em libélulas (Chang et al. 2007), abelhas (Nunes et al. 2015) e besouros (Benítez et al. 2018). A aplicação indiscriminada de agrotóxicos de alta toxicidade com objetivo de controle de pragas e patógenos pode afetar a produção, consumo de alimentos, saúde pública e tem efeito direto em polinizadores importantes, provocando a morte, efeitos tóxicos subletais, como desorientação do voo e redução na produção de prole. Além disso, o uso de agrotóxicos tende a diminuir a produção de néctar e pólen em algumas plantas, restringindo os recursos para polinizadores (Wolowski et al. 2019). O impacto dos compostos químicos em determinada fase do ciclo de vida de insetos podem persistir até o estágio adulto (Villalobos-Jiménez et al. 2016), refletindo-se em desvios da simetria de caracteres nas asas.

A grande maioria dos estudos de AF em ambientes naturais e alterados tem como foco populações específicas de animais e plantas e poucos estudos foram conduzidos até o momento a fim de avaliar a AF a nível de comunidade onde um mesmo caractere é medido, mas para organismos com história de vida, tamanho corporal e tamanho de caracteres muitas vezes distintos. Se a assimetria é uma ferramenta útil no biomonitoramento, tal detecção de estresse ambiental deve ser perceptível mesmo quando espécies diferentes são agrupadas em comunidades separadas no tempo e/ou no espaço. Um estudo realizado à nível de comunidade avaliou AF das asas em comunidades de passeriformes como *proxy* dos níveis de estresse ocasionados pela fragmentação e efeitos de área (Anciães & Marini 2000) e os autores demonstraram um aumento significativo de AF em comunidades isoladas e fragmentadas. Outro estudo avaliou a comunidade de

besouros e respostas do gradiente urbano nos élitros e comprimento corporal utilizando AF como ferramenta de monitoramento (Weller & Ganzhorn 2002). Este estudo demonstrou que a AF aumentou com a proximidade do centro urbano e com o aumento do isolamento e que espécies susceptíveis à urbanização apresentavam menor tamanho corporal e maiores níveis de AF. Entretanto, até o momento, não há estudos que avaliem AF em asas de borboletas ao longo de gradientes urbanos e nosso estudo é pioneiro para o uso de AF como ferramenta de biomonitoramento em comunidades de borboletas nos gradientes preservados-rurais-urbanos.

Devido à crescente urbanização e extensa lacuna de estudos que abordem AF em comunidades, estudos como este podem auxiliar no planejamento urbano e conhecimento de efeitos da urbanização na biodiversidade. Áreas rurais podem atuar como reservatório de espécies e auxiliar no movimento de organismos com baixa capacidade de dispersão ao longo desses gradientes (McKinney 2008, New 2015, Rochat et al. 2017). Entretanto, nosso estudo demonstrou que esses locais funcionam como fonte estressora para a comunidade de borboletas ocasionando desvios na morfometria das asas de borboletas, expressos em maiores níveis de AF. Estudos futuros devem integrar esses resultados à demais fatores como o uso de agrotóxicos, interações tróficas como a competição por recursos e fatores genéticos como o isolamento e endogamia, a fim de auxiliar na compreensão dos padrões que regem as mudanças morfométricas nas asas das comunidades de borboletas e assim, ampliar o conhecimento sobre os efeitos da urbanização na biodiversidade e gestões efetivas de qualidade e conservação em ambientes urbanos.





---

## Conclusão Geral

Este estudo avaliou a estrutura da comunidade e efeito da assimetria flutuante na morfologia das asas de borboletas ao longo de gradientes urbanos de forma a entender como o contexto local (transectos) e regional (paisagem) influenciam os padrões de distribuição e desenvolvimento desses organismos. Respondemos perguntas sobre como o gradiente urbano influencia a diversidade, frequência de guildas e morfologia de asas da comunidade de borboletas. Este foi o primeiro estudo que buscou avaliar a estrutura da comunidade de borboletas e utilizar a assimetria flutuante como ferramenta de monitoramento na perspectiva de gradientes urbanos.

No capítulo 1 demonstramos que a transformação do uso da terra atua como filtro ambiental, uma vez que, o gradiente urbano age de maneira a estruturar a comunidade fortemente pela substituição de espécies, com declínio da riqueza de espécies, mudança na frequência de guildas de borboletas frugívoras, mas sem efeito na abundância.

No capítulo 2 investigamos se os gradientes urbanos são capazes de provocar maiores desvios no eixo de simetria das asas das borboletas configurando maior estresse ambiental nas cidades. O estresse ocasionado pelo gradiente ambiental promoveu desvios no comprimento e largura das asas da comunidade de borboletas. Entretanto, maiores níveis de AF foram encontrados em áreas rurais quando comparado com as áreas preservadas e urbanas. Este resultado é um indicativo que a intensa conversão de áreas naturais em agriculturáveis pode causar maior fonte de estresse devido à fatores ambientais e também pelo uso de agrotóxicos no desenvolvimento das borboletas. Esses fatores merecem melhores investigações em estudos futuros para o esclarecimento da influência dos gradientes ambientais na comunidade de borboletas.

## Referências Bibliográficas

- Alves RJV, Kolbek J (2009) Summit vascular flora of Serra de São José, Minas Gerais, Brazil. Check list 5, 35-73.
- Anciães M, Marini MÂ (2000) The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry on passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 37, 1013-1028.
- Balvanera P, Lott E, Segura G, Siebe C, Islas A (2002) Patterns of  $\beta$ -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 13, 145–158.
- Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology Biogeography*. 19, 134-143. <https://cran.r-project.org>.
- Baselga A, Orme D, Villeger S, De Bortoli J, Leprieur F, Logez M, Henriques-Silva R (2018) Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. V1.5.1.
- Basset Y, Eastwood R, Sam L, Lohman DJ, Novotny V, Treuer T, Miller SE, Weiblen GD, Pierce NE, Bunyavejchewin S, Sakchoowong W, Kongnoo P, Osorio-arenas MA (2011) Comparison of rainforest butterfly assemblages across three biogeographical regions using standardized protocols. *The Journal of Research on the Lepidoptera* 44, 17-28.
- Beasley DAE, Bonisoli-Alquati A, Mousseau TA (2013) The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 30, 218-226.
- Bedê LC, Machado ABM, Piper W, Souza MM (2015) Odonata of the Serra de São José – Brazil’s first Wildlife Reserve aimed at the conservation of dragonflies. *Notulae odonatologicae* 8,117-155.

- Beirão MV (2016) Distribuição espaço-temporal de borboletas frugívoras em ambientes tropicais sazonais. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, 82 p.
- Benítez HÁ, Lemic D, Püschel TA, Gasparic HV, Kos T, Barić B, Bažok R, Živković IP (2018) Fluctuating asymmetry indicates levels of disturbance between agricultural productions: An example in Croatian population of *Pterostichus melas melas* (Coleoptera: Carabidae). *Zoologischer Anzeiger* 276, 42-49.
- Blair RB, Launer AE (1997) Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 1, 113-125.
- Brown KSJr, Freitas AVL (2000) Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. *Biotropica* 32, 934-956.
- Cardoso P, Rigal F, Carvalho JC (2018) Biodiversity assessment tools. V1.6.0. <https://cran.r-project.org>
- Chang X, Zhai B, Liu X, Wang M (2007) Effects of temperature stress and pesticide exposure on fluctuating asymmetry and mortality of *Coperia annulata* (Selys) (Odonata: Zygoptera) larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 120-127.
- Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9, 93-103.
- Cibicka WB, Fliszkiewicz M, Langowska A, Zmihorski M (2017) Body size and wing asymmetry in bees along an urbanization gradient. *Apidologie* 49, 297-306.
- Cirino JF, Lima JE (2008) Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José – MG: um estudo de caso, *RESR, Piracicaba, São Paulo* 46, 647-672.

- Clark PJ, Reed JM, Chew FS (2007) Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems* 10, 321-337.
- Cornelissen T, Stiling P (2005) Perfect is best: low leaf fluctuating asymmetry reduces herbivory by leaf miners. *Oecologia* 142, 46-56.
- Cornelissen T, Stiling P (2011) Similar responses of insect herbivores to leaf fluctuating asymmetry. *Arthropod-Plant Interactions* 5, 59-69.
- DeCoster G, Van Dongen S, Malaki P, Muchane M, Alcántara-Exposito A, Matheve H, Lens L (2013) Fluctuating Asymmetry and Environmental Stress: Understanding the Role of Trait History. *PLoS ONE* 8(3), e57966.
- Deguines N, Julliard R, de Flores M, Fontaine C (2016) Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecology and Evolution* 6, 1967–1976.
- Devictor V, Van-swaay C, Brereton T, Brotons L, Chamberlain D, Heliölä J, Herrando S, Julliard R, Kuussaari M, Lindström A, Reif J, Roy DB, Schweiger O, Settele J, Stefanescu C, Strien AV, Turnhout CV, Vermouzek Z, Wallis-de-vries M, Wynhoff I, Jiquet F (2012) Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2, 121-124.
- DeVries PJ (1987) *The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, and Nymphalidae*. Princeton: Princeton University Press.
- DeVries PJ (1988) Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican Rainforest. *Journal of Research on the Lepidoptera* 26, 98-108.
- DeVries PJ, Murray D, Lande R (1997) Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62, 343-364.

- DeVries PJ, Penz CM, Hill RI (2010) Vertical distribution, flight behaviour and evolution of wing morphology in *Morpho* butterflies. *Journal of Animal Ecology* 79, 1077–1085.
- DeVries PJ, Alexander LG, Chacon IA, Fordyce JA (2012) Similarity and difference among rainforest fruit-feeding butterfly communities in Central and South America. *Journal of Animal Ecology* 81, 472–482.
- DiMauro D, Dietz T, Rockwood L (2007) Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens. *Urban Ecosystems* 10, 427–439.
- Drummond GM, Martins CS, Machado ABM, Sebaio FA, Antonini Y (2005) Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 222
- Faeth SH, Bang C, Saari S (2011) Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223, 69–81.
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487–515.
- Falconer DS (1981) *Introduction to quantitative genetics*. 2nd ed., 386pp. New York, Longman.
- Fernandes GW, Almeida HA, Nunes CA, Xavier JHA, Cobb NS, Carneiro MAA, Cornelissen T, Neves FS, Ribeiro SP, Nunes YRF, Pires ACV, Beirão MV (2016) Cerrado to Rupestrian Grasslands: Patterns of Species Distribution and the Forces Shaping Them Along an Altitudinal Gradient. In: *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Springer, São Paulo, p. 345–377.

- Freeman DC, Brown ML, Duda JJ, Graham JH, Emlen JM, Krzysik AJ, Balbach HE, Kovacic DA, Zack JC (2004) Developmental instability in *Rhus copallinum* L.: multiple stressors, years, and responses. *International Journal Plant Science* 165, 53–63.
- Ferraz ACP, Gadella BQ, Aguiar-Coelho VM (2009) Análise faunística de Calliphoridae (Diptera) da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Entomologia* 53, 620-628.
- Freitas AVL, Brown KSJr (2004) Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). *Systematic Biology* 53, 363-383.
- Freitas AVL, Leal IR, Uehara-prado M, Iannuzzi L (2006) Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: *Biologia da conservação: essências*. Rima, São Carlos. 357-384.
- Freitas AVL, Marini-Filho OJ (2011) Plano de ação nacional para a conservação dos lepidópteros. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. 124 p. ISBN: 978-85-61842-29-1.
- Freitas AVL, Iserhard CA, Santos JP, Carreira JYO, Ribeiro DB, Melo DHA, Rosa AHB, Marini-filho OJ, Accacio GM, Uehara-Prado M (2014) Studies with butterfly bait traps: an overview. *Revista Colombiana de Entomología* 40, 209-218.
- Graham JH, Raz S, Hel-Or H, Nevo E (2010) Fluctuating asymmetry: methods, theory, and applications. *Symmetry* 2, 466-540.
- Graça MB, Pequeno PA CL, Franklin E, Souza JLP, Morais WM (2017) Taxonomic, functional, and phylogenetic perspectives on butterfly spatial assembly in northern Amazonia. *Ecological Entomology* 42(6), 816-826.

- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM (2008) Global change and the ecology of cities. *Science* 319, 756–760.
- Hogsdon KL, Hutchinson TC (2004) Butterfly assemblages along a human disturbance gradient in Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82(5), 739-748.
- Iserhard CA (2003) Levantamento da diversidade de borboletas (Lepidoptera: Rhopalocera) e sua variação ao longo de um gradiente altitudinal em uma região de Mata Atlântica, município de Maquiné, RS. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 168 p.
- Iserhard CA, Duarte L, Seraphim N, Freitas AVL (2018) How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodiversity and Conservation* 1,1-1.
- Jensen BM, Aarnes JB, Murvoll KM, Herzke D, Nygard T (2010) Fluctuating asymmetry and hepatic concentrations of persistent organic pollutants are associated in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) chicks. *Science of Total Environment* 408, 578-585.
- Jones EL, Leather SR (2012) Invertebrates in urban areas: a review. *European Journal of Entomology* 109(4), 463-478.
- Kanegae AP, Lomônaco C (2003) Plasticidade morfológica, reprodutiva e assimetria flutuante de *Myzus persicae* (Sulzer) (Hemiptera: Aphididae) sob diferentes temperaturas. *Neotropical Entomology* 32, 37-43.



- Kotze J, Venn S, Niemela J, Spence J (2011) Effects of urbanization on the Ecology and Evolution of Arthropods. In: *Urban Ecology Patterns, Processes and Applications*. 1st ed, chapter: 3. Oxford University Press, 159-166.
- Kress WJ, Robledo CG, Uriarte M, Erickson DL (2014) DNA barcodes for ecology, evolution and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 30, 25-35.
- Ladeira FA (2016) Uso da assimetria flutuante em borboletas como bioindicador de mudanças ambientais em fragmentos florestais e gradiente de regeneração. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, 60 p.
- Lemmon PE (1956) A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science* 2, 314-320.
- Lens L, Dongen SV, Kark S, Matthysen E (2002) Fluctuating asymmetry as an indicator of fitness: can we bridge the gap between studies? *Biological Reviews Cambridge Philosophical Society* 77, 27-38.
- Lizeé MH, Mauffrey JF, Tatoni T, Deschamps-Cottin M (2011) Monitoring urban environments on the basis of biological traits. *Ecological Indicators* 11, 353-361.
- Martinson H, Raupp M (2013) A meta-analysis of the effects of urbanization on ground beetles communities. *Ecosphere* 4(5), 1.24.
- Marzluff JM, Rodewald AD (2008) Conserving biodiversity in urbanizing areas: nontraditional views from a bird's perspective. *Cities and the Environment* 1(2), 1-27.
- Matteson KC, Langellotto GA (2010) Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosystems* 13, 333–347.

- McDonnell MJ, Pickett STA (1990) Ecosystem structure and function along urban–rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71, 1232–1237.
- McDonnell MJ, Pickett STA, Groffman P, Bohlen P, Pouyat RV, Zipperer WC, Parmelee RW, Carreiro MM, Medley K (1997) Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* 1, 21–36.
- McDonnell M J, Hahs AK (2008) The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology* 23,1143–1155.
- McDonnell MJ, Hahs AK (2015) Adaptation and Adaptedness of Organisms to Urban Environments. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 46,261–80.
- McKinney ML (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52, 883–890.
- McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127, 247–260.
- McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11,161–176.
- Mendes G, Boaventura MG, Cornelissen T (2018) Fluctuating asymmetry as a bioindicator of environmental stress caused by pollution in a pioneer plant species. *Environmental Entomology* 20, 1-6.
- Miller DG, Lane J, Senock R (2011) Butterflies as potential bioindicators of primary rainforest and oil palm plantation habitats on New Britain, Papua New Guinea. *Pacific Conservation Biology* 17, 149-159.

- Moller AP, Swaddle JP (1997) *Asymmetry, Developmental Stability and Evolution* Oxford University Press, Oxford.
- Moller AP, Thornhill R (1997) A meta-analysis of the heritability of developmental stability. *Journal of Evolutionary Biology* 10, 1–16.
- Morellato LPC, Haddad CFB (2000) Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32, 786–792.
- Mouillot D, Graham NA, Villéger S, Mason NW, Bellwood DR (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 167-177.
- Moura FO, Azevedo CS (2011) Comportamento de vôo de borboletas frugívoras do Parque Natural Municipal Chácara do Lessa, Sabará / MG. *e-Scientia* 4, 27-36.
- Multini LC, Wilke ABB, Marrelli MT (2019) Urbanization as driver for temporal wing-shape variation in *Anopheles cruzii* (Diptera: Culicidae). *Acta Tropica* 190, 30-36.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature* 403, 853- 858.
- Nekola JC, White PS (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*. Oxford. 26, 867 – 878.
- New TR (2015) *Insect Conservation and Urban Environments*, 1st ed. 244pp. Springer.
- Niemela J, Breuste JH, Guntenspergen G, McIntyre NE, Elmqvist T, James P (2011) *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. Oxford Scholarship Online. 392pp.

- Norton BA, Evans KL, Warren PH (2016) Urban Biodiversity and Landscape Ecology: Patterns, Processes and Planning. *Current Landscape Ecology Reports* 1, 178-192.
- Novotny V, Basset Y (2000) Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* 89, 564–572.
- Nunes LA, de Araújo ED, Marchini LC (2015) Fluctuating asymmetry in *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) as bioindicator of anthropogenic environments. *Revista de Biologia Tropical* 63, 673-682.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, Minchin PR, O’Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H (2019) Community Ecology Package. V2.5-4. <https://github.com/vegandevs/vegan>
- Oliveira-Filho AT, Machado JNM (1993) Composição florística de uma floresta semidecídua montana na Serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. *Acta Botanica Brasilica* 7, 71-88.
- Palmer RA, Strobeck C (1986) Fluctuating asymmetry: measurement analysis, patterns. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 17, 391-421.
- Palo Jr H (2017) Borboletas do Brasil. 1ed. Editora Vento Verde. São Carlos, SP. 800pgs.
- Penz CM, DeVries PJ, Ahlberg N (2012) Diversification of *Morpho* butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae): a re-evaluation of morphological characters and new insight from DNA sequence data. *Systematic Entomology* 37, 670–685.
- Pinheiro CE, Freitas AV, Campos VC, DeVries PJ, Penz CM (2016) Both palatable and unpalatable butterflies use bright colors to signal difficulty of capture to predators. *Neotropical Entomology* 45, 107-113.

- Polak M (2003) *Developmental instability: causes and consequences*. Oxford: Oxford University Press.
- Price PW (2002) Species interactions and the evolution of biodiversity. In: Herrera CM and Pellmyr O (eds) *Plant-animal interactions: an evolutionary approach*. Blackwell Science, 3–26.
- Price PW, Denno R, Eubanks M, Finke DI, Kaplan I (2012) *Insect Ecology – Behavior, Populations and Communities*. Cambridge University Press, Cambridge.
- R Development Core Team. 2018. *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL [http:// www.R-project.org](http://www.R-project.org).
- Ramírez-Restrepo L, MacGregor-Fors I (2017) Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems* 20, 172-182.
- Rasband WS (1997) *ImageJ software*. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland.
- Redford KH (1992) The empty forest. *Bioscience* 42, 412- 422.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni F, Hirota MM (2009) Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153.
- Ritter CD, Lemes R, Morais ABB, Dambros CS (2011) Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 11, 361-368.
- Rochat E, Manel S, Deschamps-Cottin M, Widmer I, Joost S (2017) Persistence of butterfly populations in fragmented habitat along urban density gradients: motility helps. *Heredity* 5, 328-338.

- Ruszczyk A (1986a) Ecologia urbana de borboletas, I. O gradiente de urbanização e a fauna de Porto Alegre, RS. *Revista Brasileira de Biologia* 46, 675–88.
- Ruszczyk A (1986b) Ecologia urbana de borboletas, II. Papilionidae, Pieridae e Nymphalidae em Porto Alegre, RS. *Revista Brasileira de Biologia* 46, 689–706.
- Ruszczyk A (1987) Distribution and abundance of butterflies in the urbanization zones of Porto Alegre, Brazil. *Journal of Research on the Lepidoptera* 25, 157–78.
- Ruszczyk A, De Araujo AM (1992) Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society* 46, 255-264.
- Ruszczyk A, Silva CF (1997) Butterflies select microhabitats on building walls. *Landscape Urban Planning* 38,119–127.
- Sanseverino AM, Nessimian JL (2008) Assimetria flutuante em organismos aquáticos e sua aplicação para avaliação de impactos ambientais. *Oecologia Brasiliensis* 12, 382-405.
- Santos JP, Iserhard CA, Teixeira MO, Romanowski HP (2011) Fruit-feeding butterflies guide of subtropical Atlantic Forest and Araucaria Moist Forest in State of Rio Grande do Sul, Brazil. *Biota Neotropica* 11, 253-274.
- Santos JP (2013) Efeitos da estratificação vertical na comunidade de borboletas frugívoras na floresta atlântica estacional. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Santos JP, Marini-Filho OJ, Freitas AVL, Uehara-Prado M (2015) Monitoramento de Borboletas: o Papel de um Indicador Biológico na Gestão de Unidades de Conservação. *Biodiversidade Brasileira* 6, 87-99.

- Schulze CH, Linsenmair E, Fiedler K (2001) Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology* 153,133-152.
- Siddig AAH, Ellison AM, Ochs A, Villar-Leeman C, Lau MK (2016) How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators* 60, 223-230.
- Silva NG, Alves RJV, Pereira JF, Rivadavia F (2016) Lentibulariaceae, Serra de São José, Minas Gerais, Brazil. *Check List* 7, 120-127.
- Sing KW, Dong H, Wang WZ, Wilson JJ (2016) Can butterflies cope with city life? Butterfly diversity in a young megacity in southern China. *Genome* 59, 751–761.
- Soga M, Koike S (2012) Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecological Research* 27, 265–271.
- Telhado C, Silveira FAO, Fernandes GW, Cornelissen T (2017) Fluctuating asymmetry in leaves and flowers of sympatric species in a tropical montane environment. *Plant Species Biology* 32: 3-12.
- Tsubaki Y, Matsumoto K (1998) Fluctuating asymmetry and male mating success in a sphragis-bearing butterfly *Luehdorfia japonica* (Lepidoptera: Papilionidae). *Journal of Insect Behavior* 11, 571-582.
- Uehara-Prado M, Freitas AVL, Francini RB, Brown Jr, KS (2004) Guia das borboletas frugívoras da Reserva Estadual do Morro Grande e região de Caucaia do Alto, Cotia (SP). *Biota Neotropica* 4(1): 1-25.
- Uehara-Prado M, Brown Jr KS, Freitas AVL (2007) Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison

between a fragmented and a continuous landscape. *Global Ecology and Biogeography* 16, 43-54.

Uehara-Prado M, Fernandes JO, Bello AM, Machado G, Santos AJ, Vaz-de-Mello FZ, Freitas AVL (2010) Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142, 1220-1228.

Uehara-Prado M, Ribeiro DB (2012) Borboletas em Floresta Atlântica: métodos de amostragem e inventário de espécies na Serra do Itapeti. Pp. 167-186 In: Morini, M. S. C. & V. F. O. Miranda (Orgs.). *Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos*. Bauru: Canal6 1, 400 pp.

Villalobos-Jiménez G, Dunn AM, Hassall C (2016) Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: a review. *European Journal of Entomology* 113, 217-232.

Warnes GR, Bolker B, Gorjanc G, Grothendieck G, Korosec A, Lumley T, MacQueen D, Magnusson A, Rogers J (2017) Various R programming tools for data manipulation. V2.18.0. <https://cran.r-project.org>.

Weller B, Ganzhorn JU (2003) Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology* 5,193-201.

Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213-251.



- Wilk-da-Silva R, Diniz MMCSL, Marrelli MT (2018) Wing morphometric variability in *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) from different urban built environments. *Parasites & Vectors* 11:561, 1-9.
- Windig JJ, Nylin S (2002) Genetics of fluctuating asymmetry in pupal traits of the Speckled Wood butterfly (*Pararge aegeria*). *Heredity* 89, 225-234.
- Wolowski M, Agostini K, Rech AR, Varassin IG, Maués M, Freitas L, Carneiro LT, Bueno RO, Consolaro H, Carvalheiro L, Saraiva AM, Silva CI (2019) Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (Rede Brasileira de Interações Planta-Polinizador) 1, 1-179.