

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS – UNIFAL
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

DIRLENE APARECIDA DE ANDRADE

**COMO A FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA INFLUENCIA A
COMUNIDADE DE BORBOLETAS (LEPIDOPTERA, RHOPALOCERA)?**

ALFENAS – MG

2017

DIRLENE APARECIDA DE ANDRADE

**COMO A FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA INFLUENCIA A
COMUNIDADE DE BORBOLETAS (LEPIDOPTERA, RHOPALOCERA)?**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre, área de Concentração: Diversidade biológica e conservação.

Orientador: Paulo Augusto Zaitune Pamplin.

ALFENAS – MG

2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço a CAPES pelo apoio financeiro e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNIFAL-MG pela infraestrutura e oportunidade de me tornar mestre.

Agradeço ao meu orientador Paulo Pamplin por me instruir até aqui e ter aceito me orientar nessa linha de pesquisa.

Agradeço ao André Freitas (Unicamp) pela identificação dos indivíduos capturados e sua boa vontade em nos ajudar.

Agradeço ao transporte da Prefeitura de Nova Resende que me auxiliou muito quando precisei.

Agradeço aos donos das áreas de coleta: Rosendo, Marcelo Bachião e Romeu Bachião, que permitiram nossa entrada para fins da realização da pesquisa.

Agradeço a minha mãe, meu pai e minha irmã, que sempre estiveram do meu lado, tanto nos momentos bons e como nos momentos difíceis de minha vida. Gratidão pelo amor verdadeiro.

Agradeço a todos meus amigos, que estiveram do meu lado.

Agradeço a Deus: minha luz e meu guia para o bem.

Não haverá borboletas se a vida não passar por longas e silenciosas metamorfoses.

Rubem Alves



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ciências Ambientais
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3701-9685 (Coordenação) / (35) 3701-9262 (Secretaria)
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



DIRLENE APARECIDA DE ANDRADE

“Como a fragmentação da Mata Atlântica influencia a comunidade de borboletas (Lepidoptera, Rophalocera)?”

A Banca julgadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Concentração: Ciências Ambientais.

Aprovado em: 26 de julho de 2017.

Prof. Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin
Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura:

Prof. Dr. André Victor Lucci Freitas
Instituição: UNICAMP

Assinatura:

Prof. Dr. Flávio Nunes Ramos
Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura:

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|-----------|
| CAPÍTULO 1 | 18 |
| Figura 1: Localização do município de Nova Resende no sul do estado de Minas Gerais, Brasil. (Fonte: Mapasapp, 2017). | 20 |
| Figura 2: Localização da área de estudo próximo a cidade de Nova Resende, MG. (Fonte: Goolzoom, 2017). | 21 |
| Figura 3: Análise de rarefação da comunidade de borboletas nos três fragmentos da área de estudo (95% de confiança). | 27 |
| Figura 4: Curva de acumulação de espécie dos três fragmentos (95% de confiança). | 28 |
| Figura 5: Análise de correspondência para a comunidade de borboletas nos três fragmentos de estudo (com base em dados de abundância das espécies). | 29 |
| Figura 6: Dendrograma da Análise de cluster, por distância de Bray-Curtis, (correlação cofenética = 0,8038), entre os três fragmentos. | 30 |
| | |
| CAPÍTULO 2 | 44 |
| Figura 1 – Localização do município de Nova Resende no sul do estado de Minas Gerais, Brasil. (Fonte: Secretaria de Estado de Turismo de Minas Gerais, imagem editada). | 47 |
| Figura 2 – Localização da área de estudo próximo a cidade de Nova Resende, MG. (Fonte: Goolzoom, 2017) | 47 |
| Figura 3 – a) Curva de acumulação de espécies das três áreas de estudo em relação ao método de captura com armadilha Van-Someren Rydon. b) Curva de acumulação de espécies das três áreas de estudo em relação ao método de captura com armadilha Puça. | 52 |
| Figura 4 – Análise de correspondência da comunidade de borboletas em relação ao método de captura (com base em dados de abundância das espécies). | 53 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|-----------|
| CAPÍTULO 1 | 18 |
| Tabela 1: Abundância das famílias de borboletas nos três fragmentos de estudo e na área total. | 23 |
| Tabela 2: Abundância e riqueza das subfamílias da família Nymphalidae nos três fragmentos e na área total. | 24 |
| Tabela 3: Riqueza de espécies (S), Índice de diversidade de Shannon (H), Índice de dominância de Simpson (D) e Índice de Equitabilidade (E) e Estimador de riqueza de Jackknife nos três fragmentos. | 28 |
| | |
| CAPÍTULO 2 | 44 |
| Tabela 1: Abundância das famílias nas três áreas de estudo separadas pelo método de captura. | 50 |
| Tabela 2: Abundância e riqueza das espécies nas áreas de estudo separadas conforme as guildas alimentares. | 51 |
| Tabela 3: Riqueza de Espécies (S), Estimador de riqueza de Jackknife 1, Índice de diversidade de Shannon (H), Índice de dominância de Simpson (D) e Índice de Equitabilidade (E) nos três fragmentos. | 52 |

SUMÁRIO

| | |
|----------------------------------|----|
| APRESENTAÇÃO | 7 |
| INTRODUÇÃO GERAL | 8 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 12 |

CAPÍTULO 1

O tamanho do fragmento influencia na estrutura da assembleia de borboletas? 18

| | |
|-------------------------------------|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 19 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 20 |
| 2.1. Área de estudo | 20 |
| 2.2. Delineamento amostral | 22 |
| 2.3. Análise de dados | 23 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 23 |
| 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 32 |

APÊNDICE

| | |
|---|----|
| Lista de espécies de borboletas capturadas na área de estudo, representada pelos três fragmentos e área total. | 39 |
|---|----|

CAPÍTULO 2

Efeito da fragmentação da Mata Atlântica nas guildas alimentares da comunidade de borboletas. 44

| | |
|-------------------------------------|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 45 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 46 |
| 2.1. Área de estudo | 46 |
| 2.2. Delineamento amostral | 48 |
| 2.3. Análise de dados | 49 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 49 |
| 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 54 |

APÊNDICE

| | |
|--|----|
| Lista de espécies de borboletas capturas da área de estudo, representada pelo os três fragmentos, divididas pelo método de coleta (VSR* e Puça*) e separadas pelo hábito alimentar. | 62 |
|--|----|

APRESENTAÇÃO

A fragmentação da paisagem é o processo pelo qual uma área de mata contínua tem sua cobertura vegetal destruída, havendo perda de habitat e ao mesmo tempo deixando fragmentos de vários tamanhos espalhados pela paisagem. Essa ação antrópica gera uma cascata de consequências negativas para o meio ambiente, atingindo toda biodiversidade que existe no ecossistema afetado.

A área do estudo localiza-se no município de Nova Resende (MG). A paisagem desta cidade encontra-se muito fragmentada devido o forte desenvolvido da agricultura e da pecuária, o que faz com que a paisagem se assemelhe a um mosaico. Dessa forma, as pequenas matas se distribuem ao longo da paisagem, possuindo ao seu redor muitas matrizes.

O presente trabalho teve como objetivo analisar como a fragmentação do bioma Mata Atlântica que ocorre na área de estudo, pode interferir na estrutura da comunidade de borboletas. Outros estudos indicam relação positiva entre o tamanho do fragmento e a riqueza de borboletas frugívoras (VEDDELER et al., 2005; UEHARA-PRADO et al., 2007), no entanto, não há estudos que analisem diretamente a guilda nectarívora. As questões norteadoras deste trabalho foram: 1) O tamanho do fragmento afeta a riqueza, abundância e estrutura da comunidade de borboletas? 2) Os grupos mais abundantes apontam espécies bioindicadoras de que ambiente? 3) As borboletas nectarívoras e frugívoras respondem de maneira distinta ao tamanho dos fragmentos?

Com o propósito de solucionar as questões levantadas sobre a fragmentação e comunidade de borboletas, a presente dissertação será apresentada em dois capítulos:

1º Capítulo: Analisa se o tamanho dos fragmentos influencia na assembleia de borboletas da área de estudo. Destacando a importância de manter fragmentos maiores e circulares, diminuindo o efeito borda e preservando maior parte de núcleo.

2º Capítulo: Analisa se o tamanho do fragmento influencia em ambas guildas alimentares das borboletas (frugívoras e nectarívoras). Destacando a importância de maiores estudos para a guilda nectarívora.

INTRODUÇÃO GERAL

Distribuída ao longo do continente americano, a Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical. Antes de ter sua cobertura vegetal reduzida pela ação antrópica, esta se estendia continuamente ao decorrer da costa brasileira, adentrando até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina em sua porção sul. Originalmente cobria mais de 1,5 milhões de km² – sendo 92% desta área pertencente ao território brasileiro (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2001; GALINDO LEAL; CÂMARA, 2003). Diversas formações encontram-se coligadas a Mata Atlântica, como restingas, mangues, brejos e formações campestres de altitude. E o bioma, ainda, envolve ao longo de sua predominância formações mistas de araucária ao sul, caracterizada por dominância de lauráceas, e florestas decíduas e semidecíduas no interior (CÂMARA, 2003). A Mata Atlântica brasileira é considerada um dos principais *hotspots* mundiais, esse termo refere a áreas com grande diversidade, porém, muito ameaçadas, sendo área prioritária para conservação (HERINGER; MONTENEGRO, 2000). E mesmo diante da grande interferência e destruição, o bioma ainda possui alto nível de endemismo em muitos organismos: plantas vasculares, insetos, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (MYERS et al., 2000). Ainda, apesar da alta diversidade, a perturbação da mata atlântica vem causando também aumento das espécies ameaçadas de extinção (TABARELLI et al., 2005).

A grande destruição das matas foi intensamente severa nas últimas três décadas, 11.650km² de florestas foram exterminadas nos últimos 15 anos (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2001). As florestas são destruídas para inúmeros fins, como extração de lenha, exploração madeireira, invasão de espécies exóticas e extração de matéria vegetal e plantas. E mesmo com alarmante nível de perda de habitat, as matas contínuas e até mesmo os pequenos fragmentos continuam a serem desmatados (GALETTI; FERNANDEZ, 1998; TABARELLI et al., 2004). Sendo reduzidos a pequenas ilhas de fragmentos florestais, separadas e distantes entre si e espalhados pela paisagem (GASCON et al., 2000).

Em 1962, MacArthur e Wilson propuseram a teoria de Biogeografia de Ilhas, o qual serviu de base para os primeiros estudos sobre a fragmentação de paisagem. A partir disso, diversos estudos foram realizados com base na teoria. De acordo com estes autores, as ilhas maiores e próximas do continente (fonte de espécies) teriam maior número de espécies do que as ilhas menores e mais isoladas, onde seria mais elevado o número de extinção local das espécies. Portanto, a riqueza de espécies de uma ilha seria resultado do número de indivíduos

que imigrassem e extinguissem. Assim, os fragmentos de mata seriam vistos como as ilhas, por estarem isoladas e cercadas pelos ambientes alterados, que representariam o mar (PRESTON, 1962).

Todavia, com a realização de diversos estudos nos ambientes terrestres, observou-se que a teoria não era exatamente precisa como em ilhas (SIMBERLOFF; ABELE, 1976). Afinal, as matrizes que circundam os remanescentes florestais são muito mais complexas e dinâmicas que o oceano que envolve os arquipélagos. Devido as suas diferentes formações e grau de permeabilidade, as matrizes permitem que os organismos transitem entre os fragmentos e interajam com a paisagem, mostrando-se essencial para conservação das comunidades (FORMAN, 1995; McINTYRE; BARRET, 1992; GASCON et al., 1999).

Numa paisagem antropizada os fragmentos ou manchas são circundados pela matriz, que representam a parte antrópica. As matrizes nem sempre apresentam uma barreira que impedem o fluxo de espécies. Muitas vezes elas podem oferecer diferentes graus de permeabilidade, o que está diretamente relacionado com o tipo de vegetação que a compõe, e isso poderá contribuir grandemente para a persistência dos indivíduos na paisagem (GASCON et al., 1999; CASTELLON; SIEVING, 2005). Alguns animais são mais sensíveis e vulneráveis nessa circunstância, podendo não conseguir atravessar a matriz, se isolando nas proximidades de seu habitat. Entretanto, outros organismos possuem maior facilidade em dispersão, atravessando as matrizes e, conseqüentemente, são mais beneficiadas mesmo em áreas fragmentadas (BIERREGGARD et al., 1997; GASCON et al., 1999). A conectividade territorial corresponde ao grau em que o território promove ou dificulta o movimento das espécies na matriz territorial (CHETKIEWICZ et al., 2006). Sendo determinada, apenas, no contexto da capacidade do organismo de se mover entre fragmentos (D'EON et al., 2002).

Ademais, a fragmentação gera outro problema: o efeito de borda. Este efeito modifica a estrutura da borda da floresta, as conseqüências mais relevantes são o aumento do nível da radiação solar, aumento da temperatura, diminuição da umidade e maior penetração dos ventos (KAPOS, 1989; BIERREGAARD et al., 1992). Ao longo do tempo, todos esses efeitos perturbatórios interferem nas interações ecológicas, como hábito alimentares, comportamento territorial, predação e polinização (LOVEJOY et al., 1986; LAURANCE, 1991; RESTREPO; GOMEZ, 1999). Efeitos de borda podem ser encontrados a 200 metros borda adentro (TEMPLE; CARE, 1988), e muitas vezes chegando a 600 metros (WILCOVE et al., 1986). Entretanto, Primack e Rodrigues (2001) afirmam que os principais efeitos de borda começariam a afetar 35 metros de adentro. Quando a fragmentação é intensa as matas vão ficando cada vez menores e mais irregulares, o que faz com que o efeito borda tome maior porção no fragmento

(RIES; SISK, 2004). Assim, as espécies que estão adaptadas ao interior dos fragmentos e dependem desses ambientes para sobrevivência, perdem seus habitats devido ao aumento do efeito borda (STEVENS; HUSBAND, 1998).

Quanto mais os ecossistemas são fragmentados e perturbados, mais complicados são os desafios para conservação da biodiversidade, sendo que a perda da biodiversidade local é o maior problema causado pela fragmentação (VIANA, 1995). Na maioria das vezes, a abundância de muitos grupos é expressivamente diminuída ou alterada nos ecossistemas (BIERREGAARD et al., 2001). Porém, algumas espécies acabam por ser favorecidas entre meio as circunstâncias ou sequer são afetadas. Essas espécies que possuem sucesso nesses locais, geralmente são especializadas em viver entre dois tipos de habitat. Portanto, mesmo que a fragmentação acarrete perda da biodiversidade regional, algumas espécies terminam se tornando abundantes após as matas contínuas serem fracionadas (DEBINSKI; HOLT, 2000).

Para manejo e conservação dessas áreas fragmentadas, vários estudos são realizados colaborando com informações importantes sobre esses locais que possuem antigo histórico de perturbação. Nesses estudos, muitas vezes são usados grupos de animais como modelos ecológicos, entre eles se destacam os insetos (MCGEOCH, 1998). Sendo muito importante descobrir e utilizar os grupos de insetos mais eficientes (ZOGRAFOU et al., 2009). E entre toda diversidade da classe Insecta, diversos estudos apontam as borboletas como excelentes indicadoras de alterações ambientais, destacando-se sua eficácia para utilização nos estudos de monitoramento de mudanças nos ecossistemas (BONEBRAKE et al., 2010; BROWN JR, 1997, PYWELL et al., 2004, SOGA et al., 2015; VAN SWAAY et al., 2006).

As borboletas e mariposas juntas somam aproximadamente 180.000 espécies descritas (LAMAS, 2008). Na região Neotropical apenas as borboletas somam quase 8.000 espécies (LAMAS, 2004), ocorrendo cerca de 3.280 no Brasil e 2.200 na Floresta Atlântica (BROWN JR; FREITAS, 1999). As borboletas pertencem a ordem Lepidoptera (subordem Rhopalocera), possuem hábitos diurnos e crepusculares, estando distribuídas em seis famílias: HesperIIDae, Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae e Nymphalidae (WAHLBERG et al., 2005). São distribuídas em duas guildas conforme seus hábitos alimentares da fase adulta (DEVRIES, 1987): As nectarívoras se alimentam de néctar, esse grupo compete às famílias de Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae, HesperIIDae e as subfamílias de Nymphalidae: Libytheinae, Danaeinae, Heliconiinae, Limenitidinae, Apaturinae e Nymphalinae (exceto tribo Coeini) (WAHLBERG et al., 2009). As frugívoras, que adquirem grande porção de seus alimentos seiva de plantas e também de frutas em decomposição, são constituídas na região neotropical representando maior parte pela família Nymphalidae, e pelas subfamílias Satyrinae,

Brassolinae, Morphinae, Charaxinae e Biblidinae), e pela tribo Coeini (Nymphalinae) (FREITAS; BROWN JR, 2004). As borboletas são frequentemente usadas em muitos estudos por serem consideradas ótimos bioindicadores, destacando-se por apresentarem ciclo de vida curto, serem insetos grandes e coloridos, e ademais, possuem taxonomia bem conhecida. Essas características tornam as borboletas um grupo considerado ótimo modelo ambiental em estudos (BROWN JR, 1991; KREMEN, 1992; DEVRIES et al., 1997; FREITAS et al., 2003).

A fragmentação afeta diretamente o grupo das borboletas, diminuindo seus habitats naturais e interferindo na qualidade dos mesmos, além de distanciar esses ambientes em que vivem. A fragmentação transforma a paisagem em um grande mosaico diferentes habitats, essa diversificação de ambientes diminui o número de espécies clímax e causa perda da diversidade genética, em contrapartida, eleva a diversidade total, aumentando as espécies em fases sucessionais iniciais (BROWN JR, 1991). Ainda, apesar da fragmentação perturbar a população de borboletas, algumas espécies se mostram mais adaptadas sobre os efeitos da fragmentação (LEWIS, 2001), apresentando grupos que conseguem permanecer até mesmo em matas urbanas (BROWN JR; FREITAS, 2002).

Atualmente, é indispensável a conservação da biodiversidade que ainda resta, tendo em vista que, habitam nesses ecossistemas espécies essenciais para o equilíbrio e sustentabilidade no ambiente (BURTON et al., 1992). Dessa forma, para promover a conservação da biodiversidade remanescente é primordial o manejo dos fragmentos e animais, garantindo assim a necessária conservação da mata atlântica. Porém, existem diversas barreiras que dificultam os métodos de conservação desse bioma, levando em conta a grande interferência humana nos ambientes naturais e a difícil relação dos setores sociais e econômicos, sendo que existe pouco entendimento em relação aos ecossistemas (PINTO et al., 2006).

Dentro deste contexto, o objetivo geral foi analisar como a intensa fragmentação da Mata Atlântica, que ocorre na área de estudo (Nova Resende-MG), afeta a riqueza, abundância e estrutura da assembleia de borboletas, assim também como nas guildas alimentares.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BIERREGAARD JR, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical forest fragment. A prospective comparison of fragments and continuous forest. **Bioscience**, v.42, n.11, p.859-866, 1992.

BIERREGAARD JR, R. O.; LAURANCE, W. F.; SITES JR, J. W.; LYNAM, A. J.; DIDHAM, R. K.; ANDERSEN, M.; GASCON, C.; TOCHER, M. D.; SMITH, A. P.; VIANA, V. M.; LOVEJOY, T. M.; SIEVING, K. E.; KRAMER, E. A.; RESTREPO, C.; MORITZ, E. C. Key priorities for the study of fragmented tropical ecosystems. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR, R. O. (eds). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, Chicago, 1997. p.515-525.

BIERREGAARD JR, R. O.; LAURANCE, W. F.; GASCON, C.; BENITEZ-MALVIDO, J.; FEARNSIDE, P. M.; FONSECA, C. R.; GANADE, G.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MORI, S.; OLIVEIRA, M.; RANKIN-DE MÉRONA, J.; SCARIOT, A.; SPIRONELLO, W.; WILLIAMSON, B. Principles of forest fragmentation and conservation in the Amazon. In: BIERREGAARD, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. (eds). **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale University Press, New Haven. 2001. p.371-385.

BONEBRAKE, T. C.; PONISIO, L. C.; BOGGS, C. L.; EHRLICH, P. R. More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. **Biological Conservation**, v.143, n.8, p.1831-1841, 2010.

BROWN JR, K. S. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: COLLINS, N. M.; THOMAS, J. A., (eds). **The Conservation of Insects and their Habitats**. Academic Press, London, 1991. Cap.15. p.349-404.

BROWN JR, K. S. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, v.1, n.1, p.25-42, 1997.

BROWN JR, K.S.; FREITAS, A. V. L. Lepidoptera. Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. In: BRANDÃO, C. R. F.; ANCELLO, E. M. (eds). **Invertebrados terrestres**. Fapesp, São Paulo, 1999. p.225–243.

BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: structure, instability, environmental correlates, and conservation. **Journal of Insect Conservation**, v.6, n.4, p.217–231, 2002.

BURTON, P. J.; BALISKY, A. C.; COWARD, L. P.; CUMMING, S. G.; KNEESHAW, D. D. The value of managing for biodiversity. **The Forest Chronicle**, v.68, n.2, p.225-237, 1992.

CÂMARA, I. G. Brief history of conservation in the Atlantic forest. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington. D. C. 2003. p.31-42.

CASTELLON, T. D.; SIEVING, K. E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v.20, n.1, p.135-145, 2005.

CHETKIEWICZ, C. L. B.; ST. CLAIR, C. C.; BOYCE, M. S. Corridors for conservation: integrating pattern and process. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.37, p.317-342, 2006.

D'EON, R. G.; GLENN, S. M.; PARFITT, I.; FORTIN, M. J. Landscape Connectivity as a Function of Scale and Organism Vagility in a Real Forested Landscape. **Conservation Ecology**, v.6, n.1, p.1-10, 2002.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, v.14, n.2, p.342-355, 2000.

DEVRIES, P. J. **The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, and Nymphalidae**. Princeton: Princeton University Press, 1987. 327p.

DEVRIES, P. J.; MURRAY, D.; LANDE, R. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.62, n.3, p.343-364, 1997.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics. The ecology of landscapes and regions**. Cambridge University Press, 1995. p.217.

FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN, K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (orgs). **Métodos de estudo em Biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. UFPR, Curitiba, p.125-151, 2003.

FREITAS, A. V. L.; BROWN JR, K. S. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). **Systems biology**, v.53, n.3, p.363-383, 2004.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo. 2001.

GALETTI, M.; FERNANDEZ, J. C. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology** v.35, n.2, p.294-301, 1998.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspots status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D. C. 2003. p.3-11.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STTOUFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, E. S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v.91, n.2, p.223-229, 1999.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; DA FONSECA, G. A. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v.288, n.5470, p.1356-1358, 2000.

HERINGER, H.; MONTENEGRO, M. M. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA/ SBF. 2000. 40p.

KAPOS, V. Effect of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Jour. Pro. Ecol.** v.5, n.2, p.173-185, 1989.

KREMEN, C. Assessing the Indicator Properties of Species Assemblages for Natural Areas Monitoring. **Ecological Applications**, v.2, n.2, p.203-217, 1992.

LAMAS, G. Checklist: Part 4A. Hesperioidea – Papilionoidea. In: HEPPNER, J. B. (ed). **Atlas of Neotropical Lepidoptera**. Association for Tropical Lepidoptera, Gainesville, 2004. 439p.

LAMAS, G. La sistemática sobre mariposas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) en el mundo: estado actual y perspectivas futuras. In: BOUSQUETS, J. L.; LANTERI, A., (ed). **Contribuciones taxonómicas en órdenes de insectos hiperdiversos**. 2008. p.57-70.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, v.57, n.2, p.205-219, 1991.

LEWIS, O. T. Effect of experimental selective logging on tropical butterflies. **Conservation Biology**, v.15, n.2, p.389-400, 2001.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (ed). **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA. 1986. p.257-285.

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**. v.73, n.2, p.181-201, 1998.

MCINTYRE, S.; BARRET, E. G. W. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. **Conservation Biology**, v.6, n.1, p.146-147, 1992.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, n.6772, p.853-845, 2000.

PINTO, L. P. S.; BEDE, L. C.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A. P.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S. (orgs). **Biologia da conservação: essências**. RiMa, São Carlos, Brasil, p.91-118. 2006.

PRESTON, F. W. The canonical distribution of commonness and rarity: part I. **Ecology**, v.43, n.2, p.185-215; part II. v.43, n.2, p.410-433, 1962.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Midiograf, 2001. 312p.

PYWELL, R. F.; WARMAN, E. A.; SPARKS, T. H.; GREATORIX-DAVIES, J. N.; WALKER, K. J.; MEEK, W. R.; CARVELL, C.; PETIT, S.; FIRBANK, L. G. Assessing habitat quality for butterflies on intensively managed arable farmland. **Biological Conservation**, v.118, n.3, p.313-325, 2004.

RESTREPO, C.; GOMEZ, N. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a Neotropical montane Forest. **Ecological Applications**, v.8, n.1, p.170-183, 1999.

RIES, L.; SISK, D. T. A predictive model of edge effects. **Ecology**, v.85, n.11, p.2917-2926, 2004.

SIMBERLOFF, D. S.; ABELE, L. G. Island biogeography theory and conservation practice. **Science**, n.191, v.4224, 285-286, 1976.

SOGA, M.; KAWAHARA, T.; FUKUYAMA, K.; SAYAMA, K.; KATO, T.; SHIMOMURA, M.; ITOH, T.; YOSHIDA, T.; OZAKI, K. Landscape versus local factors shaping butterfly communities in fragmented landscapes: Does host plant diversity matter? **Journal of Insect Conservation**, v.19, p.781-790, 2015.

STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Conservation Biology**, v.85, n.1-2, p.1-8, 1998.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v.13, n.7, p.1419-1425, 2004.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.132-138, 2005.

TEMPLE, S. A.; CARY, J. R. Modeling dynamics of as an edge effect in habitat islands: experimental evidence habitat-interior Bird populations in fragmented landscapes. **Ecology**, v.69, p.544-547, 1988.

VAN SWAAY, C. A. M.; WARREN, M.; LOIS, G. Biotope use and trends of European butterflies. **Journal of Insect Conservation**, v.10, n.2, p.189-209, 2006.

VIANA, V. M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensamente cultivadas. In: **Abordagens interdisciplinares para a Conservação da Biodiversidade e Dinâmica do Uso da Terra no Novo Mundo**. Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/University of Florida, 1995. p.135-154.

WAHLBERG, N.; BRABY, M. F.; BROWER, A. V. Z.; JONG, R.; LEE, M. M.; NYLIN, S.; PIERCE, N. E.; SPERLING, F. A. H.; VILA, R.; WARREN, A. D.; ZAKHAROV, E. Synergistic effects of combining morphological and molecular data in resolving the phylogeny of butterflies and skippers. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v.272, n.1572, p.1577-1586, 2005.

WAHLBERG, N.; LENEVEU, J.; KODANDARAMAIAH, U.; PEÑA, C.; NYLIN, S.; FREITAS, A. V. L.; BROWER, A. V. Z. Nymphalid butterflies diversity following near demise at the Cretaceous/Tertiary boundary. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v.276, n.1677, p.4295-4302, 2009.

WILCOVE, D. S.; MCLENNA, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. (ed). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer, Sunderland, MA, USA, 1986. p.237-56.

ZOGRAFOU, K.; SFENTHOURAKIS, S.; PULLIN, A.; KATI, V. On the surrogate value of red-listed butterflies for butterflies and grasshoppers: a case study in Grammos site of Natura 2000, Greece. **Journal of Insect Conservation**, v.13, n.5, p.505-514, 2009.

CAPÍTULO 1

O TAMANHO DO FRAGMENTO INFLUENCIA NA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE BORBOLETAS?

ABSTRACT: Butterflies are considered sensible organisms to alterations in their habitats. This study had the objective of analyzing how the size of the fragments influences the assembly of butterflies in a region of the Atlantic Forest in the municipality of Nova Resende (MG/Brazil). Sampling was performed in three fragments (P-9ha, M-42ha, and G-140ha), through the use of two sampling methods (Van-Someren Rydon traps and active search with entomological net). A total of 1119 butterfly specimens belonging to 127 species were collected. Among those recorded, Nymphalidae was the most diverse, with 88 species. Species of *Colobura Dirce* (Linnaeus, 1758), *Fountainea ryphea* (Cramer, 1775) (indicator of a disturbed environment), *Opoptera syme* (Hübner, 1821), and *Eurema albula* (Cramer, 1775) (indicator of a disturbed environment) were more abundant. Occurrences of *Charonias theano* (Boisduval, 1836) species was also recorded, which is threatened by extinction. When fragments were considered, they differed in diversity, with P and M fragments presenting higher abundance and smaller richness, while fragment G presented more richness and smaller abundance. Data shows that those fragments have a considerable diversity, with size and fragment shape influencing their diversity. Thus, it is necessary to keep longer fragments of circular shapes in order to avoid the border effect, revealing the importance of such fragments that can host threatened species.

KEYWORDS. Lepidoptera, Atlantic Forest, fragments, biodiversity.

RESUMO: As borboletas são consideradas organismos sensíveis às alterações em seus habitats. O objetivo do presente estudo foi analisar se o tamanho dos fragmentos influencia na assembleia de borboletas em uma região da Mata Atlântica no município de Nova Resende (MG). As coletadas foram realizadas em três fragmentos (P-9ha, M-42ha e G-140ha), utilizando-se dois métodos de amostragem (armadilhas Van-Someren Rydon e busca ativa com Puçá). No total, foram coletados 1.119 exemplares de borboletas pertencentes a 128 espécies. Entre as famílias registradas, Nymphalidae foi a mais diversa com 88 espécies. As espécies *Colobura dirce* (Linnaeus, 1758), *Fountainea ryphea* (Cramer, 1775) (indicadoras de ambiente perturbado), *Opoptera syme* (Hübner, 1821) e *Eurema albula* (Cramer, 1775) (indicadora de ambiente perturbado) apresentaram maior abundância. Também foi registrada a ocorrência de *Charonias theano* (Boisduval, 1836), a qual está ameaçada de extinção. Considerando os fragmentos, estes diferiram em sua diversidade, sendo que os fragmentos P e M apresentaram maiores abundâncias e menores riquezas, enquanto que o fragmento G apresentou maior riqueza e menor abundância. Os dados mostram que os fragmentos possuem uma diversidade considerável, e o tamanho e formato do fragmento influencia na diversidade. Portanto, é necessário manter fragmentos maiores e de formato circulares para evitar o efeito borda, revelando a importância de fragmentos que podem abrigar espécies ameaçadas.

PALAVRAS-CHAVE. Lepidoptera, Mata Atlântica, fragmentos, biodiversidade.

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação de paisagem e perda de habitat tem contribuído grandemente para redução da biodiversidade. A intensa ação antrópica nos ecossistemas naturais tem modificado a estrutura da cobertura vegetal contínua em fragmentos naturais, os quais muitas vezes são pequenos, isolados e rodeados por matrizes antropizadas. De acordo com Whitmore (1997), esse processo ocorre devido ao acelerado crescimento populacional e, conseqüentemente, uso desordenado dos recursos naturais. Em decorrência disso, muitas espécies chegaram ao nível de desaparecerem localmente, devido terem sofrido intenso decréscimo em suas populações (DIRZO; RAVEN, 2003).

A Mata Atlântica, originalmente considerada como uma das grandes formações vegetacionais pluviais da América do Sul, tem sofrido intensa destruição desde a colonização do Brasil. Esse bioma é composto por uma rica diversidade de fauna e flora, no qual muitas espécies são consideradas ameaçadas pela destruição e transformação de seus ecossistemas naturais em matas menores (RIBEIRO et al., 2009). Considerando o elevado grau da fragmentação dos ambientais nativos, tendo em vista a imensa diversidade de espécies e, ainda, lembrando que muitas são endêmicas do bioma, a Mata Atlântica é considerada um dos mais importantes *hotspots* mundiais, sendo uma área primordial para proteção (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004; TABARELLI et al., 2005).

Com o elevado nível de perturbação antrópica que interfere nos ecossistemas naturais, muitos estudos de monitoramento ambiental são realizados com animais bioindicadores. Devido a sensibilidade a alteração de seu habitat, as borboletas se revelam com grande eficiência nesses estudos. Além disso, Brown Jr e Freitas (1999) apontam que elas são fáceis de serem coletadas, possuem taxonomia bem conhecida, ciclo de vida curto, alta diversidade e de fácil visualização. De acordo com Uehara-Prado et al. (2007) e Brown Jr (1991), as borboletas são um dos grupos mais adequados para avaliação da integridade de ecossistemas.

A comunidade de borboletas é afetada pela destruição de seu ecossistema, a fragmentação altera a estrutura da assembleia, através das alterações nos habitats, influenciando na qualidade e quantidade de fragmentos, além da distância entre estes ambientes naturais (BROWN JR, 1991). Mesmo vários grupos de borboletas apresentando sensibilidade à fragmentação, muitas espécies demonstram adaptação a paisagem fragmentada, conseguindo sobreviver em ambientes alterados (BROWN JR; FREITAS, 2002; LEWIS, 2001), mantendo populações viáveis dentro de pequenos fragmentos (UEHARA-PRADO et al., 2007). New (1997) cita que a fragmentação e destruição de habitats naturais estão entre as principais causas

do declínio das comunidades de borboletas, podendo alterar a diversidade, riqueza e abundância desses insetos (DEVRIES et al., 1997; VEDDELER et al., 2005). Muitas vezes a assembleia de borboletas pode responder a nível de espécie ou mesmo subfamília (UEHARA-PRADO et al., 2007), afetando toda estrutura da comunidade (RIBEIRO et al., 2008).

Assim, o objetivo do presente estudo foi analisar se o tamanho dos fragmentos influencia na assembleia de borboletas em uma região da Mata Atlântica no município de Nova Resende, Minas Gerais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Nova Resende ($21^{\circ}07'57''S$ e $46^{\circ}25'13''W$: altitude: 1184m), região sul do estado de Minas Gerais (FIGURA 1). De acordo com classificação de Köppen (1918), o clima da região é classificado como temperado úmido com inverno seco e verão moderadamente quente – CwA. E de acordo com Thornthwaite (1948), a região possui clima úmido com pequena deficiência hídrica – Mesotérmico - B4rB'2^a (APARECIDO; SOUZA, 2016).



Figura 1 – Localização do município de Nova Resende no sul do estado de Minas Gerais, Brasil. (Fonte: Mapasapp, 2017).



Figura 2 – Localização da área de estudo próximo a cidade de Nova Resende, MG. (Fonte: Goolzoom, 2017)

A área do estudo está inserida no bioma Mata Atlântica, classificada como Ombrófila Densa. A região é caracterizada pela intensa perda de habitat que ocasionou alta fragmentação desse bioma, devido ao forte desenvolvimento da agropecuária na região. A área é formada por sistemas antrópicos: plantações de diversas culturas, pastos com presença de animais, estradas e rodovias, açudes, construções rurais (casas) e a matriz urbana e vários fragmentos de mata secundária. Esse sistema antrópico transformou as grandes matas originais em fragmentos isolados distribuídos pela paisagem que se assemelha a um mosaico (FIGURA 2).

Entre os fragmentos que compõem a paisagem, três fragmentos de tamanhos distintos foram escolhidos para este estudo, todos considerados mata secundária. O fragmento P possui aproximadamente 9 ha e devido seu tamanho e formato, o mesmo possui grande interferência das condições de borda (p. ex., maior incidência de luz e vento), dando aspecto de mata mais aberta. No seu entorno existem culturas perenes, como café, e anuais, como feijão e milho, e também pasto. O fragmento M possui cerca de 42 ha e é o mais distante do centro urbano. Esta condição faz com que o fluxo de pessoas próximo a ele seja menor. Seu entorno também é ocupado por culturas, pasto e um açude. Este possui uma relação maior com efeito borda devido principalmente seu formato. Por fim, o fragmento G com aproximadamente 140 ha e o mais próximo da cidade, possuindo grande interferência de pessoas. Devido ao seu tamanho e

formato, o efeito de borda é menor neste fragmento, este possui ao seu redor pasto e cultura de café. A distância entre os fragmentos é de 1.70 km (fragmentos P-G), 1.80 km (fragmentos M-G) e 2.87 km (Fragmentos P-M).

2.2. Delineamento amostral

De acordo com Brown Jr (1992), os melhores meses para coleta são entre novembro e maio. Dessa forma, o período de coleta desse estudo estendeu-se de fevereiro a maio de 2016. E o esforço amostral para as armadilhas foi calculado multiplicando-se o número de armadilhas pelas 10 horas por dia de amostragem. De acordo com Silva et al. (2013), esse é o período em que supostamente as borboletas realizam suas atividades. E o esforço com rede entomológica se obteve considerando a soma do tempo de captura em campo.

Para uma amostragem completa foram utilizados dois métodos de coleta: método com armadilhas Van-Someren Rydon, que se restringe a captura de borboletas frugívoras. E busca ativa com Puçá (rede entomológica), que segundo Freitas et al. (2003), privilegia a captura para grupos de borboletas nectarívoras.

Em cada fragmento foram dispostas 5 armadilhas, ao longo de uma trilha adentro da mata, colocadas na vegetação a 1,5m do solo, respeitando 50m borda adentro e 20m entre cada armadilha, totalizando 15 armadilhas no total das três áreas. As armadilhas eram iscadas com banana fermentada com caldo de cana por 24 horas de antecedência. Essas eram visitadas para coleta das espécies capturadas a cada 48 horas (em alguns casos 72h por inviabilidade do tempo, como chuva), sendo a isca trocada a cada visita para manter sua atratividade. Ainda, a coleta de busca ativa utilizando rede entomológica foi realizada por 2 horas de coleta por semana em cada fragmento. As capturas eram feitas através das trilhas aleatórias dispostas nas matas, sempre do período entre 9h à 16h, horário de maior atividade de borboletas. Nas coletas um indivíduo experiente circulava pelas trilhas lentamente e atenciosamente procurando por espécies e capturando do nível do chão até 3 metros de altura (máximo que atingia a rede entomológica).

Os indivíduos capturados eram sacrificados em câmara mortífera, com posterior montagem e fixação em caixa entomológica. A identificação foi feita utilizando a bibliografia Uehara-Prado (2003) e Warren (2013) a nomenclatura seguiu Lamas (2004). Algumas espécies eram registradas, fotografadas em campo e soltas para não sacrificar muitos indivíduos, isso quando havia certeza de sua identificação, sendo realizada em sua asa posterior uma marcação

de cada fragmento, para não haver superestimação da espécie. Todas as espécies tiveram posteriormente sua identificação revisada por especialista. O material foi doado para ser tombado na coleção de borboletas no Departamento de Biologia Animal da UNICAMP – Campinas/SP.

2.3. Análise de dados

Para a análise dos dados utilizou-se os Índices de diversidade de Shannon (H), de dominância de Simpson (D), Equitabilidade de Pielou (E), Estimador de riqueza de Jackknife 1, Curva de acumulação de espécies (realizada com 95% de confiança), Análise de rarefação (realizada com 95% de confiança), Análise de correspondência simples e Análise de Cluster (calculada através do índice de Bray-Curtis através do método de grupos pareados (*Paired group*)). O *software* utilizado foi o Past 2.17 (HAMMER; HARPER, 2003).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período de coleta, totalizando 6.684 horas esforço amostral, foram coletados 1.119 indivíduos pertencentes 128 espécies, e esses distribuídos nos três fragmentos de estudo (TABELA 1 e APÊNDICE).

Tabela 1 – Abundância das famílias de borboletas nos três fragmentos de estudo e na área total.

| | Riqueza de espécies | | | | Abundância de indivíduos | | | |
|--------------|---------------------|----|----|-------|--------------------------|-----|-----|-------|
| | P | M | G | Total | P | M | G | Total |
| Nymphalidae | 63 | 53 | 59 | 88 | 314 | 406 | 257 | 977 |
| Hesperiidae | 2 | 5 | 11 | 15 | 2 | 6 | 14 | 22 |
| Riodinidae | 0 | 3 | 6 | 8 | 0 | 4 | 21 | 25 |
| Lycaenidae | 1 | 1 | 4 | 6 | 1 | 1 | 7 | 9 |
| Pieridae | 5 | 7 | 2 | 8 | 26 | 38 | 15 | 79 |
| Papilionidae | 3 | 1 | 0 | 3 | 6 | 1 | 0 | 7 |
| Total | 74 | 70 | 82 | 128 | 349 | 456 | 314 | 1119 |

Em relação à abundância na área total, a maioria dos indivíduos pertenceram a família Nymphalidae (N=977, 87,31%), seguido por Pieridae (N=79, 7,05%), Riodinidae (N=25, 2,23%), Hesperidae (N=22, 1,96%), Lycaenidae (N=9, 0,80%) e Papilionidae (N=7, 0,62%) (TABELA 1). A família Nymphalidae foi também a mais representada considerando cada fragmento amostrado, tanto em riqueza quanto em abundância. Assim como nos estudos de Morais et al. (2012), Giovenardi et al. (2008), Silva et al. (2007), Andrade e Teixeira (no prelo), todos em fragmentos de Mata Atlântica, e também no estudo de Carvalho et al. (2015), no bioma Pampa. Segundo Lamas (2008), os ninfalídeos são muito diversos e representam uma das famílias de maior sucesso populacional, devido sua representatividade, possuindo alta diversidade de hábitos e morfologia (BROWN JR; FREITAS, 1999; LAMAS, 2004). Apesar desta alta representatividade, Paz et al. (2008) e Francini (2011) apontam que a ampliação do esforço amostral pode aumentar a representatividade de outras famílias que possuem indivíduos pequenos e de voos rápidos que foram subestimadas. Como as famílias Hesperidae e Lycaenidae, quando mais amostradas podem mudar a estrutura da assembleia de borboletas da área estudada (PALUCH et al., 2011).

Tabela 2 – Abundância e riqueza das subfamílias da família Nymphalidae nos três fragmentos e na área total.

| Nymphalidae | Riqueza de espécies | | | | Abundância de indivíduos | | | |
|---------------|---------------------|----|----|-------|--------------------------|-----|----|-------|
| | P | M | G | Total | P | M | G | Total |
| Biblidinae | 11 | 8 | 8 | 13 | 31 | 35 | 46 | 112 |
| Chaxarinae | 7 | 8 | 7 | 9 | 61 | 93 | 56 | 210 |
| Heliconiinae | 5 | 5 | 4 | 8 | 17 | 25 | 12 | 54 |
| Ithomiinae | 10 | 6 | 7 | 11 | 62 | 45 | 9 | 116 |
| Limenitidinae | 1 | 1 | 3 | 3 | 6 | 1 | 4 | 11 |
| Nymphalinae | 6 | 7 | 5 | 10 | 50 | 125 | 38 | 213 |
| Satyrinae | 23 | 18 | 25 | 34 | 87 | 82 | 92 | 261 |

Entre as subfamílias de Nymphalidae, Satyrinae, Charaxinae e Nymphalinae foram as que apresentaram maiores abundância (TABELA 2). DeVries (1997) relatou Charaxinae e Nymphalinae como mais abundantes em seu estudo numa floresta tropical no Equador. No fragmento M, a subfamília mais abundante foi Nymphalinae, diferindo do resultado de Pettirossi (2009) e Uehara-Prado (2007), como uma das subfamílias menos abundantes. Já, nos fragmentos P e G a subfamília mais representativa foi Satyrinae, como também reportado por

Silva et al. (2012). Segundo Brown Jr e Freitas (2000), as espécies de Nymphalinae indicam perturbação ambiental. Espécies de Chaxarinae apresentam favorecimento em relação à fragmentação ambiental (UEHARA-PRADO, 2003), sendo que muitas delas se alimentam de vegetação de borda de mata, como cróton, as quais são beneficiadas pela fragmentação (UEHARA-PRADO et al., 2007).

Já, no que se refere à riqueza, a subfamília com maior número de espécies foi Satyrinae, em toda área de estudo e também nos três fragmentos. Assim, como os estudos de Uehara-Prado et al. (2005) e Silva et al. (2012), que também relatam esta subfamília como a mais rica em espécies. Satyrinae representa mais da metade de todas as espécies da família Nymphalidae, com toda sua diversidade, biologia e distribuição (PEÑA; WAHLBERG, 2008), é também, um grupo de sucesso na região neotropical (D'ABRERA, 1988). Os satiríneos foram mais encontrados nas bordas dos fragmentos, nas trilhas e nas clareiras, assim como Silva et al. (2013) registrou em seu estudo. De acordo com estes autores, essas condições ajudam na manutenção dessa subfamília nos fragmentos.

Considerando as demais famílias registradas, Pieridae foi a segunda mais abundante. Papilionidae foi uma família de poucas capturas em toda área. Lycaenidae, Hesperidae e Riodinidae também foram menos frequentes. Hesperidae é uma família muito rica, ou até mesmo dominante na maioria dos estudos bem amostrados (MIELKE, 1995; MORAIS et al., 2007; FRANCINI et al., 2011). No estudo de Ritter et al. (2011), as famílias mais abundantes foram, respectivamente, Nymphalidae, Pieridae, Hesperidae, Lycaenidae, Riodinidae e Papilionidae. Schmid e Périco (2015), descreveram Papilionidae, Lycaenidae e Riodinidae, respectivamente, como menos abundantes em sua pesquisa. Segundo Brown Jr (1992) e Brown Jr e Freitas (1999), Hesperidae, Lycaenidae e Riodinidae são famílias muito diversas, porém, possuem voo rápido e em sua maioria são espécies pequenas, o que dificulta a captura, já as famílias Nymphalidae, Pieridae e Papilionidae possuem indivíduos maiores e de amostragem mais simples. Conforme Casagrande et al. (2012), muitas espécies das famílias Hesperidae (Pyrginae: Pyrgini e Hesperinae), Lycaenidae, Riodinidae (Riodininae: Nymphidiini) e Nymphalidae (Satyrinae: Satyrini) estão associadas a vegetação de porte baixo incluindo herbáceas e gramíneas/ciperáceas, algo comum nos fragmentos estudados, principalmente próximo a borda.

Durante a amostragem, as espécies que apresentaram grande representatividade foram *Colobura dirce* (157), *Fountainea ryphea* (102), *Opoptera syme* (45) e *Eurema albula* (40). *C. dirce* e *F. ryphea* pertencem, respectivamente, as subfamílias citadas anteriormente Nymphalidae e Charaxinae bioindicadoras de ambiente alterado (UEHARA-PRADO, 2003).

Silva et al. (2012), analisando uma área urbana de Belo Horizonte (MG), registrou *C. dirce* e *F. ryphea* como pouco frequentes (ambas com 13 indivíduos), diferindo do presente estudo. De acordo com estes autores, *C. dirce* está relacionada com ambiente antropizado ou secundário. *Opoptera syme* foi a quarta espécie mais abundante, pertencente a subfamília Satyrinae a mais diversa neste estudo. *Eurema albula* foi a quarta espécie mais abundante, esta é considerada uma espécie que continua nos ambientes, mesmo quando esses sofrem grande perturbação (BROWN JR, 1992; RAIMUNDO, 2003). Representante da família Pieridae, segunda mais frequente, pierídeos são indivíduos abundantes em áreas abertas e muitas espécies são relacionadas à ambientes antrópicos (BROWN JR; FREITAS, 1999; OWEN, 1971).

Ainda, este estudo traz uma espécie em situação de ameaça de extinção: *Charonias theano* (Heliconiinae) (BOISDUVAL, 1836) (CASAGRANDE et al., 1998). Esta espécie apresentou abundância de três indivíduos capturada no fragmento M. No estudo de Freitas et al. (2011), os autores evidenciam uma atenção especial para *C. theano*, pois suas populações estão desaparecendo ou em declínio e as populações encontradas possuem poucos indivíduos. A flutuação da abundância nessa espécie pode estar relacionada com disponibilidade de plantas hospedeiras (BRABY; NISHIDA, 2010). *C. theano*, provavelmente, está sofrendo com a alteração antrópica (CASAGRANDE; MIELKE, 2008). E seu aparecimento em uma mata de poucos hectares (42ha) traz a importância de preservar esses pequenos fragmentos entremio ao sistema antrópico.

Sobre a diversidade, o fragmento M demonstrou maior abundância e menor riqueza, já o fragmento P apresentou maior número de espécie enquanto diminuiu sua abundância. Em contrapartida, o fragmento G revelou menor abundância entre os três fragmentos, porém, maior riqueza de espécies. Os três fragmentos da área de estudo apresentaram valores diferentes de riqueza e abundância, podendo notar que a abundância se revelou inversamente proporcional a riqueza. Analisando o estudo de Giovenardi et al. (2008), realizado em dois fragmentos de mata atlântica no sul do Brasil, a riqueza e a abundância também foram inversamente proporcionais. Supostamente, um fragmento que abriga menos espécies pode apresentar maior número de indivíduos, considerando que, existem fatores que corroboraram para o fato, como a falta de competição alimentar, territorialismo e não coincidir nicho ecológico com muitas espécies. Assim, como o ambiente que possui maior número de espécies, presumidamente, terá menor abundância, já que as espécies estarão competindo por vários recursos.

O menor número de espécies presentes nos fragmentos P e M pode estar, supostamente, relacionado com o tamanho menor de ambos, que os desprivilegiam frente o efeito borda. O efeito borda causa maior incidência de luz e vento, aumento da temperatura, redução da

umidade, fatores esses que atingem muitos metros adentro nas matas, causando diversas mudanças no fragmento (KAPOS, 1989; BIERREGAARD JR et al., 1992). De acordo com Williams (1943), fragmentos menores teriam menor número de espécies, assim como áreas maiores teriam elevada diversidade. O que corrobora com o presente estudo, pois se tratando de riqueza os dois fragmentos menores apresentaram menor número de espécies, já o fragmento maior apresentou maior diversidade. Até mesmo o fragmento M, que é relativamente maior, é afetado pelo efeito borda devido seu formato, diferindo do fragmento P por quatro espécies espécie a menos. Segundo Wilcove e Robinson (1990) e Turton e Freiburger (1997), quando mais regular, compacto e circular for o formato do fragmento, maior será a área do seu interior em relação a borda, dessa forma menor parte da floresta sofre com os efeitos de borda. Assim, como as matas compridas e estreitas ou áreas mais recortadas e irregulares possuirão maior borda em relação ao interior do fragmento.

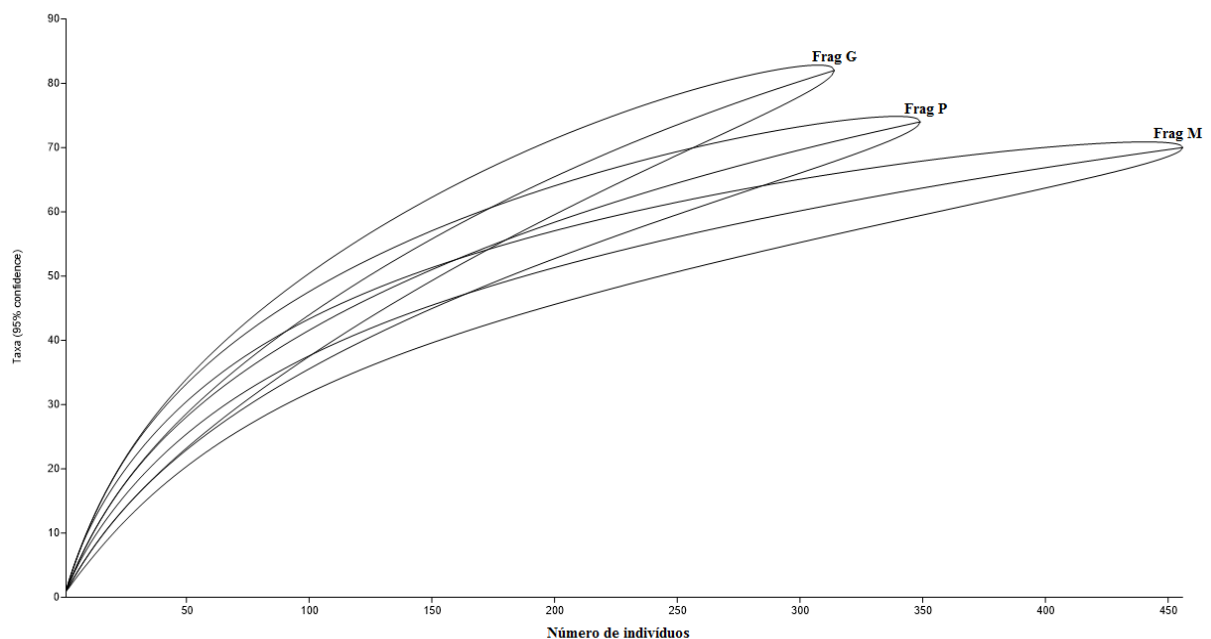


Figura 3 – Análise de rarefação da comunidade de borboletas nos três fragmentos da área de estudo (95% de confiança).

A curva de rarefação mostra a diferença na riqueza e na abundância das espécies entre os fragmentos, destacando a maior abundância do fragmento M, respectivamente, do fragmento P e G. Ainda, revela a maior riqueza do fragmento G, respectivamente, P e M (FIGURA 3).

Tabela 3 – Riqueza de espécies (S), Índice de diversidade de Shannon (H), Índice de dominância de Simpson (D) e Índice de Equitabilidade (E) e Estimador de riqueza de Jackknife 1 nos três fragmentos.

| Índices | Fragmento P | Fragmento M | Fragmento G |
|-------------------------|-------------|-------------|-------------|
| Riqueza de espécies (S) | 74 | 70 | 82 |
| Jackknife 1 | 104 | 99 | 126 |
| Shannon_H | 3,67 | 3,42 | 3,71 |
| Simpson_1-D | 0,96 | 0,93 | 0,95 |
| Equitabilidade_J | 0,85 | 0,80 | 0,84 |

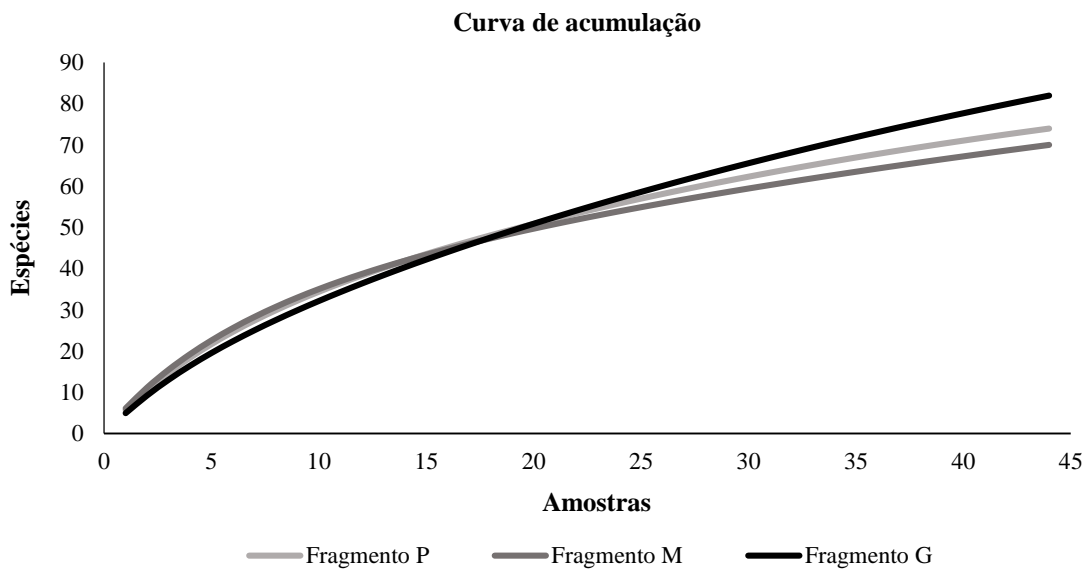


Figura 4 – Curva de acumulação de espécie dos três fragmentos (95% de confiança).

A curva de acumulação de espécies mostra que considerável parte das espécies existentes nos três fragmentos foram amostradas, no entanto, ela ainda tende ao crescimento, indicando que ainda possa existir mais espécies a serem coletadas (FIGURA 4). Da mesma forma, revela o Estimador de riqueza Jackknife 1, indicando para os três fragmentos a possibilidade de mais capturas. No estudo Iserhard et al. (2013), os autores mostram que mesmo um tempo de esforço amostral relativamente maior, a curva cumulativa não atingiu a assíntota, principalmente para as famílias mais representativas. Neste estudo, a curva também mostra que a riqueza de espécie de cada área não apresentaria mudanças se continuasse o esforço amostral, apresentando em maior número de espécie, respectivamente, os fragmentos G, P e M.

No cálculo do índice de Shannon, o fragmento M revelou a menor diversidade, seguida do fragmento P e G (TABELA 3). Schmidt et al. (2012) apontou 2,06 para Shannon em seu estudo em um fragmento pequeno urbano e considerou sua diversidade razoável. De acordo com Magurran (1988), a diversidade dificilmente excede 4,5 em áreas grandes, dessa forma

considerando os dados do índice de Shannon desse estudo, ambos os fragmentos possuem boa diversidade. O índice de dominância de Simpson é derivado de índices heterogêneos que medem os pesos das espécies abundantes mais comuns em uma comunidade (DIAS, 2004). O fragmento M apresentou menor valor, seguido dos fragmentos G e P, que apresentam valores bem próximos, essa estimativa indica maior dominância de espécie em relação a diversidade. Giovenardi et al. (2008) registrou em seu estudo valores de 0,028 e 0,0322, em fragmentos de 35ha e 50ha, respectivamente. O índice de equitabilidade foi menor no fragmento M, seguido dos fragmentos G e P, em ambos o índice foi alto, indicando que a abundância é distribuída de forma heterogênea nas espécies. Assim, como no estudo de Furlanetti (2010), que apresentou valores menores, porém próximos deste estudo: 0,799 (fragmento), 0,793 (restauração) e 0,678 (pasto).

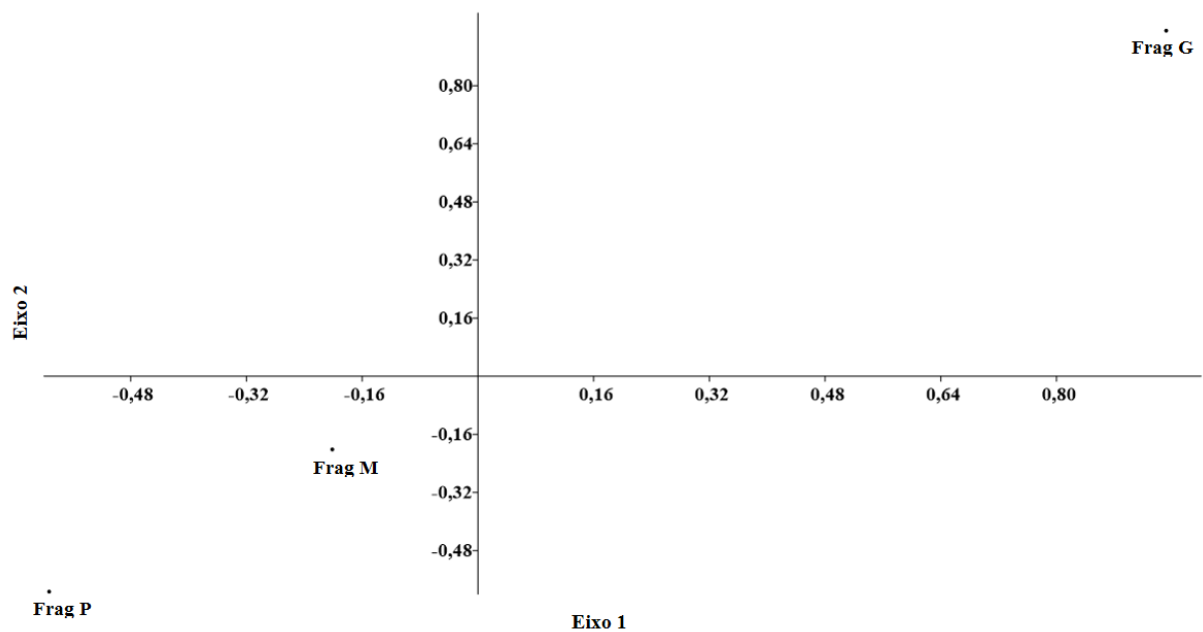


Figura 5 – Análise de correspondência para a comunidade de borboletas nos três fragmentos de estudo (com base em dados de abundância das espécies).

A análise de correspondência apresenta os fragmentos P e M com características mais semelhantes na estrutura das espécies, já o fragmento G se distancia mais de ambos (FIGURA 5).

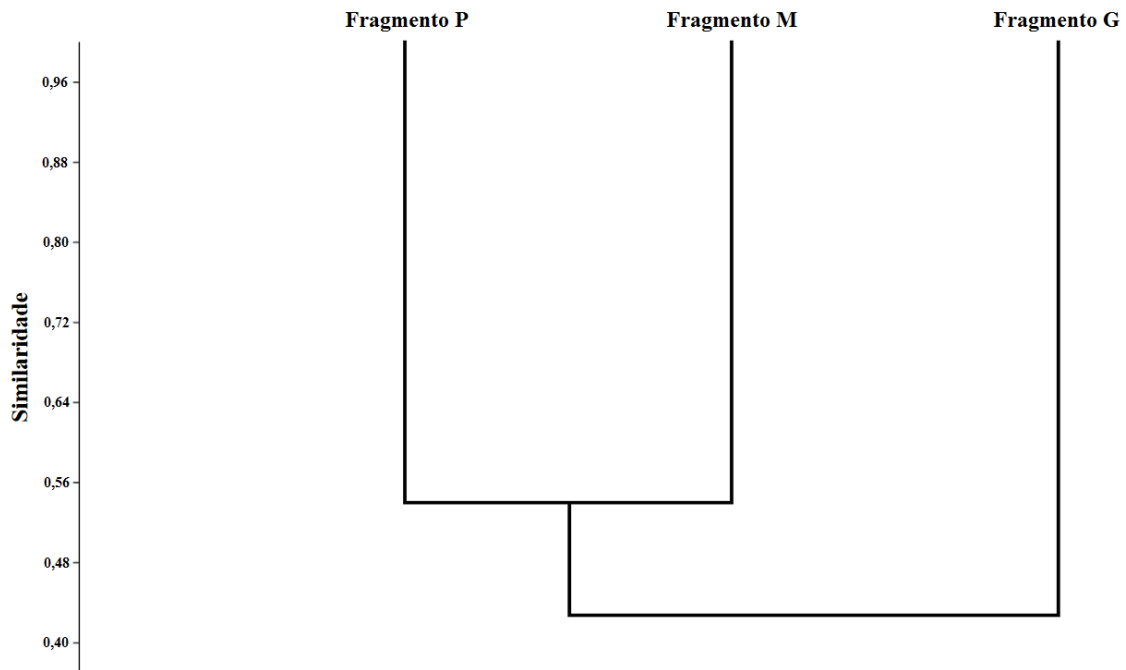


Figura 6 – Dendrograma da Análise de cluster, por distância de Bray-Curtis, (correlação cofenética = 0,8038), entre os três fragmentos.

O dendrograma, da mesma forma, aponta a formação de um grupo constituído pelos fragmentos P e M, no qual o fragmento G se separa destes (FIGURA 6). Evidenciando a existência de uma diferença entre o fragmento G para com o os fragmentos P e M na composição de espécies. Fatores que podem ter colaborado na similaridade de espécies pode sido a maior riqueza revelada pelo fragmento G, assim como a riqueza aproximadamente igual dos fragmentos P e M. Sendo que os dois últimos possuem características semelhantes como menor tamanho e maior influência dos efeitos de borda.

Devida tanta inferência que os efeitos da fragmentação causam nos ecossistemas, supostamente, a mesma está relacionada com a variação do número de espécies entre os fragmentos e, conseqüentemente, uma variação na diversidade entre os ambientes e na composição de espécies. Assim, como relata Uehara-Prado et al. (2005), a fragmentação afeta muitos grupos de insetos, inclusive a comunidade de borboletas. Iserhard e Romanowski (2004) sugerem que para a conservação de áreas de preservação e seu entorno é aconselhável direcionar os esforços nas espécies de borboletas indicadoras ou raras, pois estes locais podem ser importantes para a conservação, por manter populações destas espécies.

A área de estudo apresenta indicadores de perturbação devido a fragmentação, como as subfamílias mais abundantes e espécies bioindicadores de local fragmentado ou perturbado. A

menor riqueza de espécie foi apresentada pelos fragmentos menores, assim como mais afetados pelo efeito de borda devido a fragmentação. Em contrapartida, a riqueza se apresentou inversamente proporcional a abundância, demonstrando que alguns grupos vão se adaptando em seu habitat mesmo perturbado. A presença de espécie ameaçada de extinção mostra a importância dessas matas em meio ao sistema antrópico. Ainda, ambos fragmentos apresentaram uma boa diversidade.

Resquícios de mata pela paisagem mosaico abrigam uma grande diversidade de animais, espécies bioindicadoras e ameaçadas de extinção demonstraram que a conservação é necessária e de extrema urgência na situação de degradação do bioma mata atlântica. Com contínuo desenvolvimento da agropecuária, em contrapartida, minimizando os impactos sobre diversidade, como fragmentos maiores de formato circular para ter menos influência do efeito borda e abrigar maior diversidade. Proporcionando maior equilíbrio nos ecossistemas para a biota entre meio a paisagem considerando todo mosaico.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, A. A.; TEIXEIRA, I. R. V. Diversidade de Lepidoptera em um fragmento florestal em Muzambinho, Minas Gerais. **Ciência Florestal**, 2016, no prelo.

APARECIDO L. E. O.; SOUZA, P. S. **Boletim Climático**. Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Sul de Minas Gerais, n.38. 2016. Disponível em: <http://www.muz.ifsuldeminas.edu.br/attachments/4212_Boletim_Clima_Fevereiro_2016-Pronto.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2017.

BIERREGAARD JR, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical forest fragment. A prospective comparison of fragments and continuous forest. **Bioscience**, v.42, n.11, p.859-866, 1992.

BRABY, M. F.; NISHIDA, K. The immature stages, larval food plants and biology of Neotropical mistletoe butterflies (Lepidoptera: Pieridae). II. The *Catasticta* group (Pierini: Aporiina). **Journal of Natural history**, v.44, n.29-30, p.1831-1928, 2010.

BROWN JR, K. S. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: COLLINS, N. M.; THOMAS, J. A., (eds). **The Conservation of Insects and their Habitats**. Academic Press, London, 1991. Cap.15. p.349-404.

BROWN JR, K. S. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. In: MORELLATO, L. P. (org). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Unicamp/Fapesp, Campinas, 1992. p.142-187.

BROWN JR, K.S.; FREITAS, A. V. L. Lepidoptera. Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. In: BRANDÃO, C. R. F.; ANCELLO, E. M. (eds). **Invertebrados terrestres**. Fapesp, São Paulo, 1999. p.225–243.

BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica**, v.32, n.4b, p.934-956, 2000.

BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. **Journal Insect Conservation**, v.6, n.4, p.217-231, 2002.

CARVALHO, A. P. S.; PIOVESAN, G.; MORAIS, A. B. B. Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) of grassland areas in the Pampa biome, southern Brazil. **Check List**, v.11, n.5, p.1772, 2015.

CASAGRANDE, M. M.; MIELKE, O. H. H.; BROWN JR., K. S. Borboletas (Lepidoptera) ameaçadas de extinção em Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.15, n.1, p.241-259, 1998.

CASAGRANDE, M. M.; MIELKE, O. H. H. Lepidoptera: Capítulo 46 - Charonias theano theano (Boisduval, 1836). In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (orgs). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção**. 1ed. Brasília: Biodiversidade 19, v.I, 2008. p.438-439.

CASAGRANDE, M. M.; DOLIBAINA, D. R.; CARNEIRO, E.; DIAS, F. M. S.; LEITE, L. A. R.; MIELKE, O. H. H. Borboletas (Hesperioidea e Papilionoidea) de Jaguariaíva, Paraná, Brasil: inventário em um enclave de cerrado meridional. **Coletânea de Pesquisa do Parque Estadual de Vila Velha, Cerrado e Guartelá**, p.295-308, 2012.

D'ABRERA, B. **Butterflies of the Neotropical Region. Part V. Nymphalidae & Satyridae**. Hill House, Victoria, 1988. 877p.

DEVRIES, P. J.; MURRAY, D.; LANDE, R. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.62, n.3, p.343–364, 1997.

DIAS, S. C. Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.26, n.4, p.373–379, 2004.

DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, v.28, n.1, p.137-167, 2003.

FRANCINI, R. B.; DUARTE, M.; MIELKE, O. H. H.; CALDAS, A.; FREITAS, A. V. L. Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea and Hesperioidea) of the “Baixada Santista” region, coastal São Paulo, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.55, n.1, p.55-68, 2011.

FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN JR, K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (eds). **Métodos de estudos em biologia e manejo da vida silvestre**. Curitiba: editora da UFPR; Fundação O Boticário, 2003. p.125-151.

FREITAS, A. V. L.; KAMINSKI, L. A.; ISERHARD, C. A.; BARBOSA, E. P.; MARINI FILHO, O. J. The Endangered Butterfly *Charonias theano* (Boisduval) (Lepidoptera: Pieridae): Current Status, Threats and its Rediscovery in the State of São Paulo, Southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, v.40, n.6, p.669-676, 2011.

FURLANETTI, P. R. R. **A comunidade de borboletas frugívoras de áreas em processo de restauração, fragmentos de floresta estacional semidecidual e pastagens**. 62f. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista “Júlio De Mesquita Filho” Faculdade De Ciências Agronômicas, Botucatu, 2010.

GIOVENARDI, R.; DI MARE, R. A.; SPONCHIADO, J.; ROANI, S. H.; JACCOMASSA, A. B. J.; PORN, M. A. Diversidade de Lepidoptera (Papilionoidea e Hesperioidea) em dois fragmentos de floresta no município de Fraderico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.52, n.4, p.599-605, 2008.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. **Past. Paleontological Statistical**. v.1.18., 23: p.2005. 2003.

ISERHARD, C. A.; ROMANOWSKI, H. P. Lista de espécies de borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) da região do vale do rio Maquiné, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.21, n.3, p.649-662, 2004.

ISERHARD, C. A.; BROWN JR., K. S.; FREITAS, A. V. L. Maximized sampling of butterflies to detect temporal changes in tropical communities. **Journal of Insect Conservation**, v.17, n.3, p.615–622, 2013.

KAPOS, V. Effect of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of tropical ecology**, v.5, n.2, p.173-185, 1989.

LAMAS, G. Checklist: Part 4A. Hesperioidea – Papilionoidea. In: HEPPNER, J. B. (ed). **Atlas of Neotropical Lepidoptera**. Association for Tropical Lepidoptera, Gainesville, 2004. 439p.

LAMAS, G. La sistemática sobre mariposas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) en el mundo: estado actual y perspectivas futuras. In: BOUSQUETS, J. L.; LANTERI, A., (ed). **Contribuciones taxonómicas en órdenes de insectos hiperdiversos**. 2008. p.57-70.

LEWIS, O. T. Effect of experimental selective logging on tropical butterflies. **Conservation Biology**, v.15, n.2, p.389-400, 2001.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, New Jersey, EUA, 1988. 179p.

MIELKE, C. G. C. Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) de Curitiba e seus arredores, Paraná, com notas taxonômicas sobre Hesperiiidae. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.11, n.4, p.759-776, 1995.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX Books on Nature Series, Mexico City, 2004.

MORAIS, A. B. B.; ROMANOWSKI, H. P.; ISERHARD, C. A.; MARCHIORI, O.; SEGUI, R. Mariposas del Sur de Sudamerica. **Ciência & Ambiente**, v.35, n.3, p.29-46, 2007.

MORAIS, A. B. B.; LEMES, R.; RITTER, C. D. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de Val de Serra região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v.12, n.2, p.1-9, 2012.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, n.6772, p.853-858, 2000.

NEW, T. R. Are Lepidoptera an effective ‘umbrella group’ for biodiversity conservation? **Journal Insect Conservation**, v.1, n.1, p.5–12, 1997.

OWEN, D. F. **Tropical Butterflies**. The ecology and behaviour of butterflies in the tropics with special reference to African species. Clarendon Press, Oxford, 1971. 214p.

PALUCH, M.; MIELKE, O. H. H.; NOBRE, C. E. B.; CASAGRANDE, M. M.; MELO, D. H. A.; FREITAS, A. V. L. Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) of the Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco, Brazil. **Biota Neotropica**, v.11, n.4, p.229-238, 2011.

PAZ, A. L. G.; ROMANOWSKI, H. P.; MORAIS, A. B. B. Nymphalidae, Papilionoidea e Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) na Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v.8, n.1, p.20–29, 2008.

PEÑA, C.; WAHLBERG, N. Prehistorical climate change increased diversification of a group of butterflies. **Biology Letters**, v.4, n.3, p.274-278, 2008.

PETTIROSSI, N. Riqueza, abundância e composição de espécies de borboletas frugívoras (Lepidoptera, Nymphalidae) da Reserva Florestal Mata de Santa Genebra, Campinas, Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v.25, p.13-29, 2009.

RAIMUNDO, R. L. G.; FREITAS, A. V. L.; COSTA, R. N. S.; OLIVEIRA, J. B. F.; LIMA, A. F.; MELO, A. B.; BROWN, K. S. **Manual de monitoramento ambiental usando borboletas e libélulas. Reserva extrativista do Alto Juruá Marechal Thaumaturgo**. Campinas, CERES/Laboratório de Antropologia e Ambiente, v.1, 2003.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v.142, n.6, p.1141-1153, 2009.

RIBEIRO, D. B.; PRADO, P. I.; BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Additive partitioning of butterfly diversity in a fragment landscape: importance of scale and implications for conservation. **Diversity and Distributions**, v.14, n.6, p.961-968, 2008.

RITTER, C. D.; LEMES, R.; MORAIS, A. B. B. D.; DAMBROS, C. D. S. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.1, p.361-368, 2011.

SCHMIDT, A. A.; PÉRICO, E. Borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea), nas matas ripárias do rio Taquari, Vale do Taquari, Rio Grande do Sul. **Revista Destaques Acadêmicos**, v.7, n.3, p.104-115, 2015.

SCHMIDT, D. G.; COSTA, L. C.; CAMPOS-ELPINO, A.; BARP, E. A. Diversidade de borboletas (Lepidoptera) na borda e no interior de um fragmento de mata, no município de Seara – SC. **Saúde e Meio Ambiente**, v.1, n.2, p.3-15, 2012.

SILVA, A. R. M.; CASTRO, C. O.; MAFIA, P. O.; MENDONÇA, M. O. C.; ALVES, T. C. C.; BEIRÃO, M. V. Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) de uma área urbana (Área de Proteção Especial Manancial Cercadinho) em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. **Biota Neotropica**, v.12, n.3, p.292-297, 2012.

SILVA, A. R. M.; LANDA, G. G.; VITALINO, R. F. Borboletas (Lepidoptera) de um fragmento de mata urbano em Minas Gerais, Brasil. **Lundiana**, v.8, n.2, p.137-142, 2007.

SILVA, J. M.; CUNHA, S. K.; SILVA, E. J. E.; GARCIA, F. R. M. Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) no Horto Botânico Irmão Teodoro Luis, Capão do Leão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas**, v.26, n.1, p.87-95, 2013.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p.734-739, 2005.

TURTON, S. M.; FREIBURGER, H. J. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR, R. O, (eds). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press, Chicago, 1997. p.45-54.

UEHARA-PRADO, M. 2003. **Efeito de fragmentação florestal na guilda de borboletas frugívoras do Planalto Atlântico Paulista**. 144f. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.

UEHARA-PRADO, M.; BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the South Brazilian Atlantic Forest. **Journal of the Lepidopterists' Society**, v.59, n.2, p.96-106, 2005.

UEHARA-PRADO, M.; BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. 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**, v.16, n.1, p.43-54, 2007.

VEDDELER, D.; SCHULZE, C. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; BUCHORI, D.; TSCHARNTKE, T. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. **Biodiversity and Conservation**, v.14, n.14, p.577-3592, 2005.

WARREN, A. D.; DAVIS, K. J.; STANGELAND, E. M.; PELHAM, J. P.& GRISHIN, N. V. **Illustrated Lists of American Butterflies**. 2013. Disponível em: <<http://www.butterfliesofamerica.com/>> Acesso em: 04 mar. 2016.

WHITMORE, T. C. Tropical forest disturbance, disappearance and species loss. In: LAURANCE, W. F., BIERREGAARD JR, R. O. (eds). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago, Chicago, 1997. p.3-12.

WILCOVE, D. S.; ROBINSON, S. K. The impact of forest fragmentation on bird communities in Eastern North America. In: KEAST, A. (ed). **Biogeography and ecology of forest bird communities**. The Hague: SPB Academic Publishing, 1990. p.319-331.

WILLIAMS, C. B. Area and number of species. **Nature**, v.152, n.3853, p.264–267, 1943.

APÊNDICE

Lista de espécies de borboletas capturadas na área de estudo, representada pelos três fragmentos e área total.

| Táxon | Frag P | Frag M | Frag G | Total |
|--|--------|--------|--------|------------|
| NYMPHALIDAE | | | | |
| Biblidinae | | | | |
| Ageroniini | | | | |
| <i>Ectima thecla</i> (Fabricius, 1796) | 1 | | | 1 |
| <i>Hamadryas amphinome</i> (Linnaeus, 1767) | 8 | 7 | 6 | 21 |
| <i>Hamadryas epinome</i> (C. Felder & R. Felder, 1867) | 3 | 1 | 2 | 6 |
| <i>Hamadryas februa</i> (Hübner, [1823]) | 3 | 6 | 1 | 10 |
| <i>Hamadryas feronia</i> (Linnaeus, 1758) | 1 | | | 1 |
| <i>Myscelia orsis</i> (Drury, 1782) | 2 | 2 | | 4 |
| Biblidini | | | | |
| <i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1779) | 1 | | 3 | 4 |
| Callicorini | | | | |
| <i>Callicore astarte</i> (Cramer, 1779) | 2 | 3 | 1 | 6 |
| <i>Diaethria clymena</i> (Cramer, 1775) | | 1 | | 1 |
| <i>Paulogramma pygas</i> (Godart, 1824) | 2 | | | 2 |
| Catonephelini | | | | |
| <i>Catonephele numilia</i> (Cramer, 1775) | | | 14 | 14 |
| <i>Eunica tatila</i> (Rerrich-Schäffer, 1855) | 5 | 3 | 3 | 11 |
| Epiphilini | | | | |
| <i>Epiphile orea</i> (Hübner, 1823) | 3 | 12 | 16 | 31 |
| <i>Nica flavilla</i> (Godart, [1824]) | 1 | | | 1 |
| Chaxarinae | | | | |
| Anaeini | | | | |
| <i>Fountainea ryphea</i> (Cramer, 1775) | 26 | 42 | 34 | 102 |
| <i>Hypna clytemnestra</i> (Cramer, 1777) | | | 4 | 4 |
| <i>Memphis appias</i> (Hübner, [1825]) | 2 | 21 | | 23 |
| <i>Memphis moruus</i> (Fabricius, 1775) | 15 | 7 | 1 | 23 |
| <i>Memphis acidalia</i> (Hübner, [1819]) | | 2 | 2 | 4 |
| <i>Zaretis strigosus</i> (Gmelin, 1790) | 10 | 6 | 2 | 18 |
| Preponini | | | | |
| <i>Archaeoprepona amphimachus</i> (Fabricius, 1775) | 3 | 12 | 12 | 27 |
| <i>Archaeoprepona demophon</i> (Linnaeus, 1758) | 3 | 2 | 1 | 6 |

| | | | | |
|---|----|----|---|----|
| <i>Archaeoprepona demophoon</i> (Hübner, [1814]) | 2 | 1 | | 3 |
| Heliconiinae | | | | |
| Acraeni | | | | |
| <i>Actinote pyrrha</i> Hubner, [1821] | | 9 | 7 | 16 |
| <i>Actinote</i> sp Hübner [1821] | | | 3 | 3 |
| Heliconiini | | | | |
| <i>Dione junio</i> (Cramer, 1779) | 2 | | | 2 |
| <i>Heliconius erato</i> (Linnaeus, 1758) | 2 | 2 | | 4 |
| <i>Heliconius besckei</i> Ménétriés, 1857 | 11 | 7 | 1 | 19 |
| <i>Heliconius ethilla</i> Godart, 1819 | 2 | 4 | 1 | 7 |
| <i>Eueides isabella</i> (Stoll, [1781]) | 1 | | | 1 |
| <i>Melinaea ethra</i> (Godart, 1819) | 1 | | | 1 |
| <i>Charonias theano</i> (Boisduval, 1836) | | 3 | | 3 |
| Ithominae | | | | |
| Tithoreini | | | | |
| <i>Aeria olena</i> Weymer, 1875 | 21 | 12 | 1 | 34 |
| Mechanitini | | | | |
| <i>Mechanitis polyminia</i> Haensch, 1905 | 4 | 6 | 2 | 12 |
| <i>Mechanitis lysimnia</i> (Fabricius, 1793) | 8 | 10 | 1 | 19 |
| Napeogenini | | | | |
| <i>Hypothyris euclea</i> (Godart, 1819) | 2 | 2 | 1 | 5 |
| <i>Hypothyris ninonia</i> (Boisduval, 1836) | 4 | 5 | 1 | 10 |
| Dircennini | | | | |
| <i>Dircenna dero</i> (Hübner, 1823) | | | 1 | 1 |
| <i>Episcada carcinia</i> Schaus, 1902 | 1 | | 2 | 3 |
| <i>Episcada hymenaea</i> (Prittwitz, 1865) | 10 | 10 | | 20 |
| Godyridini | | | | |
| <i>Hypoleria lavinia</i> (Hewitson, [1855]) | 8 | | | 8 |
| Ithomiini | | | | |
| <i>Placidina euryanassa</i> (C. Felder & R. Felder, 1860) | 2 | | | 2 |
| Limnitiidinae | | | | |
| Limnitiidini | | | | |
| <i>Adelpha falcipenis</i> Fruhstorfer, 1915 | | | 1 | 1 |
| <i>Adelpha</i> sp Hubner, [1821] | 6 | 1 | 1 | 8 |
| <i>Adelpha syma</i> (Godart, [1824]) | | | 2 | 2 |
| Nymphalinae | | | | |

| | | | | |
|---|----|-----|----|------------|
| Coeini | | | | |
| <i>Colobura dirce</i> (Linnaeus, 1758) | 35 | 101 | 21 | 157 |
| <i>Historis odius</i> (Fabricius, 1775) | 1 | 1 | | 2 |
| <i>Smyrna blomfieldia</i> (Fabricius, 1781) | 5 | 10 | 12 | 27 |
| Nymphalini | | | | |
| <i>Vanessa myrinna</i> (Doubleday, 1849) | | 1 | | 1 |
| Kallimini | | | | |
| <i>Siproeta epaphus</i> Hübner, 1823 | | | 1 | 1 |
| Melitaeini | | | | |
| <i>Chlosyne lacinia</i> (Geyer, 1837) | 1 | | 1 | 2 |
| <i>Eresia lansdorfi</i> (Godart, 1819) | | 1 | | 1 |
| <i>Orthia ortilia</i> (Hewitson, 1864) | | 2 | | 2 |
| <i>Tegosa claudina</i> (Eschscholtz, 1821) | 7 | 9 | 3 | 19 |
| Satyrinae | | | | |
| Satyrini | | | | |
| <i>Capronnieria galesus</i> (Godart, [1824]) | 2 | | 3 | 5 |
| <i>Eteona tisiphone</i> (Boisduval, 1836) | 19 | 1 | 3 | 23 |
| <i>Forsterinaria necys</i> (Godart, [1824]) | 18 | 2 | 2 | 22 |
| <i>Forsterianaria pronophila</i> (Butler, 1867) | 2 | | | 2 |
| <i>Forsterinaria quantius</i> (Godart, [1824]) | 7 | | 13 | 20 |
| <i>Godartiana sp</i> Forster, 1964 | | 1 | 1 | 2 |
| <i>Hermeuptychia sp</i> Forster, 1964 | 5 | 5 | 1 | 11 |
| <i>Carmina paeon</i> (Godart, [1824]) | 1 | | | 1 |
| <i>Atlanteuptychia Ernestina</i> (Weymer, 1911) | | | 1 | 1 |
| <i>Pareuptychia ocirrhoe</i> (Fabricius, 1776) | | 2 | | 2 |
| <i>Paryphthimoides eous</i> (Butler, 1867) | 10 | | 2 | 12 |
| <i>Paryphthimoides grimon</i> (Godart, [1824]) | | | 1 | 1 |
| <i>Splendeuptychia doxes</i> (Godart, 1823) | | 3 | 1 | 4 |
| <i>Splendeuptychia hygina</i> (Butler, 1877) | | | 1 | 1 |
| <i>Pharneuptychia sp</i> Forster, 1964 | 1 | | 2 | 3 |
| <i>Taygetis acuta</i> (Cramer, 1776) | 1 | 10 | 2 | 13 |
| <i>Taygetis drogoni</i> Siewert, Zacca, Dias & Freitas, 2013 | | | 4 | 4 |
| <i>Taygetis laches</i> (Fabricius, 1793) | 1 | | | 1 |
| <i>Taygetis ypthima</i> Hübner, [1821] | 1 | 1 | | 2 |
| <i>Yphthimoides renata</i> (Stoll, 1780) | 1 | 1 | 2 | 4 |

| | | | | |
|--|---|----|----|-----------|
| Espécie 1 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| Espécie 2 | 1 | | | 1 |
| Morphini | | | | |
| <i>Antirrhea archaea</i> (Butler, 1868) | | | 1 | 1 |
| <i>Morpho aega</i> (Hübner, 1822) | 1 | | 1 | 2 |
| <i>Morpho anaxibia</i> (Hubner, 1822) | | | 1 | 1 |
| <i>Morpho epistrophus</i> (Fabricius, 1796) | | 1 | 1 | 2 |
| <i>Morpho helenor</i> (Cramer, 1776) | 1 | | | 1 |
| Brassolini | | | | |
| <i>Caligo arisbe</i> (Hübner, [1822]) | 1 | 2 | 4 | 7 |
| <i>Catoblepia berecynthia</i> (Cramer, [1777]) | 6 | 6 | | 12 |
| <i>Dasyophthalma rusina</i> (Godart, 1824) | 1 | 4 | 2 | 7 |
| <i>Eryphanis reevesii</i> Doubleday, [1849] | 3 | 10 | 18 | 31 |
| <i>Opsiphanes cassiae</i> (Linnaeus, 1758) | | 2 | | 2 |
| <i>Opsiphanes invirae</i> (Hübner, 1808) | 2 | 8 | 2 | 12 |
| <i>Ooptera syme</i> (Hübner, 1821) | 1 | 22 | 22 | 45 |
| HESPERIDAE | | | | |
| Espécie 3 | | 2 | | 2 |
| Espécie 4 | | 1 | 1 | 2 |
| Espécie 5 | | | 1 | 1 |
| Espécie 6 | | | 2 | 2 |
| Espécie 7 | | 1 | | 1 |
| Pyrginae | | | | |
| <i>Urbanus dorantes</i> (Stoll, 1790) | 1 | 1 | 1 | 3 |
| <i>Urbanus teleus</i> (Hübner, 1821) | | | 2 | 2 |
| <i>Urbanus simplicius</i> (Stoll, 1790) | 1 | | | 1 |
| <i>Achlyodes busirus</i> (Cramer, [1779]) | | | 1 | 1 |
| <i>Heliopetes arsalte</i> (Linnaeus, 1758) | | | 2 | 2 |
| <i>Noctuana diurna</i> (Butler, 1870) | | 1 | | 1 |
| <i>Pythonides amaryllis</i> Staudinger, 1876 | | | 1 | 1 |
| Hesperinae | | | | |
| <i>Xeniades orchamus</i> (Cramer, 1777) | | | 1 | 1 |
| <i>Molo mango</i> (Guenée, 1865) | | | 1 | 1 |
| Pyrrhopyginae | | | | |
| Espécie 8 | | | 1 | 1 |
| RIODINIDAE | | | | |

Riodiniinae

| | | | | |
|--|--|---|---|----|
| <i>Mesosemia acuta</i> Weyer, 1910 | | | 2 | 2 |
| <i>Emesis russula</i> Stichel, 1810 | | | 1 | 1 |
| <i>Lemonias zygia</i> (Hübner, 1807) | | 2 | 9 | 11 |
| <i>Synargis paulistina</i> (Stichel, 1910) | | 1 | | 1 |
| <i>Panara soana</i> Hewitson, 1875 | | | 2 | 2 |
| <i>Panara jarbas</i> E. Doubleday, 1847 | | | 6 | 6 |
| <i>Rhetus periander eleusinus</i> (Cramer, 1777) | | 1 | | 1 |
| <i>Chorinea licursis</i> (Fabricius, 1775) | | | 1 | 1 |

LYCAENIDAE**Theclinae**

| | | | | |
|--|---|---|---|---|
| <i>Arawacus meliboeus</i> (Fabricius, 1793) | 1 | | | 1 |
| <i>Calycopis sp</i> (Hewitson, 1877) | | | 2 | 2 |
| <i>Laothus phydela</i> (Hewitson, 1867) | | 1 | | 1 |
| <i>Ocaria thales</i> (Fabricius, 1793) | | | 2 | 2 |
| <i>Pseudolycaenas marsyas</i> (Linnaeus, 1758) | | | 1 | 1 |
| Espécie 9 | | | 2 | 2 |

PIERIDAE**Pierinae**

| | | | | |
|--|---|---|----|----|
| <i>Archonias brassolis</i> (Fabricius, 1777) | 1 | | 11 | 12 |
| <i>Ascia monuste</i> (Linnaeus, 1764) | 1 | 6 | | 7 |
| <i>Pereute swainsoni</i> (Gray, 1832) | | 1 | | 1 |
| <i>Melete lycimnia</i> (Cramer, 1777) | | 3 | | 3 |

Coliadinae

| | | | | |
|--|----|----|---|-----------|
| <i>Eurema albula</i> (Cramer, 1775) | 19 | 17 | 4 | 40 |
| <i>Eurema elathea</i> (Cramer, [1777]) | 3 | 1 | | 4 |
| <i>Phoebis sennae</i> (Linnaeus, 1758) | | 1 | | 1 |
| <i>Pyrisitia nise</i> (Cramer, [1775]) | 2 | 9 | | 11 |

PAPILIONIDAE**Papilioninae**

| | | | | |
|--|---|---|--|---|
| <i>Parides anchises</i> (Godart, 1819) | 4 | 1 | | 5 |
| <i>Parides proneus</i> (Hübner, [1831]) | 1 | | | 1 |
| <i>Battus polystictus</i> (Butler, 1874) | 1 | | | 1 |

| | | | | |
|--------------|------------|------------|------------|-------------|
| Total | 349 | 456 | 314 | 1119 |
|--------------|------------|------------|------------|-------------|

CAPÍTULO 2

EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA NAS GILDAS ALIMENTARES DA COMUNIDADE DE BORBOLETAS.

ABSTRACT: Butterflies are sensitive insects and bioindicators, and can demonstrate the disturbances that occur in ecosystems. Thus, this study aimed to analyze how the size of the fragments influences the eating guilds of the butterfly community. The study area is composed of three fragments (fragment P: 9ha, fragment M: 42ha and fragment G: 140ha), located in the municipality of Nova Resende (MG). Van-Someren Rydon trap (VSR) and Puça trap were used. The VSR trap captured larger numbers of individuals and species. In the guild nectarivorous, the most abundant species were *Eurema albula* (bioindicator of altered environment) and *Aeria olena* (bioindicator of preserved environment). *Colobura dirce* and *Fountainea ryphea* (belonging to altered environment subfamilies) were distinguished in the frugivorous guild. Nectarivorous butterflies diminished their richness as the size of the fragment diminished. Frugivorous showed no relation in their richness and fragment size. Although the sampling was not sufficient, the results showed that both methods presented good diversity, well distributed abundance in the species, and dominance in some species. Therefore, the two guilds are great bioindicators in terms of both richness and species. Thus, it highlights the importance of further studies on the nectarivorous guild.

Keywords: frugivorous, nectarivorous, Lepidoptera, collection method.

RESUMO: As borboletas são insetos sensíveis e bioindicadores, podendo demonstrar as perturbações que ocorrem nos ecossistemas. Dessa forma, este estudo teve como objetivo analisar se o tamanho dos fragmentos influencia nas guildas alimentares da comunidade de borboletas. A área de estudo é composta por três fragmentos (fragmento P: 9ha, fragmento M: 42ha e fragmento G: 140ha), localizada no município de Nova Resende (MG). Foram utilizadas armadilhas Van-Someren Rydon (VSR) e armadilha Puça. A armadilha VSR capturou maior número de indivíduos e espécies. Na guilda nectarívora as espécies mais abundantes foram *Eurema albula* (bioindicadora de ambiente alterado) e *Aeria olena* (bioindicadora de ambiente preservado). Nas frugívoras destacaram-se *Colobura dirce* e *Fountainea ryphea* (pertencentes a subfamílias de ambiente alterado). As borboletas nectarívoras diminuíram sua riqueza conforme diminuía o tamanho do fragmento. As frugívoras não demonstraram relação em sua riqueza e tamanho do fragmento. Apesar da amostragem não ter sido suficiente, os dados mostram ambos métodos com boa diversidade, abundância bem distribuída nas espécies e dominância em algumas. Portanto, as duas guildas são ótimas bioindicadoras, tanto em nível de riqueza quanto espécie. Destacando a importância de mais estudos para a guilda nectarívora.

Palavras-chave: frugívora, nectarívora, Lepidoptera, método de coleta.

1. INTRODUÇÃO

As borboletas pertencem a ordem Lepidoptera (HEPPNER, 1991) e são divididas em duas superfamílias, Hesperioidea e Papilionoidea. A primeira inclui apenas a família Hesperiiidae, e a segunda inclui as demais, Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae e Nymphalidae (LAMAS, 2004).

A maioria das borboletas é herbívora na fase larval, enquanto que na fase adulta podem ser enquadradas em duas guildas, as frugívoras e as nectarívoras (DEVRIES, 1987). As frugívoras se alimentam de frutas fermentadas, seiva de plantas e animais em decomposição. Nesta guilda pertence às subfamílias de Nymphalidae: Satyrinae, Charaxinae, Biblidinae e Nymphalinae (tribo Coeni). Já as nectarívoras se alimentam de néctar das plantas e fazem parte desta guilda as famílias de Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae, Hesperiiidae e as subfamílias de Nymphalidae: Libytheinae, Danainae, Heliconiinae, Limenitidinae, Apaturinae e Nymphalinae (exceto tribo Coeni) (WAHLBERG et al., 2009).

No bioma Mata Atlântica já foram registradas 2.120 espécies de borboletas, em que 948 são consideradas endêmicas (BROWN JR; FREITAS, 1999; LEWINSOHN et al., 2005). Muitas dessas espécies são consideradas raras e difíceis de serem encontradas (BROWN JR, 1996). Insetos desta ordem são considerados ótimos bioindicadores em estudos ambientais, pois suas populações são muito sensíveis às mudanças que ocorrem nos ecossistemas, respondendo imediatamente às alterações em seu habitat, além de serem animais de fácil captura e de identificação conhecida (BROWN JR, 1991; FREITAS et al., 2003). As borboletas podem, então, ser usadas em estudos para monitorar mudanças ambientais, estudos de diversidade, conservação e manejo de comunidades e ecossistemas (BONEBRAKE et al., 2010).

Dentre todas as perturbações que ocorrem nos ecossistemas, a fragmentação e a perda de habitat estão entre as principais causas do declínio das comunidades de borboletas (NEW, 1997). A fragmentação interfere nos habitats desses insetos, ocasionando mudanças na área, qualidade e quantidade de habitats, além de aumentar a distância entre os fragmentos (BROWN JR, 1991). Considerando que, a diversidade de borboletas de um fragmento possui relação direta com sua área, nível de isolamento (BAZ; BOYERO, 1995), e conectividade (BROWN JR; FREITAS, 2002), muitos fatores e recursos poderão influenciar na diversidade de borboletas entre os habitats, como fonte de água, luz solar, lama, disponibilidade de alimento (BROWN JR; HUTCHINGS, 1997). Alguns estudos mostram que a fragmentação pode afetar na diversidade e estrutura de borboletas de um habitat (e.g. UEHARA-PRADO et al., 2007; VEDDELER et al., 2005).

Muitos estudos analisam a diversidade e estrutura da comunidade de borboletas e suas interações com seu habitat. No entanto, direcionam a atenção do estudo para a guilda frugívora (PEDROTTI et al., 2011; DEVRIES et al., 1999; DEVRIES et al., 1997; DEVRIES; WALLA, 2001; UEHARA-PRADO et al., 2007; UEHARA-PRADO et al., 2004; UEHARA-PRADO et al., 2005; RIBEIRO et al., 2008; RIBEIRO et al., 2010; RIBEIRO et al., 2012; FORTUNATO; RUSZCZYK, 1997; SILVA et al., 2012; BRITO et al., 2014; SANTOS et al., 2011; SPANIOL), ou analisam ambas juntas de forma geral (RITTER et al., 2011; SILVA et al., 2007; MARCHIORI et al., 2006; ISERHARD et al., 2010; MORAIS et al., 2012; GIOVENARDI et al., 2008; BONFANTII et al., 2011; EMERY et al., 2006; FRANCINI et al., 2011; ZACCA; BRAVO, 2012). Poucos estudos avaliam fatores ecológicos analisando a guilda nectarívora (PIRES, 2014) de maneira distinta. Em sua maioria analisam as relações inseto-planta (LEMES et al., 2008; FONSECA et al., 2006).

Dessa forma, o objetivo desse estudo foi analisar se o tamanho do fragmento influencia em ambas guildas alimentares das borboletas (frugívoras e nectarívoras) da comunidade de borboletas em uma região da Mata Atlântica situada em Nova Resende / MG.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada na cidade de Nova Resende (21°07'57"S e 46°25'13"W: altitude: 1184m), sudeste do Brasil, sul de Minas Gerais (FIGURA 1). Esse estado possui um relevo característico, com diferentes pontos topográficos, como as serras da Mantiqueira, da Canastra e do Espinhaço, e não faz fronteira com o oceano (REBOITA et al., 2015). De acordo com Köppen (1918), a região possui clima temperado úmido com inverno seco e verão moderadamente quente – CwA (APARECIDO; SOUZA, 2016).



Figura 1 – Localização do município de Nova Resende no sul do estado de Minas Gerais, Brasil. (Fonte: Secretaria de Estado de Turismo de Minas Gerais, imagem editada).

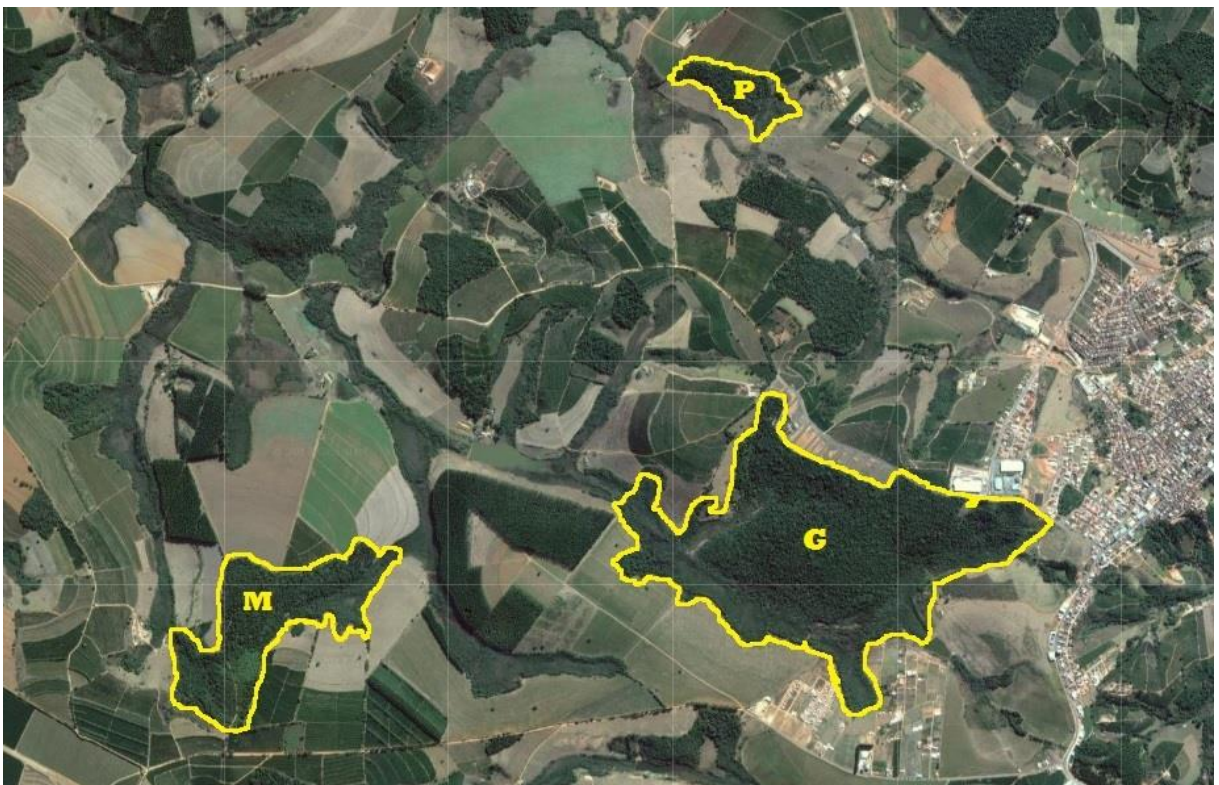


Figura 2 – Localização da área de estudo próximo a cidade de Nova Resende, MG. (Fonte: Goolzoom, 2017)

Os fragmentos de pesquisa são matas secundárias, classificadas como Ombrófila Densa, referente ao bioma Mata Atlântica. As matas de vegetação secundária resultam de processos naturais de sucessão, após destruição total ou parcial da vegetação primária, devido causas naturais ou ações antrópicas (MMA. Resolução Conama nº 392, de 25 de junho de 2007). Na região houve grande perda de habitat e fragmentação, causada pelo desenvolvimento da

agropecuária e as demais práticas antrópicas: culturas, pastos, estradas, rodovias, açudes, casas e outras construções e a matriz urbana. Por fim, os remanescentes de mata que vão se encaixando na paisagem (FIGURA 2). De acordo com Viana et al. (1992), a fragmentação florestal é uma das perturbações mais intensas e de sérias consequências que a expansão da fronteira agrícola ocasiona.

Na área de estudo foram estudados três fragmentos de tamanhos diferentes: o fragmento menor (P) possui em torno de 9 ha, seu tamanho e formato o desprivilegiam perante o efeito borda. É uma mata aberta, pouco úmida e possui bastante incidência de luz e vento. O fragmento médio (M) possui em torno de 42 ha, é uma mata relativamente maior se comparada com a primeira, possui mais umidade, porém é desprivilegiada devido seu formato, possuindo interferência também do efeito borda. O fragmento maior (G) possui em torno de 140 ha, é mais próximo ao meio urbano, possuindo esta grande interferência humana no local. No entanto, esta mata não possui tanta interferência do efeito borda, já que seu tamanho é relativamente maior, se comparado as anteriores, e seu formato também privilegia para que este efeito ocupe menor porção da mata. As matas possuem as seguintes distâncias: o fragmento P possui distância de 2.87 e 1.70 km para os fragmentos M e G, respectivamente, e o fragmento M possui 1.80 km de distância entre o fragmento G. Estando as matas conectadas pelas matrizes (pastos e culturas) ao seu redor.

2.2 Delineamento amostral

A coleta de dados em campo foi realizada de fevereiro a maio de 2016, dentro do período melhor para captura de borboletas, como cita Brown Jr (1992) sendo de novembro a maio. Para uma amostragem completa foram utilizados dois métodos de coleta: método com armadilhas Van-Someren Rydon (VSR), que se restringe a captura de borboletas frugívoras, que conforme DeVries (1997), são facilmente amostradas com armadilhas atrativas. E busca ativa com armadilha Puça, que de acordo com Arce (2015) captura as borboletas nectarívoras. No método de armadilha Van-Someren Rydon o esforço amostral para as armadilhas foi calculado multiplicando-se o número de armadilhas por 10 horas por dia de amostragem, quantidade de horas efetivas por dia, conforme Uehara-Prado et al. (2005). Já no método de armadilha de rede entomológica tipo Puça, o esforço amostral se obteve considerando a soma do tempo de captura em campo.

Em cada mata foram realizadas trilhas aleatórias (algumas já pré-existent), e nessas fora realizada a coleta de busca ativa utilizando o método de armadilha Puça. Por duas horas por semana em cada fragmento um indivíduo experiente circulada as trilhas atentamente, capturando as espécies que estivessem ao alcance de 3m do nível do chão (altura máxima que atingia a rede). A coleta de busca ativa era realizada sempre entre o período de 9h às 16h, horário que as borboletas apresentavam maior atividade. O serviço de amostragem com armadilha Van-Someren Rydon, totalizou 15 armadilhas em toda área. Foram colocadas 5 armadilhas em cada fragmento, ao decorrer de uma trilha traçada em linha reta, iniciando a partir de 50m borda adentro e respeitando 20m entre cada armadilha, sendo dependuradas na vegetação a 1,5m do solo. Para atratividade, as armadilhas eram iscas com uma mistura de banana e caldo de cana fermentada 24 horas antes. Sendo visitadas para coleta das espécies capturadas a cada 48 horas (em alguns casos 72 horas devido inviabilidade do tempo, como chuva), e a isca trocada a cada visita.

Os exemplares capturados, por ambos métodos, eram sacrificados em câmara mortífera contendo álcool 70°, para posterior montagem e fixação em caixa entomológica. Quando havia certeza da identificação das espécies capturadas os indivíduos eram registrados, fotografados em campo, recebiam uma marcação em sua asa posterior e eram soltos. A bibliografia utilizada para identificação foi Uehara-Prado (2003) e Warren (2013), a nomenclatura seguiu Lamas (2004) e as espécies foram separadas conforme o hábito alimentar seguindo Wahlberg et al. (2009). As espécies capturadas tiveram posteriormente sua identificação conferida por especialista. E o material testemunho foi doado para ser tombado na coleção de borboletas no Departamento de Biologia Animal da UNICAMP – Campinas/SP.

2.3 Análise de dados

Para análise dos dados utilizou-se a Curva de acumulação de espécies (realizada com 95% de confiança), Análise de correspondência simples, Índice de diversidade de Shannon (H), Índice de Dominância de Simpson (D), Índice de Equitabilidade de Pielou (E) e Estimador de riqueza Jackknife 1. Os dados foram trabalhados pelo *software* Past 2.17 (HAMMER et al., 2003).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo da coleta de dados o método de armadilha VSR contabilizou 6.600 horas e o método de armadilha Puça contabilizou 84 horas de esforço amostral. Foram capturados no total 1119 indivíduos pertencentes a 128 espécies de borboletas, distribuídas em seis famílias da subordem Rhopalocera e separadas em dois diferentes métodos de coleta (TABELA 1 e APÊNDICE).

Tabela 1 – Abundância das famílias nas três áreas de estudo separadas pelo método de captura.

| Famílias | Fragmento P | | Fragmento M | | Fragmento G | | Total |
|---------------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|
| | VSR | Puça | VSR | Puça | VSR | Puça | |
| Nymphalidae | 232 | 81 | 321 | 85 | 196 | 61 | 977 |
| Hesperiidae | 0 | 2 | 0 | 6 | 0 | 14 | 22 |
| Riodinidae | 0 | 0 | 0 | 4 | 5 | 16 | 25 |
| Lycaenidae | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 7 | 9 |
| Pieridae | 0 | 26 | 0 | 38 | 0 | 15 | 79 |
| Papilionidae | 0 | 6 | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 |
| Total | 232 | 117 | 321 | 135 | 201 | 113 | 1119 |

*VSR = Método de captura por Armadilha Van-Someren Rydon. *Puça = Método de captura por Busca ativa.

A família Nymphalidae foi capturada em todos os fragmentos e ambos métodos de coleta. Apresentando maior abundância nos dois métodos, destacando-se no método de armadilha VSR, devido que boa parte dessa família possui hábito alimentar frugívoro. Conforme Brown Jr (2005), as borboletas frugívoras compreendem cerca de 50 a 75% do total da riqueza de Nymphalidae em florestas neotropicais. Já, as demais famílias aparecem apenas no método de armadilha Puça, com exceção apenas da família Riodinidae que teve cinco capturas no fragmento G nas armadilhas VSR, sendo duas espécies do mesmo gênero: *Panara jarbas* e *Panara soana*. Estas são borboletas nectarívoras que certamente entraram na armadilha ao acaso. De acordo com Uehara-Prado et al. (2007) e DeVries (1999), muitas espécies nectarívoras (Riodíneos, Hesperídeos e ninfalídeos das subfamílias Ithomiinae, Limenitidinae, Apaturinae) podem ser amostradas pelas armadilhas com iscas, por sofrerem interferência de flores próximas as armadilhas e terminarem capturadas ocasionalmente. Da mesma forma, muitas espécies frugívoras foram capturadas no método de armadilha Puça. Apesar que, esse método privilegia as borboletas nectarívoras (FREITAS et al., 2003), a rede entomológica tipo puça amostra também uma pequena parte de borboletas frugívoras por ser ao acaso.

No total foram capturadas 65 espécies de borboletas nectarívoras. Entre elas as mais abundantes foram *Eurema albula* (40) e *Aeria olena* (34). *Eurema albula* esteve mais abundante, respectivamente, nos fragmentos P, M e G. Esta espécie é considerada resistentes nos ambientes, mesmo quando esses sofrem intensa alteração (BROWN JR, 1992;

RAIMUNDO, 2003). Já, *Aeria olena* apresentou maior abundância no fragmento P, seguido de M e G. Esta espécie pertence à família Ithomiinae, grupo que prefere as sombras e áreas úmidas das florestas (RODRIGUES et al., 1993) e indica ambientes bem preservados (BROWN JR; FREITAS, 2000). Assim, também foram coletadas 63 espécies de borboletas frugívoras. Entre elas as mais abundantes foram *Colobura dirce* (157), com maior número de indivíduos no fragmento M, seguidos de P e G. E *Fountainea ryphea* (102), com maior abundância no fragmento M, seguido de G e P. Estas espécies pertencem, respectivamente, as subfamílias Nymphalidae e Charaxinae bioindicadoras de ambiente alterado (UEHARA-PRADO, 2003).

Tabela 2 – Abundância e riqueza das espécies nas áreas de estudo separadas conforme as guildas alimentares.

| | Frugívoras | | Nectarívoras | |
|-------------|-------------------|------------|---------------------|------------|
| | Riqueza | Abundância | Riqueza | Abundância |
| Fragmento P | 46 | 227 | 28 | 122 |
| Fragmento M | 38 | 323 | 32 | 133 |
| Fragmento G | 45 | 231 | 37 | 83 |

Como algumas espécies acabam capturadas ao acaso pelo método oposto ao seu hábito alimentar, essa tabela organiza riqueza e abundância nas três áreas de estudo segundo suas guildas alimentares.

Conforme a Tabela 2, o grupo de borboletas frugívoras apresentaram maior abundância e riqueza, no entanto, não foi observado relação do número de espécies com o tamanho da área do fragmento. Uehara-Prado et al. (2005) sugerem que o grupo de borboletas frugívoras podem indicar diversidade, pois estão relacionadas positivamente com a maior presença de espécies arbóreas. Podendo, então, abranger outros fatores como presença de espécies vegetais e recursos alimentares. As frugívoras apresentaram menor riqueza no fragmento M, este apesar de não ser a menor área é bem desprivilegiado perante o efeito borda devido seu formato. Já, o fragmento G e P revelaram a maior riqueza, onde o P sobressai com uma espécie a mais, demonstrando que o tamanho o fragmento não afetou diretamente esta guilda. Diferindo do estudo de Uehara-Prado et al. (2007), em que a riqueza de borboletas frugívoras teve correlação positiva com o tamanho do fragmento.

Neste estudo, o grupo de borboletas nectarívoras apresentou menor número de espécies nos fragmentos menores. Isso pode ter ocorrido devido os recursos alimentares, as áreas de menor tamanho consequentemente oferecem menor disponibilidade de vegetais com flores, vendo que a fragmentação poderá atingir diretamente as borboletas nectarívoras. No estudo de Paluch et al. (2011), analisando a guilda nectarívora, esta apresentou riqueza de 146 espécies em uma área de 359ha, Ritter et al. (2011) obteve em seu estudo 45 espécies nectarívoras em uma área de 100ha, Schmidt et al. (2012) obteve riqueza de 19 espécies de borboletas

nectarívoras em uma área de 12.6ha. Destacando as borboletas nectarívoras como um importante grupo de indicadores ambientais. De acordo com Pearson e Cassola (1994) e Brown Jr (1991), todo grupo biológico possui características que indicam algum fenômeno ou variável de interesse. Assim, revela a necessidade de mais estudos especificamente nessa guilda.

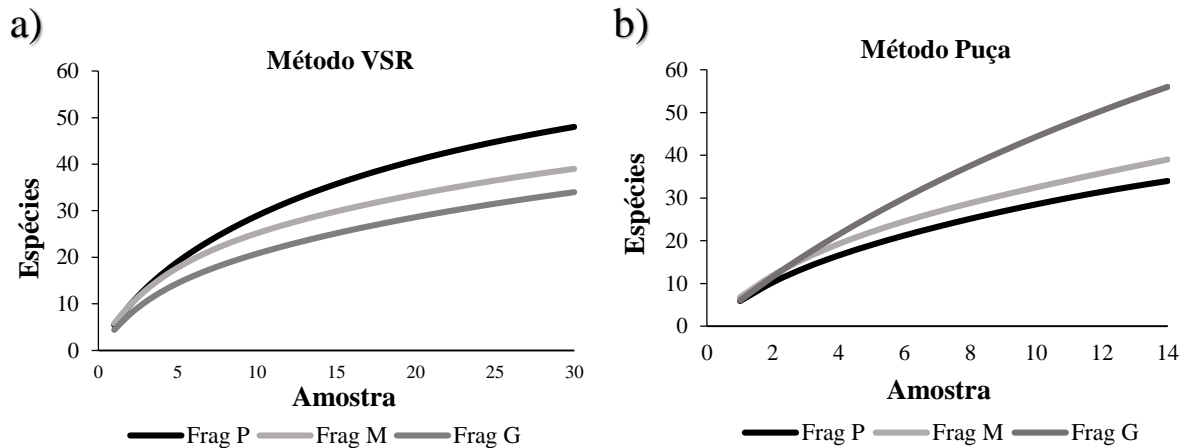


Figura 3 – a) Curva de acumulação de espécies das três áreas de estudo em relação ao método de captura com armadilha Van-Somerén Rydon. b) Curva de acumulação de espécies das três áreas de estudo em relação ao método de captura com armadilha Puça.

Tabela 3 – Riqueza de Espécies (S), Estimador de riqueza de Jackknife 1, Índice de diversidade de Shannon (H), Índice de dominância de Simpson (D) e Índice de Equitabilidade (E) nos três fragmentos.

| Índices | Fragmento P | | Fragmento M | | Fragmento G | |
|------------------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|
| | VSR | Puça | VSR | Puça | VSR | Puça |
| Riqueza (S) | 48 | 34 | 39 | 39 | 34 | 56 |
| Jackknife 1: | 65,40 | 49,78 | 52,53 | 59,42 | 47,53 | 91,28 |
| Simpson_1-D | 0,93 | 0,93 | 0,86 | 0,94 | 0,92 | 0,96 |
| Shannon_H | 3,24 | 3,06 | 2,71 | 3,22 | 2,91 | 3,74 |
| Equitabilidade_E | 0,83 | 0,87 | 0,74 | 0,88 | 0,82 | 0,93 |

A curva de acumulação de espécies do método de armadilha VSR revela que parte considerável da comunidade de borboletas dos fragmentos foram amostradas (FIGURA 3). Porém, ainda existem espécies a serem coletadas, como indica o estimador Jackknife 1. Da mesma forma, a curva de acumulação de espécies do método de armadilha Puça indica que mesmo com parte da comunidade capturada, a curva ainda está em grau crescimento. Havendo mais espécies a serem amostradas, assim, como indica o estimador Jackknife 1.

O Índice de diversidade de Shannon apresentou consideráveis valores em ambos métodos (TABELA 3). Principalmente no método de armadilha Puça, possuindo maior diversidade, respectivamente, nos fragmentos G, M, e P, onde a diversidade aumentou conforme o tamanho do fragmento. Para o método de armadilha VSR, revelou maior

diversidade no fragmento P, seguido de G e M. Esses dados diferem do estudo de Pereira et al. (2011), que obteve valor do Índice de Shannon de 1,58 em uma área pequena (12,2ha), representando as duas guildas juntamente. No entanto, assemelhando com o resultado de Arce (2015), que avaliou as duas guildas juntamente em quatro parques urbanos (não citava tamanho) e obteve resultados 3,65 a 3,77. Conforme Magurran (1988), a diversidade dificilmente excede 4,5 em grandes áreas. Analisando os valores de Shannon desse estudo, os três fragmentos apresentaram boa diversidade em ambos métodos de coleta. O Índice de dominância de Simpson apresentou valores altos nos dois métodos, porém maiores valores no método de armadilha Puça. Indicando maior dominância de espécie em relação à diversidade. Assemelhando ao estudo de Sackis e Morais (2008), que obtiveram 0,04183 no Campus da Universidade de Santa Maria, RS, analisando as duas guildas. Em todas as amostras a Equitabilidade se apresentou elevada, demonstrando abundância variada entre as espécies. Entretanto, o método de armadilha Puça apresentou maior equitabilidade nas áreas de estudo, demonstrando que o método conseguiu espécies de abundâncias variadas. Diferindo do estudo de Pereira et al. (2011), que apresentou 0,32 apresentando uma menor heterogeneidade na abundância das espécies.

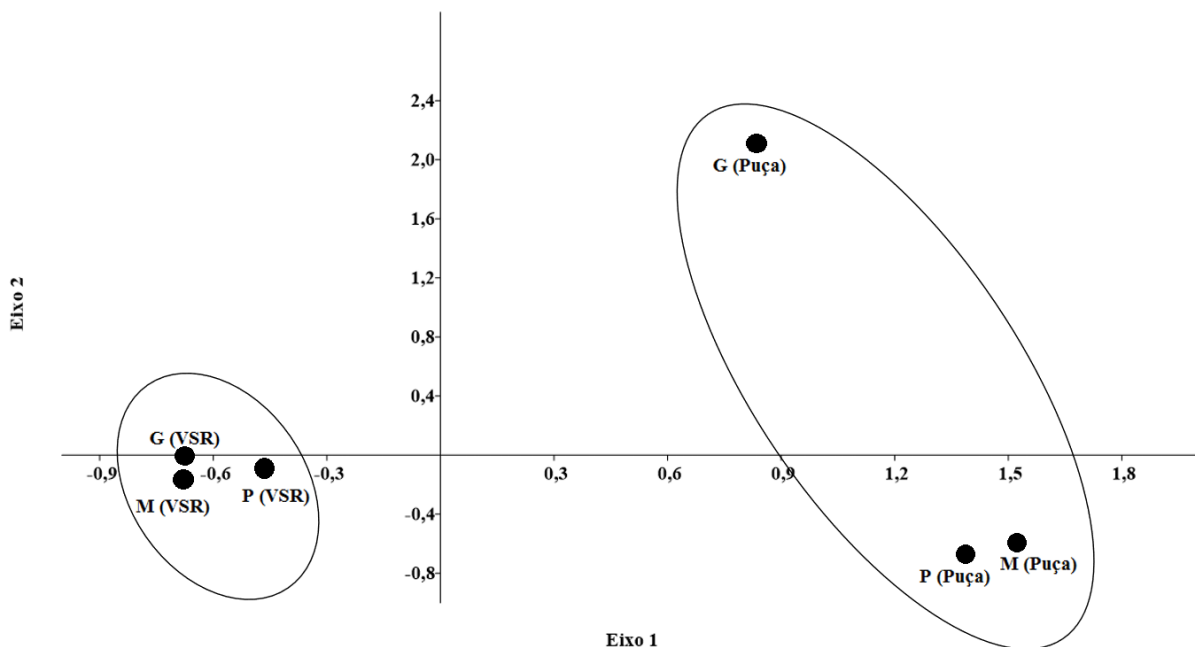


Figura 4 – Análise de correspondência da comunidade de borboletas em relação ao método de captura (com base em dados de abundância das espécies).

A análise de correspondência apresenta a formação de dois ajuntamentos (FIGURA 4). O primeiro círculo mostra a união dos fragmentos do método de armadilha VSR, deve-se que

a maioria das espécies que compõe esse grupo são frugívoras. O fragmento P se apresenta levemente separado, com maior proximidade entre M e G. Ambas apresentam maior similaridade de espécies, supostamente por possuírem maior tamanho, e apesar do maior efeito borda da área M, ambos possuem clima mais úmido e mata mais fechada. Já, o segundo círculo aglomera os fragmentos do método de armadilha Puça, certo que a maioria das espécies que compõe esse grupo são nectarívoras. Os fragmentos P e M apresentam grande adjacência, ambos possuem menor tamanho e maior incidência do efeito de borda, que altera a estrutura do habitat e causa morte de espécies vegetais, implicando em menos recursos para esse grupo. Mostrando, ainda, o fragmento G mais afastado dos demais, esse revelou maior riqueza de espécies, porém, a menor abundância, além de ser a área de maior tamanho.

Alguns estudos realizados com a guilda frugívora mostram que a riqueza de espécies é positivamente correlacionada com a área do fragmento (VEDDELER et al., 2005; UEHARA-PRADO et al., 2007), mais detalhadamente, isso pode haver grande relação com seus recursos alimentares. Sabendo, ainda, que as borboletas são separadas em duas guildas conforme seu hábito de alimentação, os efeitos da fragmentação poderão influenciar a riqueza de espécies de borboletas em uma área, certamente atingindo de forma distintas nesses dois grupos.

Para uma amostragem completa de borboletas os dois métodos são complementares por abrangerem guildas alimentares diferentes. Ambos grupos podem ser bons bioindicadores de alterações ambientais a nível de espécie ou subfamília, logo que, as espécies mais abundantes são mais adaptadas a ambientes perturbados. A fragmentação e seus efeitos perturbatórios certamente afetam as duas guildas de maneiras distintas em nível de riqueza por afetarem negativamente seus recursos alimentares. Este estudo destaca a importância de mais estudos para guilda nectarívora, podendo ser ótimo grupo indicador de fragmentação de paisagem.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARCE, P. A. **Borboletas como indicadores biológicos de qualidade do ar: um estudo nos parques urbanos da cidade de Osasco - SP.** 115f. Dissertação de mestrado, Universidade Nove Julho – Uninove Programa de Mestrado Profissional em Gestão Ambiental e Sustentabilidade – GeAS, São Paulo, 2015.

APARECIDO, L. E. O.; SOUZA, P. S. **Boletim Climático.** Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Sul de Minas Gerais, n.38. 2016. Disponível em: <http://www.muz.ifsuldeminas.edu.br/attachments/4212_Boletim_Clima_Fevereiro_2016-Pronto.pdf>. Acesso em: 03 fev. 2017.

BAZ, A.; BOYERO, A. G. The effects of forest fragmentation on butterfly communities in central Spain. **Journal of Biogeography**, v.22, n.1, p.129–140, 1995.

BONEBRAKE, T. C.; PONISIO, L. C.; BOGGS, C. L.; EHRlich, P. R. More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. **Biological Conservation**. v.143, n.8, p.1831-1841, 2010.

BONFANTTI, D.; LEITE, L. A. R.; CARLOS, M. M.; CASAGRANDE, M. M.; MIELKE, E. C.; MIELKE, O. H. H. Riqueza de borboletas em dois parques urbanos de Curitiba, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.2, p.247-253, 2011.

BRITO, M. M.; RIBEIRO, D. B.; RANIERO, M.; HASUI, É.; RAMOS, F. N.; ARAB, A. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: variation of seasonality between habitat specialists. **Journal of insect conservation**, v.18, n.4, p.547-560, 2014.

BROWN JR, K. S. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: COLLINS, N. M.; THOMAS, J. A. (eds). **The conservation of insects and their habitats**. 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London, September 1989. Academic Press, London., 1991. p.349-401.

BROWN JR, K. S.; BROWN, G. G. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In: WHITMORE, T. C.; SAYER, J. A. **Tropical deforestation and species extinctions**. Londres: Chapman and Hall, 1992. p.119-142.

BROWN JR, K. S. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. In: MORELLATO, L. P. C. (org). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas, Unicamp/Fapesp, 1992. p.142-187.

BROWN JR., K. S.; HUTCHINGS, R. W. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian butterflies. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p.91-110.

BROWN JR, K. S. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. In: COLLINS, N. M.; THOMAS, J. A. **The conservation of insects and their habitats**. London: Academic Press, Royal Entomological Society Symposium, 1991. p.349-404.

BROWN JR, K. S. Conservation of threatened species of Brazilian butterflies. In: AE, S. A.; HIROWATARI, T.; ISHII, M.; BROWER, L. P. (eds). **Decline and conservation of butterflies in Japan**. Osaka: Lepidopterist Society of Japan, 1996. p.45-62.

BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Atlantic Forest butterflies: indicator of landscape conservation. **Biotropica**, v.4b, n.32, p.934-956, 2000.

BROWN JR., K. S. Geologic, evolutionary, and ecological bases of the diversification of neotropical butterflies: implications for conservation. In: BERMINGHAM, E.; DICK, C. W.; MORITZ, G. (eds). **Tropical rainforests: past, present, and future**. The University of Chicago Press. Chicago. USA. ix+745, 2005. p.166-201.

BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Lepidoptera. In: BRANDÃO, C. R. F.; CANCELLO, E. M. (eds). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil – Invertebrados Terrestres**. São Paulo: FAPESP, 1999. XVI+279 p.

DEVRIES, P. **The butterflies of Costa Rica and their natural history. Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae**. Princeton: Princeton University Press, 1987. 327p.

DEVRIES, P. J.; WALLA, T. R. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. **Biological Journal of the Linnean Society**. v.74, n.1, p.1-15, 2001.

DEVRIES, P. J.; WALLA, T. R.; GREENEY, H. F. Species diversity in spacial and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community from two Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.68, n.3, p.333-353, 1999.

EMERY, E. O.; BROWN JR, K. S.; PINHEIRO, C. E. G. As borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea) do Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.50, n.1, p.85-92, 2006.

FONSECA, N. G.; KUMAGAI, A. F.; MIELKE, O. H. Lepidópteros visitantes florais de *Stachytarpheta cayennensis* (Rich.) Vahl (Verbenaceae) em remanescente de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.50, n.3, p.399-405, 2006.

FORTUNATO, L.; RUSZCZYK, A. Comunidades de lepidópteros frugívoros em áreas verdes urbanas e extraurbanas de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v.57, n.1, p.79-87, 1997.

FRANCINI, R. B.; DUARTE, M.; MIELKE, O. H. H.; CALDAS, A.; FREITAS, A. V. L. Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea and Hesperioidea) of the “Baixada Santista” region,

coastal São Paulo, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.55, n.1, p.55-68, 2011.

FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN JR, K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (eds). **Métodos de estudos em biologia e manejo da vida silvestre**. Curitiba: editora da UFPR; Fundação O Boticário, 2003. p.125-151.

GIOVENARDI, R.; DI MARE, R. A.; SPONCHIADO, J.; ROANI, S. H.; JACCOMASSA, A. B. J.; PORN, M. A. Diversidade de Lepidoptera (Papilionoidea e Hesperioidea) em dois fragmentos de floresta no município de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.52, n.4, p.599-605, 2008.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. **Past. Paleontological Statistical**. v.1.18., v.23, p.2005. 2003.

HEPPNER, J. B. Faunal regions and the diversity of Lepidoptera. **Tropical Lepidoptera**. v.2, p.1-85, 1991.

ISERHARD, A. C.; QUADROS, M. T.; ROMANOWSKI, H. P.; MENDONÇA JR, M. S. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes na Floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v.10, n.1, p.309-320, 2010.

LAMAS, G. Checklist: Part 4A. Hesperioidea – Papilionoidea. In: Heppner, J. B. (ed). **Atlas of Neotropical Lepidoptera. Association for Tropical Lepidoptera**, Gainesville, 2004. 439p.

LEMES, R.; RITTER, C. D.; MORAIS, A. B. B. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) visitantes florais no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. **Biotemas**, v.21, n.4, p.91-98, 2008.

LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.62-69, 2005.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, New Jersey, EUA, 1988. 179p.

MARCHIORI, M. O.; ROMANOWSKI, H. P. Borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) do Parque Estadual do Espinilho e entorno, Rio Grande do Sul, Brasil **Revista Brasileira de Zoologia**. v.23, n.4, p.1029-1037, 2006.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Conama nº 392, de 25 de junho de 2007.** Biomas – Estágios sucessionais da vegetação da Mata Atlântica. p.212-215, 2007.

MORAIS, A. B. B.; LEMES, R.; RITTER, C. D. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de Val de Serra região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v.12, n.2, p.1-9, 2012.

NEW, T. R. Are Lepidoptera an effective ‘umbrella group’ for biodiversity conservation? **Journal Insect Conservation**, v.1, n.1, p.5–12, 1997.

PALUCH, M.; MIELKE, O. H. H.; NOBRE, C. E. B.; CASAGRANDE, M. M.; MELO, D. H. A.; FREITAS, A. V. L. Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) of the Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco, Brazil. **Biota Neotropica**, v.11, n.4, p.229-238, 2011.

PEARSON, D. L.; CASSOLA, F. Worldwide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. **Conservation Biology**, v.6, n.3, p.376-391, 1992.

PEDROTTI, V. S.; BARROS, M. P. D.; ROMANOWSKI, H. P.; ISERHARD, C. A. Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) ocorrentes em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas. v.11, n.1, p. 385-390, 2011.

PEREIRA, H. A.; SILVA, J. R.; MARQUES, G. D. V.; GERMANOS, E.; CARMARGO, A. J. A.; STEFANI, V. Levantamento de Lepidópteros (Insecta: Lepidoptera) diurnos em mata mesófila semi decídua de um fragmento urbano. **Bioscience Journal**, v.27, n.5, p.839-848, 2011.

PIRES, A. C. V. **Distribuição de borboletas nectarívoras ao longo do gradiente altitudinal de uma montanha tropical: padrões e mecanismos.** 46f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal De Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2014.

RAIMUNDO, R. L. G.; FREITAS, A. V. L.; COSTA, R. N. S.; OLIVEIRA, J. B. F.; LIMA, A. F.; MELO, A. B.; BROWN, K. S. **Manual de monitoramento ambiental usando borboletas e libélulas.** Reserva extrativista do Alto Juruá Marechal Thaumaturgo. Campinas, CERES/Laboratório de Antropologia e Ambiente, v.1, 2003.

REBOITA, M. S.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. F.; ALVES, M. A. Aspectos climáticos do estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Climatologia**, v.17, 2015.

RIBEIRO, D. B.; PRADO, P. I.; BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Additive partitioning of butterfly diversity in a fragmented landscape: importance of scale and implications for conservation. **Diversity and Distributions**, v.14, n.6, p.961-968, 2008.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v.142, n.6, p.1141-1153, 2009.

RIBEIRO, D. B.; PRADO, P. I.; BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Temporal Diversity Patterns and Phenology in Fruit-feeding Butterflies in the Atlantic Forest. **Biotropica**, v.42, n.6, p.710-716, 2010.

RIBEIRO, D. B.; FREITAS, A. V. L. The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. **Journal of Insect Conservation**, v.16, n.5, p.733-744, 2012.

RITTER, C.D.; LEMES, R.; MORAIS, A. B. B. D.; DAMBROS, C. D. S. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.1, p.361-368, 2011.

RODRIGUES, J. J. S.; BROWN JR, K. S.; RUSZCZYK, A. Resources and conservation of neotropical butterflies in urban forests fragments. **Biological Conservation**, v.64, n.1, p.3-9, 1993.

SACKIS, G. D.; MORAIS, A. B. B. Butterflies (Lepidoptera: Hesperioidea and Papilionoidea) from Universidade Federal de Santa Maria campus, Santa Maria, Rio Grande do Sul. **Biota Neotropica**, v.8, n.1, p.151-158, 2008.

SANTOS, J. P. D.; ISERHARD, C. A.; TEIXEIRA, M. O.; ROMANOWSKI, H. P. Fruit-feeding butterflies guide of subtropical Atlantic Forest and Araucaria Moist Forest in State of Rio Grande do Sul, Brazil. **Biota Neotropica**, v.11, n.3, p.253-274, 2011.

SCHMIDT, D. G., COSTA, L. C; CAMPOS-ELPINO, A.; BARP, E. A. Diversidade de borboletas (Lepidoptera) na borda e no interior de um fragmento de mata, no município de Seara – SC. **Saúde e Meio Ambiente**, v.1, n.2, p.3-15, 2012.

SILVA, A. R. M; LANDA, G. G.; VITALINO, R. F. Borboletas (Lepidoptera) de um fragmento de mata urbano em Minas Gerais, Brasil. **Lundiana**, v.8, n.2, p.137-142, 2007.

SILVA, A. R. M.; CASTRO, C. O.; MAFIA, P. O.; MENDONÇA, M. O. C.; ALVES, T. C. C.; BEIRÃO, M. V. Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) de uma área urbana (Área de Proteção Especial Manancial Cercadinho) em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. **Biota Neotropica**, v.12, n.3, p.292-297, 2012.

SPANIOL, R. L.; MORAIS, A. B. B. Borboletas frugívoras em área de transição ecológica do sul do Brasil (Lepidoptera: Nymphalidae). **SHILAP Revista de Lepidopterologia**, v.43, n.169, p.27-40, 2015.

UEHARA-PRADO, M. **Efeito de fragmentação florestal na guilda de borboletas frugívoras do Planalto Atlântico Paulista**. 144f. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 2003.

UEHARA-PRADO, M.; FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN JR, K. S. Guia das borboletas frugívoras da reserva estadual do Morro Grande e região de Caucaia do Alto, Cotia (São Paulo). **Biota Neotropica**, v.4, n.1, p.1-25, 2004.

UEHARA-PRADO, M.; BROWN, K. S.; FREITAS, A. V. L. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the South Brazilian Atlantic Forest. **Journal of the Lepidopterists' Society**, v.59, n.2, p.96-106, 2005.

UEHARA-PRADO, M.; BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. 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**, v.16, n.1, p.43-54, 2007.

VEDDELER, D.; SCHULZE, C. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; BUCHORI, D.; TSCHARNTKE, T. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. **Biodiversity and Conservation**, v.14, n.14, p. 3577-3592, 2005.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTINEZ, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. **Revista do Instituto Florestal**, v.4, n. único, parte 2, p.400-407, 1992.

WAHLBERG, N.; LENEVEU, J.; KODANDARAMAIAH, U.; PEÑA, C.; NYLIN, S.; FREITAS, A. V. L.; BROWER, A. V. Z. Nymphalid butterfly diversity following near demise at the Cretaceous/Tertiary boundary. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**. v.276, n.1677, p.4295-4302, 2009.

WARREN, A. D.; DAVIS, K. J.; STANGELAND, E. M.; PELHAM, J. P.; GRISHIN, N. V. 2013. **Illustrated Lists of American Butterflies**. Disponível em: <<http://www.butterfliesofamerica.com/>> Acesso em: 03 mar. 2016.

ZACCA, T.; BRAVO, F. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) da porção norte da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v.12, n.2, p.1-10, 2012.

APÊNDICE

Lista de espécies de borboletas capturas da área de estudo, representada pelo os três fragmentos, divididas pelo método de coleta (VSR* e Puça*) e separadas pelo hábito alimentar.

| Táxon | Fragmento P | | Fragmento M | | Fragmento G | | Hábito alimentar |
|--|-------------|------|-------------|------|-------------|------|------------------|
| | VSR | Puça | VSR | Puça | VSR | Puça | |
| NYMPHALIDAE | | | | | | | |
| Biblidinae | | | | | | | |
| Ageroniini | | | | | | | |
| <i>Ectima thecla</i> (Fabricius, 1796) | 1 | | | | | | Frugívora |
| <i>Hamadryas amphinome</i> (Linnaeus, 1767) | 8 | | 7 | | 6 | | Frugívora |
| <i>Hamadryas epinome</i> (C. Felder & R. Felder, 1867) | 3 | | 1 | | 2 | | Frugívora |
| <i>Hamadryas februa</i> (Hübner, [1823]) | 3 | | 6 | | 1 | | Frugívora |
| <i>Hamadryas feronia</i> (Linnaeus, 1758) | 1 | | | | | | Frugívora |
| <i>Myscelia orsis</i> (Drury, 1782) | 2 | | 2 | | | | Frugívora |
| Biblidini | | | | | | | |
| <i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1779) | 1 | | | | | 3 | Frugívora |
| Callicorini | | | | | | | |
| <i>Callicore astarte</i> (Cramer, 1779) | 2 | | 3 | | | 1 | Frugívora |
| <i>Diaethria clymena</i> (Cramer, 1775) | | | | 1 | | | Frugívora |
| <i>Paulogramma pygas</i> (Godart, 1824) | 2 | | | | | | Frugívora |
| Catonephelini | | | | | | | |
| <i>Catonephele numilia</i> (Cramer, 1775) | | | | | 12 | 2 | Frugívora |
| <i>Eunica tatila</i> (Rerrich-Schäffer, 1855) | 5 | | 3 | | 3 | | Frugívora |
| Epiphilini | | | | | | | |
| <i>Epiphile oreia</i> (Hübner, 1823) | 3 | | 8 | 4 | 13 | 3 | Frugívora |
| <i>Nica flavilla</i> (Godart, [1824]) | 1 | | | | | | Frugívora |
| Chaxarinae | | | | | | | |
| Anaeini | | | | | | | |
| <i>Fountainea ryphea</i> (Cramer, 1775) | 26 | | 42 | | 34 | | Frugívora |
| <i>Hypna clytemnestra</i> (Cramer, 1777) | | | | | 4 | | Frugívora |
| <i>Memphis appias</i> (Hübner, [1825]) | 2 | | 21 | | | | Frugívora |
| <i>Memphis moruus</i> (Fabricius, 1775) | 15 | | 7 | | 1 | | Frugívora |
| <i>Memphis acidalia</i> (Hübner, [1819]) | | | 2 | | 2 | | Frugívora |
| <i>Zaretis strigosus</i> (Gmelin, 1790) | 10 | | 6 | | 2 | | Frugívora |
| Preponini | | | | | | | |
| <i>Archaeoprepona amphimachus</i> (Fabricius, 1775) | 3 | | | | 12 | | Frugívora |
| <i>Archaeoprepona demophon</i> (Linnaeus, 1758) | 3 | | 2 | | 1 | | Frugívora |
| <i>Archaeoprepona demophoon</i> (Hübner, [1814]) | 2 | | 1 | | | | Frugívora |
| Heliconiinae | | | | | | | |
| Acraeni | | | | | | | |
| <i>Actinote pyrrha</i> Hubner, [1821] | | | | 9 | | 7 | Nectarívora |
| <i>Actinote</i> sp Hübner [1821] | | | | | | 3 | Nectarívora |
| Heliconiini | | | | | | | |
| <i>Dione junio</i> (Cramer, 1779) | | 2 | | | | | Nectarívora |
| <i>Heliconius erato</i> (Linnaeus, 1758) | | 2 | | 2 | | | Nectarívora |

| | | | | | | | |
|---|----|----|-----|----|----|-------------|-------------|
| <i>Heliconius besckei</i> Ménériés, 1857 | 1 | 10 | 7 | | 1 | Nectarívora | |
| <i>Heliconius ethilla</i> Godart, 1819 | | 2 | 4 | 1 | | Nectarívora | |
| <i>Eueides isabella</i> (Stoll, [1781]) | | 1 | | | | Nectarívora | |
| <i>Melinaea ethra</i> (Godart, 1819) | | 1 | | | | Nectarívora | |
| <i>Charonias theano</i> (Boisduval, 1836) | | | 3 | | | Nectarívora | |
| Ithomiinae | | | | | | | |
| Tithoreini | | | | | | | |
| <i>Aeria olena</i> Weymer, 1875 | 11 | 10 | 8 | 4 | 1 | Nectarívora | |
| Mechanitini | | | | | | | |
| <i>Mechanitis polyminia</i> Haensch, 1905 | | 4 | | 6 | 2 | Nectarívora | |
| <i>Mechanitis lysimnia</i> (Fabricius, 1793) | | 8 | | 10 | 1 | Nectarívora | |
| Napeogenini | | | | | | | |
| <i>Hypothyris euclea</i> (Godart, 1819) | 2 | | 2 | | 1 | Nectarívora | |
| <i>Hypothyris ninonia</i> (Boisduval, 1836) | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | Nectarívora | |
| Dircennini | | | | | | | |
| <i>Dircenna dero</i> (Hübner, 1823) | | | | | 1 | Nectarívora | |
| <i>Episcada carcinia</i> Schaus, 1902 | | 1 | | | 2 | Nectarívora | |
| <i>Episcada hymenaea</i> (Prittwitz, 1865) | | 10 | | 10 | | Nectarívora | |
| Godyridini | | | | | | | |
| <i>Hypoleria lavinia</i> (Hewitson, [1855]) | 5 | 3 | | | | Nectarívora | |
| Ithomiini | | | | | | | |
| <i>Placidina euryanassa</i> (C. Felder & R. Felder, 1860) | | 2 | | | | Nectarívora | |
| Limenitidinae | | | | | | | |
| Limenitidini | | | | | | | |
| <i>Adelpha falcipenis</i> Fruhstorfer, 1915 | | | | | 1 | Frugívora | |
| <i>Adelpha</i> sp Hubner, [1821] | 3 | 3 | 1 | | 1 | Frugívora | |
| <i>Adelpha syma</i> (Godart, [1824]) | | | | | 2 | Frugívora | |
| Nymphalinae | | | | | | | |
| Coeini | | | | | | | |
| <i>Colobura dirce</i> (Linnaeus, 1758) | 35 | | 101 | | 20 | 1 | Frugívora |
| <i>Historis odius</i> (Fabricius, 1775) | 1 | | 1 | | | | Frugívora |
| <i>Smyrna blomfieldia</i> (Fabricius, 1781) | 5 | | 10 | | 12 | | Frugívora |
| Nymphalini | | | | | | | |
| <i>Vanessa myrinna</i> (Doubleday, 1849) | | | | 1 | | | Nectarívora |
| Kallimini | | | | | | | |
| <i>Siproeta epaphus</i> Hübner, 1823 | | | | | | 1 | Nectarívora |
| Melitaeini | | | | | | | |
| <i>Chlosyne lacinia</i> (Geyer, 1837) | | 1 | | | | 1 | Nectarívora |
| <i>Eresia lansdorfi</i> (Godart, 1819) | | | | 1 | | | Nectarívora |
| <i>Orthia ortilia</i> (Hewitson, 1864) | | | | 2 | | | Nectarívora |
| <i>Tegosa claudina</i> (Eschscholtz, 1821) | | 7 | | 9 | | 3 | Nectarívora |
| Satyrinae | | | | | | | |
| Satyrini | | | | | | | |
| <i>Capronnieria galesus</i> (Godart, [1824]) | 2 | | | | 2 | 1 | Frugívora |
| <i>Eteona tisiphone</i> (Boisduval, 1836) | 19 | | | 1 | | 3 | Frugívora |
| <i>Forsterinaria necys</i> (Godart, [1824]) | 16 | 2 | 1 | 1 | | 2 | Frugívora |

| | | | | | | |
|--|---|---|----|----|----|-------------|
| <i>Forsterianaria pronophila</i> (Butler, 1867) | 2 | | | | | Frugívora |
| <i>Forsterinaria quantius</i> (Godart, [1824]) | 7 | | | 11 | 2 | Frugívora |
| <i>Godartiana sp</i> Forster, 1964 | | | 1 | | 1 | Frugívora |
| <i>Hermeuptychia sp</i> Forster, 1964 | | 5 | 1 | 4 | | 1 Frugívora |
| <i>Carminda paeon</i> (Godart, [1824]) | 1 | | | | | Frugívora |
| <i>Atlanteuptychia Ernestina</i> (Weymer, 1911) | | | | | 1 | Frugívora |
| <i>Pareuptychia ocirrhoe</i> (Fabricius, 1776) | | | 2 | | | Frugívora |
| <i>Paryphthimoides eous</i> (Butler, 1867) | 6 | 4 | | | 2 | Frugívora |
| <i>Paryphthimoides grimon</i> (Godart, [1824]) | | | | | 1 | Frugívora |
| <i>Splendeuptychia doxes</i> (Godart, 1823) | | | 2 | 1 | 1 | Frugívora |
| <i>Splendeuptychia hygina</i> (Butler, 1877) | | | | | 1 | Frugívora |
| <i>Pharneuptychia sp</i> Forster, 1964 | 1 | | | | 2 | Frugívora |
| <i>Taygetis acuta</i> (Cramer, 1776) | 1 | | 9 | 1 | 1 | 1 Frugívora |
| <i>Taygetis drogoni</i> Siewert, Zacca, Dias & Freitas, 2013 | | | | | 4 | Frugívora |
| <i>Taygetis laches</i> (Fabricius, 1793) | 1 | | | | | Frugívora |
| <i>Taygetis ypthima</i> Hübner, [1821] | 1 | | 1 | | | Frugívora |
| <i>Yphthimoides renata</i> (Stoll, 1780) | | 1 | 1 | | 2 | Frugívora |
| Espécie 1 | 1 | | 1 | | 1 | Frugívora |
| Espécie 2 | | 1 | | | | Frugívora |
| Morphini | | | | | | |
| <i>Antirrhea archaea</i> (Butler, 1868) | | | | | 1 | Frugívora |
| <i>Morpho aega</i> (Hübner, 1822) | 1 | | | | 1 | Frugívora |
| <i>Morpho anaxibia</i> (Hubner ,1822) | | | | | 1 | Frugívora |
| <i>Morpho epistrophus</i> (Fabricius, 1796) | | | 1 | | 1 | Frugívora |
| <i>Morpho helenor</i> (Cramer, 1776) | 1 | | | | | Frugívora |
| Brassolini | | | | | | |
| <i>Caligo arisbe</i> (Hübner, [1822]) | 1 | | 2 | | 4 | Frugívora |
| <i>Catoblepia berecynthia</i> (Cramer, [1777]) | 5 | 1 | 5 | 1 | | Frugívora |
| <i>Dasyophthalma rusina</i> (Godart, 1824) | 1 | | 4 | | 2 | Frugívora |
| <i>Eryphanis reevesii</i> Doubleday, [1849] | 3 | | 10 | | 18 | Frugívora |
| <i>Opsiphanes cassiae</i> (Linnaeus, 1758) | | | 2 | | | Frugívora |
| <i>Opsiphanes invirae</i> (Hübner, 1808) | 2 | | 8 | | 2 | Frugívora |
| <i>Opoptera syme</i> (Hübner, 1821) | 1 | | 22 | | 19 | 3 Frugívora |
| HESPERIDAE | | | | | | |
| Espécie 3 | | | | 2 | | Nectarívora |
| Espécie 4 | | | | 1 | 1 | Nectarívora |
| Espécie 5 | | | | | 1 | Nectarívora |
| Espécie 6 | | | | | 2 | Nectarívora |
| Espécie 7 | | | | 1 | | Nectarívora |
| Pyrginae | | | | | | |
| Eudamini | | | | | | |
| <i>Urbanus dorantes</i> (Stoll, 1790) | | 1 | | 1 | 1 | Nectarívora |
| <i>Urbanus teleus</i> (Hübner, 1821) | | | | | 2 | Nectarívora |
| <i>Urbanus simplicius</i> (Stoll, 1790) | | 1 | | | | Nectarívora |
| Pyrgini | | | | | | |
| <i>Achlyodes busirus</i> (Cramer, [1779]) | | | | | 1 | Nectarívora |

| | | | | |
|--|----|----|----|-------------|
| <i>Heliopetes arsalte</i> (Linnaeus, 1758) | | | 2 | Nectarívora |
| <i>Noctuana diurna</i> (Butler, 1870) | 1 | | | Nectarívora |
| <i>Pythonides amaryllis</i> Staudinger, 1876 | | | 1 | Nectarívora |
| Hesperiinae | | | | |
| <i>Xeniades orchamus</i> (Cramer, 1777) | | | 1 | Nectarívora |
| <i>Molo mango</i> (Guenée, 1865) | | | 1 | Nectarívora |
| Pyrrhopyginae | | | | |
| Espécie 8 | | | 1 | Nectarívora |
| RIODINIDAE | | | | |
| Riodiniinae | | | | |
| Mesosemiini | | | | |
| <i>Mesosemia acuta</i> Weyer, 1910 | | | 2 | Nectarívora |
| Tribo Incertae Sedis | | | | |
| <i>Emesis russula</i> Stichel, 1810 | | | 1 | Nectarívora |
| Nymphidiini | | | | |
| <i>Lemonias zygia</i> (Hübner, 1807) | 2 | | 9 | Nectarívora |
| <i>Synargis paulistina</i> (Stichel, 1910) | 1 | | | Nectarívora |
| <i>Panara soana</i> Hewitson, 1875 | | 2 | | Nectarívora |
| <i>Panara jarbas</i> E. Doubleday, 1847 | | 3 | 3 | Nectarívora |
| Riodinini | | | | |
| <i>Rhetus periander eleusinus</i> (Cramer, 1777) | 1 | | | Nectarívora |
| <i>Chorinea licursis</i> (Fabricius, 1775) | | | 1 | Nectarívora |
| LYCAENIDAE | | | | |
| Theclinae | | | | |
| Eumaeini | | | | |
| <i>Arawacus meliboeus</i> (Fabricius, 1793) | 1 | | | Nectarívora |
| <i>Calycopis sp</i> (Hewitson, 1877) | | | 2 | Nectarívora |
| <i>Laothus phydela</i> (Hewitson, 1867) | 1 | | | Nectarívora |
| <i>Ocaria thales</i> (Fabricius, 1793) | | | 2 | Nectarívora |
| <i>Pseudolycaenas marsyas</i> (Linnaeus, 1758) | | | 1 | Nectarívora |
| Espécie 9 | | | 2 | Nectarívora |
| PIERIDAE | | | | |
| Pierinae | | | | |
| <i>Archonias brassolis</i> (Fabricius, 1777) | 1 | | 11 | Nectarívora |
| <i>Ascia monuste</i> (Linnaeus, 1764) | 1 | 6 | | Nectarívora |
| <i>Pereute swainsoni</i> (Gray, 1832) | | 1 | | Nectarívora |
| <i>Melete lycimnia</i> (Cramer, 1777) | | 3 | | Nectarívora |
| Coliadinae | | | | |
| <i>Eurema albula</i> (Cramer, 1775) | 19 | 17 | 4 | Nectarívora |
| <i>Eurema elathea</i> (Cramer, [1777]) | 3 | 1 | | Nectarívora |
| <i>Phoebis sennae</i> (Linnaeus, 1758) | | 1 | | Nectarívora |
| <i>Pyrisitia nise</i> (Cramer, [1775]) | 2 | 9 | | Nectarívora |
| PAPILIONIDAE | | | | |
| Papilioninae | | | | |
| Troidini | | | | |
| <i>Parides anchises</i> (Godart, 1819) | 4 | 1 | | Nectarívora |

| | | | | | | | | |
|--|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|
| <i>Parides proneus</i> (Hübner, [1831]) | | 1 | | | | | | Nectarívora |
| <i>Battus polystictus</i> (Butler, 1874) | | 1 | | | | | | Nectarívora |
| Total | 232 | 117 | 321 | 135 | 201 | 113 | 1119 | |

*VSR = Método de coleta por armadilha Van-Someren Rydon. *Puça = Método de coleta por Busca ativa.