



Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Centro de Biociências
Programa de Pós Graduação em Ecologia

**Efeitos da fragmentação de hábitat sobre borboletas frugívoras (Lepidoptera:
Nymphalidae) em remanescentes de Mata Atlântica no Rio Grande do Norte**

Marcos Roberto Monteiro de Brito

Natal/RN
2017

Marcos Roberto Monteiro de Brito

**Efeitos da fragmentação de hábitat sobre borboletas frugívoras (Lepidoptera:
Nymphalidae) em remanescentes de Mata Atlântica no Rio Grande do Norte**

Dissertação apresentada ao Programa de Pósgraduação
em Ecologia do Centro de Biociências
da Universidade Federal do Rio Grande do Norte,
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof^o. Dr. Márcio Zikán Cardoso
Coorientadora: Dr^a Marília Bruzzi Lion

Comissão avaliadora:
Prof^a. Dr^a. Míriam Plaza Pinto
Prof^o. Dr. Danilo Bandini Ribeiro

Natal/RN
2017

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - -Centro de
Biociências - CB

Brito, Marcos Roberto Monteiro de.

Efeitos da fragmentação de hábitat sobre borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) em remanescentes de Mata Atlântica no Rio Grande do Norte / Marcos Roberto Monteiro de Brito. - Natal, 2017.

39 f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Márcio Zikán Cardoso.

Coorientadora: Dra. Marília Bruzzi Lion.

1. Borboletas frugívoras - Dissertação. 2. Fragmentação - Dissertação. 3. Perda de hábitat - Dissertação. 4. Nymphalidae - Dissertação. 5. Mata Atlântica Dissertação. I. Cardoso, Márcio Zikán. II. Lion, Marília Bruzzi. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

RN/UF/BSE-CB

CDU 595.78

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Márcio Zikán, pela orientação, paciência, amizade e ensinamentos, acadêmicos ou de outra natureza, mas principalmente por acreditar que eu seria capaz de concluir o trabalho com sucesso.

A Marília Lion pela coorientação, amizade, ensinamentos, pela disponibilização do banco de dados referentes à paisagem e pela viagem que marcou minha vida.

Agradeço aos professores Adrian Garda , Gabriel Costa e Míriam Pinto pelas sugestões e contribuições durante as fases de projeto e qualificação.

Aos Professores que compõem a banca avaliadora, pela disponibilidade e contribuições, especificamente a Professora Míriam Pinto que também contribuiu significativamente durante outras etapas de avaliação do projeto, e ao Dr. Danilo Ribeiro, por aceitar ser o avaliador externo.

Ao CNPq, pela bolsa, armadilhas e ao CNPq e Redelep pela disponibilização do veículo que possibilitou as expedições.

A Biosev S.A . e ao Senhor André Luiz, gerente do setor ambiental, pela autorização de coleta dentro da área de plantação da Usina Estivas.

Aos parceiros de laboratório pela amizade, aprendizado e por reuniões que além de muito proveitosas, divertidas.

A todos os (muitos) amigos pelo auxílio, companhia, conselhos e risadas durante as coletas, em especial Isabela Oliveira e Larissa Nascimento, por terem me ensinado os ossos do ofício e terem me acompanhado por um longo tempo. A Danielle Morais, por ter encarado a empreitada e ter me acompanhado do primeiro ao (quase) último dia, se tornando uma grande amiga. Ao amigo de longa data, Felipe Arievalo por ter ido religiosamente comigo todos os meses, e ser o fotógrafo oficial. A Tianisa Prates pela paciência, empolgação e companhia sempre que possível, mesmo quando estava finalizando sua própria dissertação. Sem vocês, os dias seriam mais solitários e longos.

Aos parceiros improváveis das viagens a campo. Daiane, por sempre me receber sorrindo nos momentos de refeição e pelos muitos brigadeiros gratuitos. Seu Costa por segurar o parachoque do carrão sem cobrar nada, quando ele arrebentou. Seu Marcos pelo trator e prestatividade pra me tirar da lama com ajuda do Rafael e do Ricardo. Ranieri e Eliane pelo carinho e desconto generoso no conserto do carrão.

Aos amigos, RafaLeo, Ju , Mariecota, Patético, Arievalo, Pipok, Cabeção, o famoso Willianilson, Dani, Isa, Larissa, Manel e Flavinha. Por terem feito parte disso, de uma maneira ou de outra. Em especial àquela Plantinha, pelo carinho especial e companhia indispensável.

A Renata Sousa-Lima, pela amizade e carinho, mesmo após minha mudança radical de área de estudo.

Não posso deixar de agradecer a minha família, que sempre me apoiou e entendeu minhas escolhas, mesmo nos momentos difíceis.

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	7
2 MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1 Área de estudo	11
2.2 Coleta de dados	12
2.3 Caracterização dos Fragmentos e Análise da Paisagem	13
2.4 Análise Estatística	16
2.4.1 Caracterização Geral	16
2.4.2 Seleção de Modelos	18
2.5 Estrutura e Dinâmica das Comunidades	18
3.RESULTADOS	19
3.1 Características gerais	19
3.2 Seleção de Modelos	23
3.3 Estrutura das Comunidades	25
4. DISCUSSÃO	27
5.ANEXOS	31
6.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33

RESUMO

A perda de hábitat e a fragmentação estão entre as maiores ameaças a biodiversidade, podendo levar a declínios de comunidades biológicas. As respostas a essas perturbações dependem de fatores da paisagem e também de fatores intrínsecos aos fragmentos, além de poderem ser diferentes entre espécies. O presente trabalho avalia como a área do fragmento, isolamento, forma, qualidade da matriz e a distância para o curso de água permanente (rio ou lago) mais próximo afetam a riqueza e a abundância de borboletas frugívoras em fragmentos de Mata Atlântica no nordeste brasileiro. O estudo foi realizado em 15 fragmentos com áreas entre 1,7 e 27,4 hectares, inseridos em uma matriz dominada por plantações de cana-de-açúcar e distantes da água entre 0 e cerca de 2000 metros. A riqueza de espécies e abundância declinaram com o aumento da distância para água. A seleção de modelos sugeriu que a distância para água é o principal fator influenciando riqueza e abundância, mas qualidade da matriz também apareceu como importante fator para a riqueza, enquanto forma do fragmento aparece como fator importante para abundância. Nossos resultados destacam a importância da distância para um curso de água na manutenção de comunidades de borboletas frugívoras em ambientes fragmentados de Mata Atlântica

Palavras-chave: Fragmentação, perda de hábitat, borboletas frugívoras, Nymphalidae, Mata Atlântica.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are the biggest threats to biodiversity, contributing to declines in biological communities. The response of species and communities to these disturbances depend on landscape features and characteristics of each fragment, and can also vary among different species. Our study test how fragment area, isolation, shape, matrix quality and distance to the nearest permanent course of water (river or pond) affect fruit-feeding butterfly communities in the northeastern portion of the Brazilian Atlantic Forest. We used 15 fragments, surrounded by a heterogeneous matrix, consisting predominantly of sugarcane crop fields, ranging from 1,7 to 27,4 hectares, spread in distance classes to a permanent course of water ranging from zero to 2000 meters. Species richness and abundance decreased with increased distance to water. Model selection suggested distance to the water as the main factor affecting species richness and abundance, but matrix quality is also an important predictor for species richness, while fragment shape is important for abundance. Our results highlight the importance of distance to a water course in maintaining fruit-feeding butterflies communities in fragmented landscapes in the Atlantic Forest.

Keywords: Fragmentation, habitat loss, fruit-feeding butterflies, Nymphalidae, Atlantic Forest.

1. INTRODUÇÃO

A perda de hábitat por conversão de ambientes naturais através de influência antropogênica frequentemente leva à formação de fragmentos de hábitat inseridos em uma matriz não natural, tais como plantações, áreas urbanas, estradas, pastagens, dentre outros. Fragmentação e perda de habitat são duas das maiores ameaças à manutenção da biodiversidade no planeta (Pereira et al., 2010; Rands et al., 2010; Haddad et al., 2015).

A área de um fragmento de habitat, assim como seu grau de isolamento, tem importância na determinação do número de espécies ali presentes, similar conceitualmente a uma ilha oceânica. Apesar da similaridade conceitual, as matrizes nas quais os fragmentos estão inseridos não são tão homogêneas como o mar em torno de uma ilha (Haila, 2002). A visão binária da matriz como habitat ou não-habitat foi substituída ao longo do tempo, pois a capacidade de dispersão dos migrantes varia dependendo do tipo de matriz, e além disso, para espécies de áreas abertas a matriz pode representar uma maior disponibilidade de habitat do que um fragmento florestal (Ricketts, 2001, Prevedello & Vieira, 2010). Assim, a matriz nos arredores dos remanescentes passa a ser vista como importante fator para manutenção das populações (Vandermeer & Carvajal, 2001, Fahrig, 2002, Umetsu et al., 2008). Os efeitos da fragmentação também vão ser dependentes da área dos fragmentos, de sua forma, da conectividade deste com fragmentos próximos e de sua qualidade e das manchas próximas (Kruess & Tscharntke, 2000; Fahrig, 2003; Ewers & Didham, 2006; Filgueiras et al., 2011; Ribeiro et al., 2012; Ribeiro & Freitas, 2012, Vieira et al., 2009). A formação de áreas de borda, encontro de limites de áreas de hábitat distintos, também é responsável por alterações de condições ambientais que podem ter reflexos na biota dos fragmentos (Ries et al., 2004).

Impactos negativos da fragmentação são bem documentados para inúmeros táxons. Em plantas, por exemplo, as principais consequências incluem o aumento no número de árvores pioneiras e de lianas (Tabarelli et al., 2010) e o declínio de árvores com crescimento tardio (Laurance et al., 2006), o que pode levar a uma homogeneização da diversidade de espécies de árvores em paisagens fragmentadas (Lôbo et al., 2011). Em aves e mamíferos, verificou-se perda de espécies e redução do tamanho populacional em áreas de hábitat muito fragmentados, decorrente do isolamento dos fragmentos restantes (Andrén, 1994).

Há ainda registros de menor sucesso na formação de ninhos de aves migratórias em ambientes fragmentados (Robinson et al., 1995). Em áreas de pradaria, índices de predação de ninhos são maiores em locais com maior nível de fragmentação, tendo impactos negativos no sucesso reprodutivo de diversas espécies de aves (Herkert et al., 2003). Redução na diversidade e mudança na composição de espécies foram relacionados com fragmentação e perda de habitat em répteis e anfíbios (Díaz et al., 2000; Pineda & Halffter, 2004; Hurston et al., 2009). Em espécies de lagarto de folhiço, matriz inóspita ao redor do fragmento é fator importante na redução da presença e abundância de espécies (Dixo & Metzger, 2009). Por fim, em invertebrados, alguns grupos de artrópodes, como formigas e besouros, apresentaram declínio na riqueza e modificação na composição de espécies em virtude da área e do grau de isolamento de remanescentes florestais (Filgueiras et al., 2011; Leal et al., 2012).

As borboletas frugívoras são insetos relativamente fáceis de serem amostrados e são organismos bem representados em estudos de fragmentação, os quais em geral revelam impactos negativos na riqueza e abundância das espécies (Brown & Freitas, 2000; Barlow et al., 2007; Uehara-Prado et al., 2009). Por exemplo, a área do fragmento pode influenciar tanto o número de espécies quanto a abundância das borboletas, de forma que fragmentos maiores apresentam maior riqueza e maior abundância que fragmentos menores (Fermon et al., 2005, Benedick et al., 2006), embora existam evidências que fragmentos pequenos possam ter espécies que não estão presentes em fragmentos maiores (Benedick et al., 2006). O isolamento de fragmentos também pode influenciar negativamente na riqueza (Shahabuddin & Terborgh, 1999, Benedick et al., 2006). Entretanto, em escalas menores o isolamento pode não apresentar efeito, pois Veddeler et al. (2005), ao trabalharem com distâncias de isolamento de até 1700 metros não encontraram influência do isolamento sobre a riqueza de espécies de borboletas.

O ambiente ao redor dos fragmentos pode também influenciar a própria dinâmica das espécies de borboletas frugívoras nos fragmentos. Por exemplo, diferentes tipos de matriz podem apresentar diferentes resistências (capacidade de facilitar ou reduzir a dispersão) para diferentes espécies (Ribeiro et al., 2012), de forma que a quantificação desta qualidade pode ser útil para entender os processos internos do fragmento (Ricketts, 2001). Além da qualidade do entorno, a região fronteira entre o fragmento e o habitat circundante geralmente se transforma em

um ecótono com características únicas. Este efeito de borda em florestas fragmentadas pode apresentar diversos níveis de efeito (Murcia, 1995), podendo influenciar de tal forma as assembleias de plantas e insetos que podemos documentar dicotomias entre as comunidades dentro uma mesma mancha, separadas entre espécies de interior e espécies de borda (Bossart & Opuni-Frimpong, 2009).

A Mata Atlântica é sabidamente um dos biomas mais impactados pelo efeito da perda de habitat e fragmentação e muito se tem estudado sobre estes efeitos, usando diferentes organismos e com perguntas variadas (Morellato et al 2000, Pardini et al 2009, Ribeiro et al 2009, Lima et al 2010, Lion et al 2016). Com uma enorme diversidade de ecossistemas e ampla distribuição latitudinal, a Mata Atlântica abriga mais de 2000 espécies de borboletas (Brown & Freitas, 2000). Estudos realizados com borboletas frugívoras apontam resultados controversos, enquanto alguns apontam que a riqueza de espécies de borboletas está positivamente relacionada à área dos fragmentos (Baz and Garcia-Boyero 1995; Steffan-Dewenter & Tschardtke 2000), em trabalho na Mata Atlântica a comunidade de borboletas apresenta uma maior resistência a fragmentação, não perdendo riqueza com a perda de área (Uehara-Prado et al., 2007), embora fragmentos de diferentes áreas possam estar abrigando diferentes espécies que podem servir como indicadores de tipo de habitat (Rocha et al, 2013). Fragmentos menores e ambientes de borda abrigam uma maior riqueza de generalistas (Pardini et al 2009) e o grau de isolamento do fragmento pode ter efeito negativo sobre a diversidade de borboletas frugívoras. O tipo de matriz nos quais estão inseridos os fragmentos podem também apresentar influência significativa nas comunidades de borboletas, pois diferentes tipos de matriz apresentam resistências variáveis para diferentes espécies, podendo levar à variação na composição da comunidade (Ribeiro et al., 2012).

A Mata Atlântica Nordestina é a região fitogeográfica do bioma Mata Atlântica localizada ao norte do Rio São Francisco, e se entende ao norte até o limite setentrional do bioma no Rio Grande do Norte. Estudos indicam que parte desta área foi um refúgio durante as últimas glaciações (Carnaval & Moritz, 2008). A região é biogeograficamente distinta da Mata Atlântica ao sul por ter uma biota influenciada pela Floresta Amazônica e por sofrer secas de maior vigor (Lôbo et al., 2011). Estudos realizados com assembléias de plantas na região demonstram que

pequenos fragmentos tem uma maior abundância de espécies pioneiras que fragmentos maiores e comunidades afetadas pelo efeito de borda têm efeito negativo na riqueza de espécies (Oliveira et al 2004, Tabarelli et al 2010). A Mata Atlântica nordestina tem sofrido os efeitos da fragmentação e destruição de hábitat desde o estabelecimento da colonização europeia, particularmente em função da conversão do habitat natural em área para plantação de cana-de-açúcar, levando à redução de sua área de cobertura original a cerca de 12% (Ribeiro et al, 2009). Um fator importante, mas pouco considerado em estudos de fragmentação, é o grau com que variações climáticas interagem com o processo de fragmentação. No sistema da Mata Atlântica Nordeste há um regime relativamente severo de secas, típicas do clima do nordeste do país. Apesar de situados ao longo do litoral e tamponados pelo efeito oceânicos dos ventos alísios, a falta de chuvas no verão e ausência de uma vasta rede de corpos d'água nos faz supor que a variação climática pode ser um importante elemento a ser considerado junto com o processo de fragmentação em si. Desta feita, a presença de água no fragmento e /ou sua distância ao curso de água mais próximo podem exercer influência na composição de espécies presentes nos fragmentos.

A distância de um fragmento para um corpo d'água é um aspecto muito relevante na hipótese da desconexão de habitats (Becker et al 2007, Lion et al 2014). A desconexão de habitats refere-se ao efeito da fragmentação sobre o ciclo de vida de anfíbios, os quais necessitam tanto de habitats terrestres para o desenvolvimento de adultos, quanto de habitats aquáticos para o desenvolvimento dos juvenis. Lion et al. (2014) testaram o efeito da desconexão de hábitat entre as fases terrestre e aquáticas de anfíbios na Mata Atlântica Nordeste, medindo a distância dos fragmentos até um curso de água, e observaram que a riqueza, abundância e probabilidade de ocorrência das espécies diminuíram com o aumento da distância de desconexão. O estudo corroborou a importância não somente de medidas tradicionais como forma e tamanho do fragmento, mas também o contexto do fragmento na paisagem.

As condições de microclima afetam de maneira significativa a distribuição e abundância de borboletas, uma vez que variações nesses fatores influenciam tanto no desenvolvimento dos indivíduos, quanto na disponibilidade de recursos (Wolda 1988; Hellmann et al. 2002). Estudos em ecossistemas tropicais de sazonalidade marcante (florestas secas) registraram picos de riqueza e abundância nas

comunidades de borboletas durante períodos de maior precipitação e umidade relativa (Shahabuddin & Terbough 1999; Pozo et al. 2008; Torres et al. 2009; Checa et al. 2014), assim como em outros grupos de insetos nos trópicos (Wolda 1978; Novotny & Basset 1998). Diferentemente de anfíbios, borboletas não apresentam diferenças tão contrastantes em uso de hábitat no nicho ontogenético, apesar de larvas e adultos apresentarem vidas completamente diferentes. No entanto, a presença de plantas hospedeiras das larvas, plantas de alimentação dos adultos (produtoras de frutos ou de flores, a depender da guilda da borboleta adulta), e estrutura do micro-habitat em geral, estão ligados à presença de água, de forma que o arcabouço conceitual da desconexão de habitat pode ser aplicado aos sistema de insetos também.

Desta forma, o presente trabalho testou a hipótese que a fragmentação de hábitat afeta negativamente a riqueza e abundância de borboletas frugívoras e que estes efeitos são modulados pela distância destes à fontes de água. Espera-se que fragmentos maiores, mais próximos de um corpo de água perene e com matriz no entorno com maior semelhança estrutural aos fragmentos apresentassem maiores riqueza e abundância de borboletas frugívoras, enquanto fragmentos mais isolados e com formas mais complexas tivessem um menor número de espécies e menor abundância geral de indivíduos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em uma paisagem de 116 km², localizada no litoral do estado do Rio Grande do Norte, na região Nordeste do Brasil (Figura 1). Estima-se que cerca de 12% da cobertura florestal original ainda estão presentes na floresta nordestina, onde os remanescentes de Mata Atlântica na área apresentam tamanhos e tipos de matrizes comuns em toda a distribuição do bioma (Ribeiro et al., 2009). Porém, o trabalho de Ribeiro (2009) não incluía os estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte em suas estimativas. Em estudo recente, Rufino (2016) estima que a área total dos remanescentes é de aproximadamente 16% da cobertura original no Rio Grande do Norte.

O trabalho foi desenvolvido em 15 fragmentos, escolhidos dentre aqueles localizados em cinco classes de distância para o curso de água permanente mais

próximo: 0, 0,1–300, 300,1–700, 700,1–1.000, >1.000 (em metros). Dentro de cada classe, três fragmentos de áreas semelhantes foram escolhidos. Para cálculos das distâncias entre fragmentos e corpos d'água, foi usado o *shapefile* disponibilizado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2010). Para este estudo, foram identificados como corpos d'água rios, riachos e outras fontes de água perenes identificadas no *shapefile*. Para a classificação das imagens dos fragmentos usamos o banco de dados da paisagem desenvolvido por Lion et al. (2014). O banco de dados foi originalmente construído usando imagens de ortofotos e mapeamentos disponibilizados pelo SOS Mata Atlântica. Maiores detalhes sobre os procedimentos de mapeamento e verificação em campo do mapeamento podem ser encontrados em Lion et al (2014).

2.2 Coleta de dados

As borboletas foram capturadas em armadilhas de iscas Van Someren-Rydon (Figura 2), que consistem em redes verticais cilíndricas, com dimensões de 30 cm de raio por 100 cm de altura, compostas por tecido voal nas laterais e cobertura de plástico. As iscas são produzidas a partir da fermentação de bananas e caldo de cana. Em cada fragmento foi instalada uma unidade amostral, consistindo de quatro armadilhas separadas por 30 metros entre si, em linha reta, no centróide do fragmento. As amostragens foram realizadas durante 12 meses, de outubro de 2015 a setembro de 2016, monitorando as armadilhas em um período de cinco dias por mês, totalizando 60 dias de amostragem por fragmento. As borboletas capturadas foram sacrificadas no local e trazidas para laboratório para posterior identificação. Nos seis últimos meses de coleta, espécies de fácil identificação foram marcadas e liberadas em campo. Espécimes recapturados não foram considerados nesse estudo.

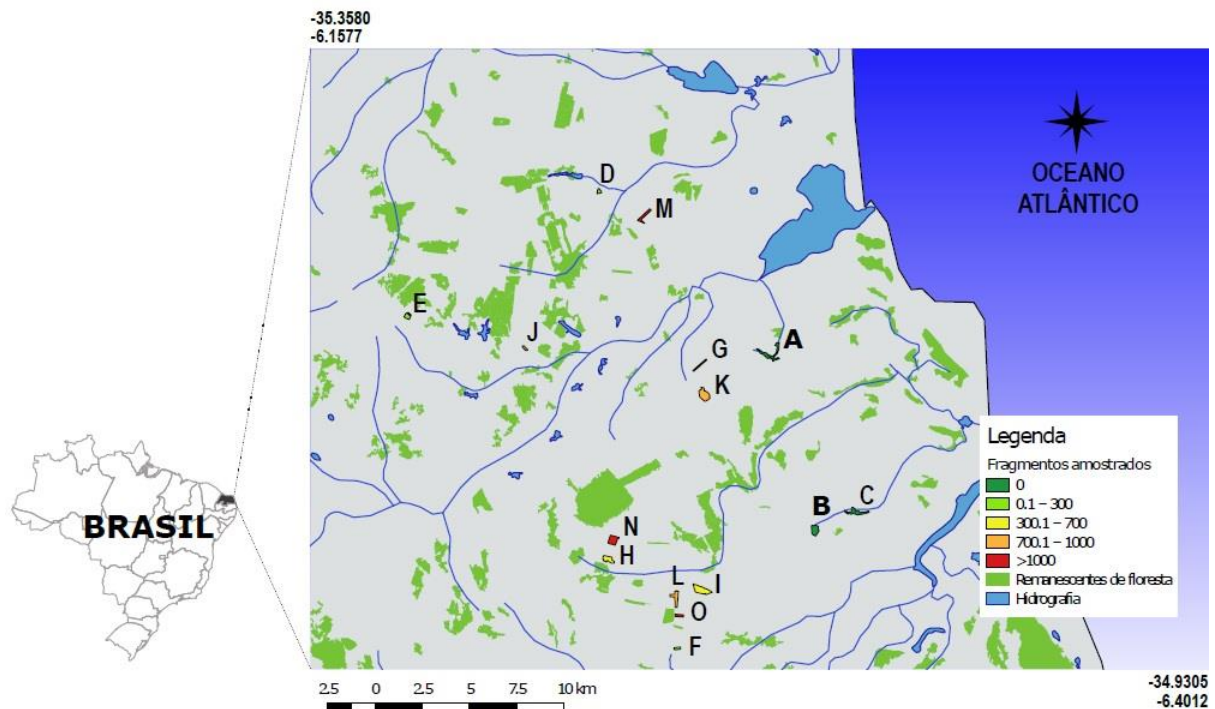


Figura 1 – Delimitação da área de estudo, com fragmentos de Mata Atlântica e corpos d’água na região centro-sul da Mata Atlântica do Rio Grande do Norte. Rios estão marcados em azul e os remanescentes marcados de verde. Os fragmentos utilizados no estudo estão ordenados de A a O, com suas cores correspondentes à distância para curso de água permanente, como na legenda. Dados de hidrografia disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA), e dados de remanescentes de Mata Atlântica obtidos em Lion et al (2014).

2.3 Caracterização dos Fragmentos e Análise da Paisagem

Foram geradas métricas espaciais de paisagem para cada um dos fragmentos (Tabela 1). Duas destas métricas foram de natureza local: área do fragmento (em hectares) e índice de forma (shape index: SHAPE). Outras três métricas foram calculadas em escala de paisagem: índice de proximidade (proximity index: PROX), qualidade de matriz (MATRIX) e distância para o curso de água permanente mais próximo (*DIST*). Os valores de área e o índice de forma foram extraídos diretamente dos fragmentos. O índice de forma (*SHAPE*) é utilizado para avaliar a complexidade da forma de um fragmento. Valores altos desse índice indicam uma forma de

fragmento mais complexa e maior quantidade relativa de borda quando comparado a outro fragmento de forma menos complexa na mesma classe de tamanho. De forma geral, esta métrica estima a proporção de borda em relação ao tamanho do fragmento, ajustada por uma constante que representa a forma de um quadrado. A equação que estima o valor da forma é dada da seguinte maneira:

$$Shape = \frac{0.25 \cdot P_i}{\sqrt{a_i}}$$

onde P_i = perímetro do fragmento i (m), e a_i = área do fragmento i (m^2).



Figura 2 – Armadilha de isca instalada em um dos fragmentos de estudo. Notar as borboletas capturadas na parte do alto da armadilha e o prato contendo a isca de banana fermentada na parte inferior. Borboletas atraídas pelo cheiro entram por uma reentrância na base da armadilha e ficam presas ao saírem voando para o alto em função de sua tendência de voar para cima.

As métricas de paisagem foram avaliadas de maneira estrutural dentro de um *buffer* de 2 km ao redor do fragmento. O índice de proximidade (*PROX*) estimou o grau de isolamento de cada fragmento em relação a fragmentos próximos, através da seguinte fórmula:

$$Prox = \sum_{s=1}^n \frac{a_j}{h_{ij}^2}$$

onde, s = número de manchas dentro do raio especificado, a_j = área do fragmento j (m^2) dentro de um raio a partir do fragmento focal i , e h_{ij} = distância (m) entre as bordas dos dois fragmentos.

Para a estimativa de qualidade da matriz (*MATRIX*), foram criadas quatro classes de cobertura de solo, de acordo com sua similaridade estrutural com o habitat. Para cada classe foram assinalados pesos, em função de seu valor aproximado de barreira para conectividade, a saber: I – matrizes de maior resistência: (peso = 0,2): casas, indústrias, estradas, pastos, solo exposto, fazenda de camarão, rios e lagos; II - agricultura (0,3): cana-de-açúcar, pequenas plantações, plantio de côco; III – matrizes de baixa resistência (0,6): campo abandonado e brejo; IV - floresta de eucalipto com subbosque (0,9). Para cada fragmento, a qualidade da matriz foi estimada com a média ponderada do valor de porcentagem de ocupação de cada tipo de matriz e seu peso dentro do *buffer* ao redor do fragmento. Valores altos de qualidade de matriz indicam uma paisagem que favorece a conectividade. Para aferir a qualidade de matriz e evitar dependências entre as métricas, não foram considerados os valores de coberturas de floresta dentro do *buffer*, tendo em vista que a proximidade de florestas já é levada em consideração no índice de proximidade. Por fim, medimos a menor distância da borda do fragmento focal para um corpo de água permanente (*DIST*) mais próximo (rios ou lagoas formadas por rios). As métricas de paisagem foram obtidas nos softwares ArcGIS v9.3 e no Fragstats 4.1 (McGarigal, 2012). Para avaliar se havia autocorrelação espacial entre os fragmentos escolhidos, foi realizado um teste de Mantel entre a matriz de espécies e uma matriz de distância

geográfica entre os fragmentos no pacote *vegan* (Oksanen, 2013) no software R (R Core Team, 2016).

2.4 Análise estatística

2.4.1 Caracterização geral

Para avaliar a influência da precipitação em relação a abundância e riqueza de espécies, foram realizadas regressões lineares entre os valores de riqueza e abundância mensal com a precipitação (mm). Foram utilizados dados de precipitação disponibilizados no *site* do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2016) para estações automáticas dentro dos municípios nos quais os fragmentos se encontram.

Para visualizar o efeito do tamanho amostral sobre a riqueza e comparar as classes de distância para água, construímos curvas de acúmulo de espécies por indivíduos, usando dados de abundância com 999 aleatorizações. As curvas foram estimadas no pacote *iNEXT* (Hsieh et al, 2016) no Software R (R Core Team, 2016).

Tabela 1. Métricas espaciais de paisagem em 15 fragmentos de Mata Atlântica amostrados no Rio Grande do Norte. MATRIX = Qualidade da matriz, DIST = Distância para curso de água permanente, SHAPE = Índice de forma, PROX = Índice de proximidade.

Fragmento	Área (ha)	<i>Matriz</i>	<i>dist</i>	<i>shape</i>	<i>prox</i>
A	21.850	30.214	0	5.166	37.351
B	16.640	30.426	0	1.871	0.409
C	17.500	31.197	0	2.613	4.136
D	2.050	30.876	147	1.316	24.117
E	7.510	27.343	22	1.991	123.347
F	1.670	29.948	287	1.385	7.053
G	3.710	28.697	339	2.821	2211.204
H	14.220	31.852	542	1.493	658.039
I	27.380	29.227	627	1.538	3.667
J	2.810	27.115	954	1.515	240.779
K	25.800	27.212	777	2.113	6.672
L	16.170	30.577	936	1.722	1687.441
M	10.980	31.126	1446	2.519	27.740
N	19.010	32.169	1496	1.291	12.053
O	5.080	30.235	1789	1.308	9.498

2.4.2 Seleção de modelos

Para testar a hipótese dos efeitos da fragmentação e da distância para corpos d'água como determinantes da estrutura das comunidades de frugívoras nos fragmentos, foram avaliadas a influência do tamanho, forma, isolamento, qualidade da matriz e distância para curso de água mais próximo sobre abundância e riqueza das borboletas utilizando modelos de regressão múltipla. Para tanto, foi usada a abordagem de seleção de modelos baseado em ranqueamento segundo o valor de AIC. Para análise, os valores de riqueza e abundância foram log transformados para melhor ajuste dos resíduos dos modelos como dado de contagem. Foram testados 32 modelos (incluindo o mínimo, sem variáveis explanatórias) para as cinco variáveis e suas diferentes combinações. Nenhuma das variáveis apresentou correlação significativa com as outras em teste de Pearson ($p > 0,05$). Não foi detectada autocorrelação espacial entre os fragmentos estudados utilizando a matriz de espécies e uma matriz de distância geográfica entre os fragmentos estudados (teste de Mantel, $r = 0,18$, $p = 0,08$). A seleção de modelos foi realizada usando o pacote *MuMIn* (Barton, 2016) no Software R (R Core Team, 2016).

2.5 Estrutura e dinâmica das comunidades

Para avaliar a existência de um gradiente de composição das comunidades foi realizada uma ordenação de NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling), utilizando distância de Bray-Curtis (Borcard et al, 2011) com a matriz de abundância convertida em log de $x+1$ contendo as 33 espécies identificadas. O NMDS foi construído através de uso da função *metaNMDS* no pacote *vegan* (Oksanen, 2013) no software R (R Core Team, 2016).

Para testar se existem diferenças na composição de espécies entre os fragmentos em diferentes classes de distância para água foi realizado um teste de PERMANOVA com as matrizes de abundância em log de $x + 1$ e de características ambientais de todos os fragmentos (Tabela 1), utilizando distância de Bray-Curtis, com 999 permutações. O teste foi realizado no pacote *vegan* (Oksanen, 2013) no software R (R Core Team, 2016).

3.RESULTADOS

3.1 Características gerais

Foram capturados 3676 indivíduos pertencentes a 33 espécies de borboletas frugívoras (Tabela 3 - Anexos). *Taygetis laches* e *Hamadryas februa* foram as duas espécies com maior número de indivíduos, 677 e 565, respectivamente, representando 18,4% e 15,4% do total de indivíduos coletados e estiveram presentes em todos os 15 fragmentos. O número médio de espécies por fragmento foi igual a 19, com um mínimo de 12 espécies no fragmento D e máximo de 26 espécies no fragmento E. O menor número total de indivíduos capturados foi no fragmento D, com 70 indivíduos, ao passo que o maior valor foi observado no fragmento J, com 664 indivíduos. O valor médio de abundância foi de 245 indivíduos.

O menor valor de riqueza observado aconteceu em fevereiro, com apenas 18 espécies encontradas. Os maiores valores de riqueza observados ocorreram nos meses de outubro e novembro e novamente em setembro do ano seguinte, com 28 espécies coletadas. Para abundância, o menor valor foi observado em Janeiro, com apenas 181 indivíduos coletados, enquanto o maior valor de abundância observado foi de 633 indivíduos em Outubro. A variação na pluviosidade mensal não apresentou influência significativa sobre a riqueza ($\beta = -0,02$, $F_{1,10} = 3,43$, $p = 0,09$, $R^2 = 0,18$). A pluviosidade mensal também não apresentou relação significativa para abundância mensal ($\beta = -0,52$, $F_{1,10} = 0,86$, $p = 0,37$, $R^2 = -0,01$) (Figura 3).

A maioria das curvas de rarefação para as categorias de distância para água tenderam a uma assíntota, onde as curvas das quatro categorias mais próximas da água apresentaram uma assíntota melhor definida, e apenas a curva da categoria mais distante (acima de 1.000m) não demonstra uma estabilização clara, sugerindo que as coletas amostram a riqueza de espécies adequadamente (Figura 4).

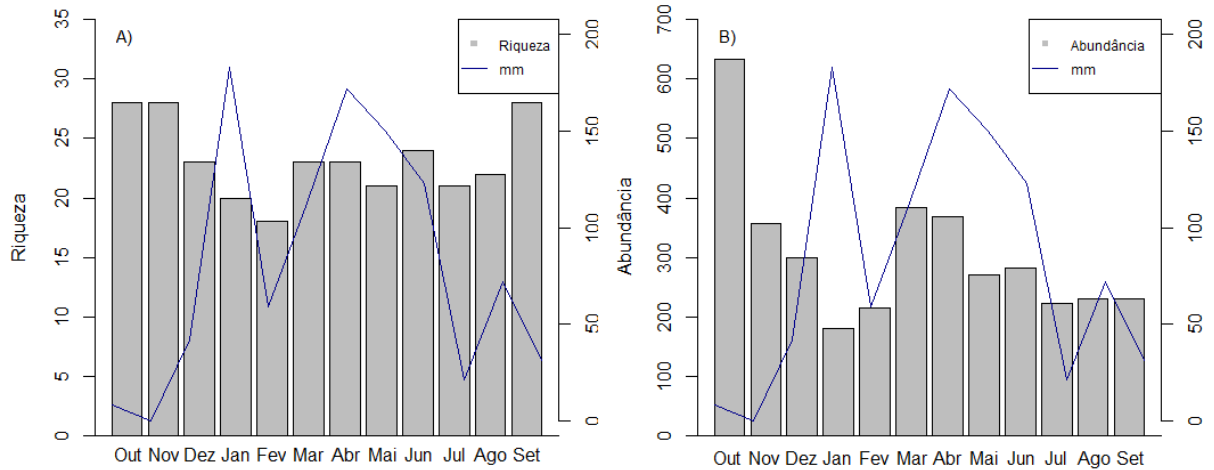


Figura 3 – A) Riqueza mensal e B) Abundância total mensal de borboletas frugívoras em fragmentos de Mata Atlântica do Rio Grande do Norte. Em azul a linha de variação da pluviosidade (em mm) ao longo do ano.

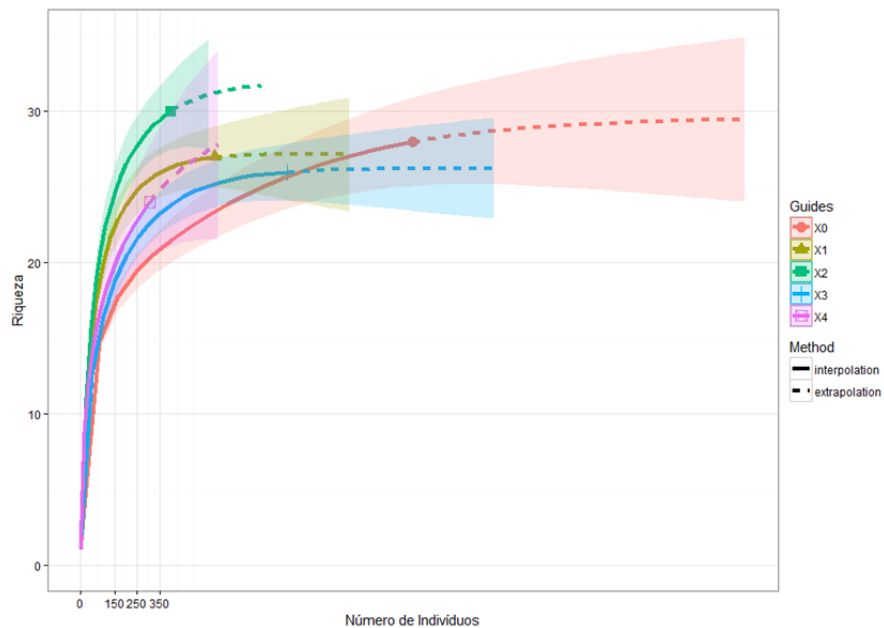


Figura 4 – Curvas de rarefação de capturas de borboletas frugívoras em fragmentos de Mata Atlântica do Rio Grande do Norte para as cinco categorias de distância para corpo de água permanente. Onde, X0 = Fragmentos com água no seu interior, X1 = Fragmentos com distância entre 0.1 m – 300 m, X2 = Fragmentos com

distância entre 300.1 m – 700 m, X3 = Fragmentos com distância entre 700.1 m – 1.000 m, X4 = Fragmentos com distância superior a 1.000 m.

Entre as classes de distância para água, a riqueza apresentou valores similares entre as 3 primeiras classes (0 m, 0.1 m – 300 m, 300.1 m – 700 m), apenas as duas classes mais distantes aparentam ter menores valores de riqueza (Figura 5). Já para os valores de abundância, existe uma nítida tendência a uma menor abundância quanto mais distantes os fragmentos se encontram de um corpo de água permanente, com exceção do fragmento J, que apresentou o maior número de indivíduos capturados dentre todos os fragmentos, mesmo estando a quase 1000 m de distância de um corpo de água (Figura 6). A abundância mensal dos fragmentos tendeu a ser maior para a classe com fragmentos mais próximos da água (0 m), com exceção dos quatro primeiros meses de coleta, no qual a classe 700.1 m – 1000 m apresentou maior abundância (Figura 7).

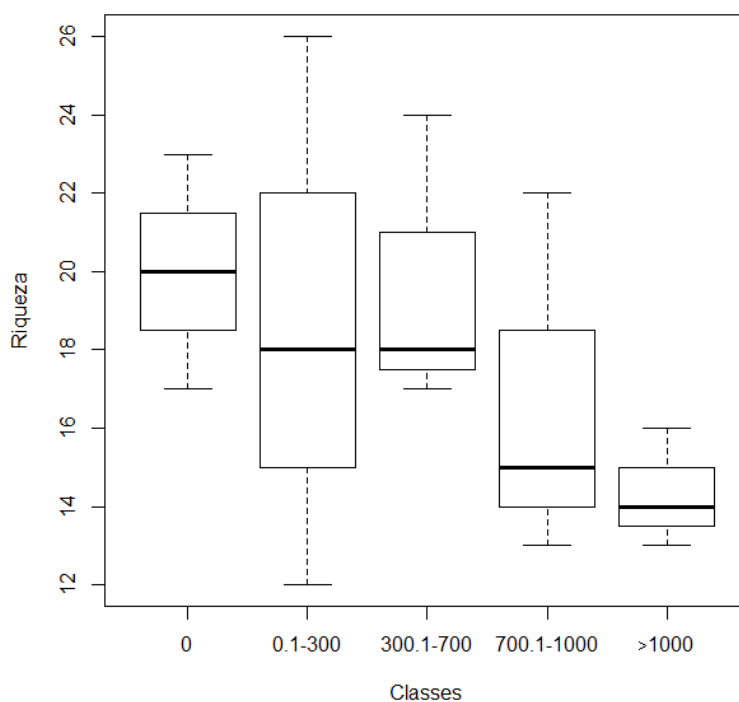


Figura 5 – Distribuição de riqueza total por classe de distância para água (em metros) de borboletas frugívoras em fragmentos de Mata Atlântica do Rio Grande do Norte representada pela mediana e os primeiro e terceiro quartis.

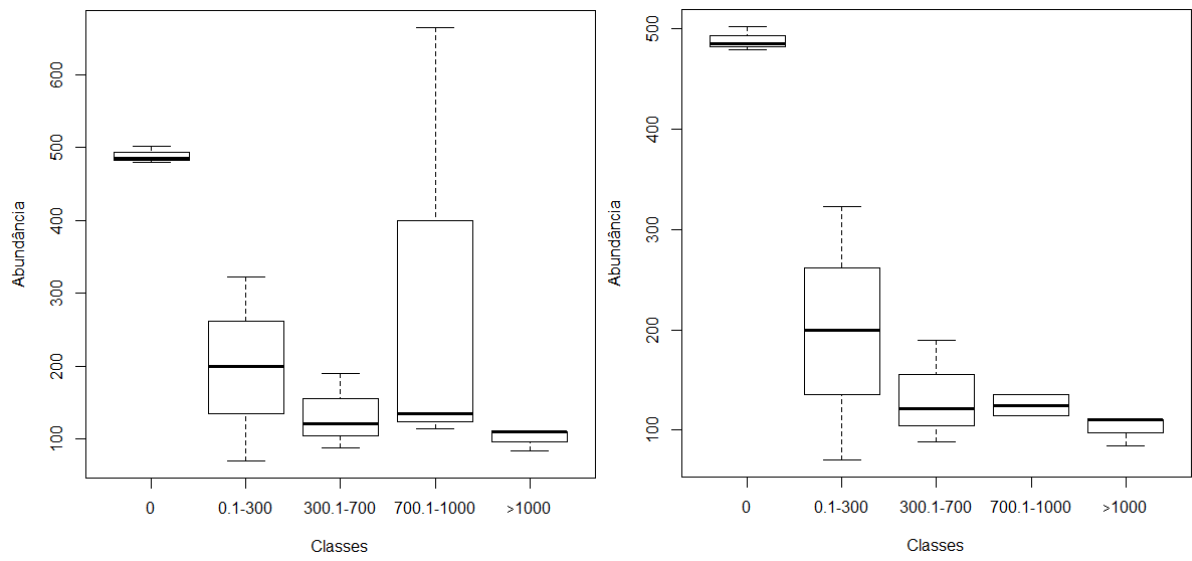


Figura 6 – Distribuição de abundância total de borboletas frugívoras em fragmentos de Mata Atlântica do Rio Grande do Norte por classes de distância para água (em metros) representada pela mediana e os primeiro e terceiro quartis. (A) Todos os 15 fragmentos. B) Após remoção do fragmento J da categoria 700.1-1.000.

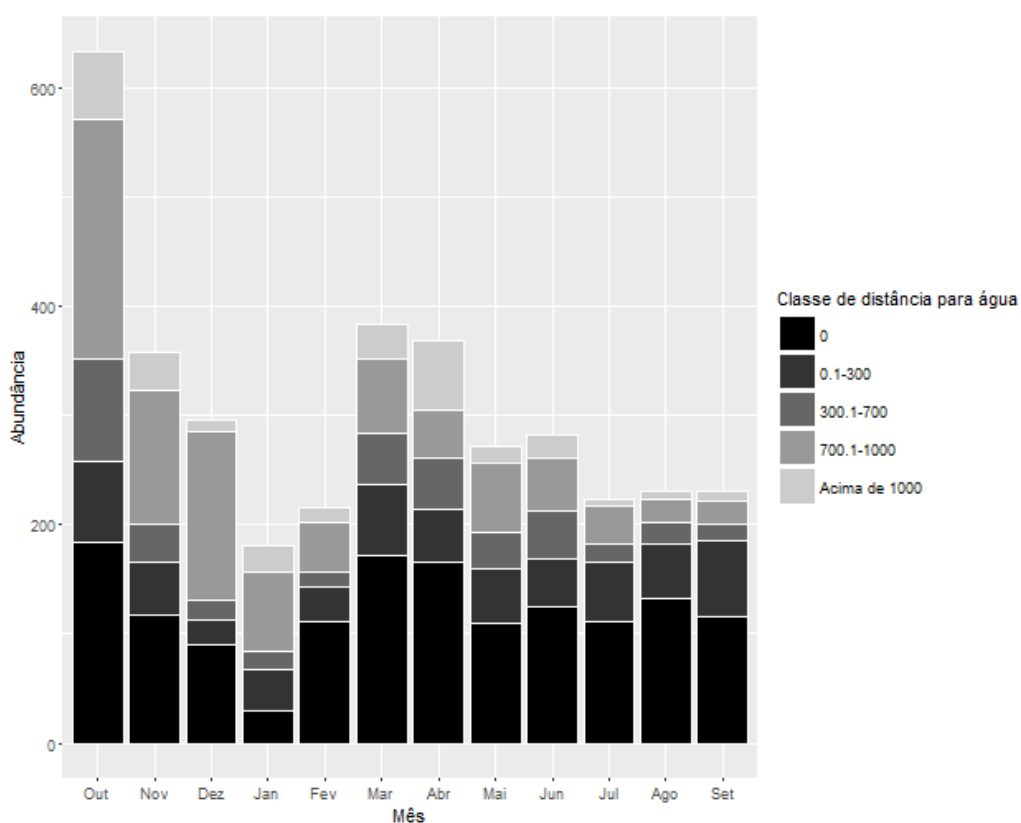


Figura 7 – Abundância mensal total de borboletas frugívoras em fragmentos de Mata Atlântica do Rio Grande do Norte por classe de distância para água.

3.2 Seleção de modelos

A distribuição de riqueza de espécies de borboletas frugívoras na paisagem composta por 15 fragmentos foi explicada por dois modelos igualmente plausíveis (Tabela 2). Distância para água e qualidade da matriz foram os dois fatores mais importantes. Todos os coeficientes das regressões foram negativos, ou seja, quanto mais longe de um curso de água ou quanto melhor a qualidade da matriz, menor o número de espécies em um dado fragmento. O modelo que incorpora apenas a distância teve peso relativo melhor que o modelo subsequente que incorpora distância para água e qualidade da matriz, apesar de o modelo que incorpora distância e matriz ter uma capacidade um pouco maior de explicar a variância dos dados (26 % e 36 %, respectivamente). Os modelos isolados de regressão mostram

que a distância para o curso de água afeta negativamente a riqueza, ou seja, fragmentos mais distantes de um curso de água tendem a apresentar um menor número de espécies ($\beta = -0.511$, $t = -2.145$, $P = 0.05$, $r^2 = 0.26$) (Figura 8A). No segundo modelo, que incorpora distância para água e qualidade da matriz, distância manteve o mesmo padrão que o modelo anterior ($\beta = -0.462$, $t = -1.970$, $P = 0.07$, $r^2 = 0.36$), enquanto qualidade da matriz indica que quanto melhor ela for, menor será a riqueza no fragmento, a depender da distância para água ($\beta = -0.311$, $t = -1.330$, $p = 0.2$, $r^2 = 0.36$) (Figura 8.C). O modelo médio entre os dois modelos mostrou que distância para água apresentou uma maior importância relativa (IR = 0.74) quando comparada com a qualidade da matriz (IR = 0.22).

A seleção de modelos para abundância selecionou dois modelos igualmente plausíveis (Tabela 2). Cada modelo selecionou distância para água e índice de forma, respectivamente. O coeficiente para distância para água, assim como para riqueza, foi negativo ($\beta = -0.501$, $t = -2.088$, $p = 0.06$, $r^2 = 0.25$), indicando uma menor abundância quanto mais distante da água (figura 8.B), ao passo que o coeficiente para índice de forma foi positivo ($\beta = 0.454$, $t = 1.840$, $p = 0.08$, $r^2 = 0.21$), o que indica que fragmentos com bordas mais complexas têm maiores abundâncias (Figura 8.D). O modelo de distância para água apresentou capacidade de explicação de variância (25%) apenas um pouco superior àquela apresentada pelo índice de forma (21%).

Tabela 2. Modelos selecionados por critério de AIC ($\Delta AIC < 2$) em que a riqueza e abundância total de borboletas nos fragmentos florestais são as variáveis dependentes. O modelo médio é representado pelo coeficiente médio e importância relativa de cada uma das variáveis preditoras selecionadas. k = número de parâmetros, W_i = Pesos de Akaike, %DE = percentual de variância explicado pelo modelo, Dist = distância do fragmento para curso de água permanente, Area = área do fragmento em ha, Shape = Índice de forma, Prox = índice de proximidade, Matrix = qualidade da matriz. Entre parênteses, o desvio padrão de cada variável.

Modelos	K	Dist	Área	Shape	Prox	Matrix	ΔAIC	W_i	DE(%)
Riqueza									
Dist	2	-0.51(0.23)	-	-	-	-	0	0.22	0.26
Dist+Matrix	3	-0.46(0.23)	-	-	-	-0.31(0.23)	1.76	0.09	0.36
Modelo Médio	3	-0.49(0.23)	-	-	-	-			
Importância relativa		0.74				0.22			
Abundância									
Dist	2	-0.50(0.24)	-	-	-	-	0	0.21	0.25
Shape	2	-	-	-	0.45(0.24)	-	0.87	0.13	0.21

3.3 Estrutura das comunidades

O resultado da análise de gradientes por NMDS sugere que as cinco categorias de distância para água não têm distinções claras entre suas comunidades, embora o grupo mais próximo da água (0 m), não apresente sobreposição com os outros grupos de distância, a classe mais longe da água (>1000 m) apresentou sobreposição com as todas as outras classes. A ordenação foi bem suportada, com níveis baixos de stress em 0.13 (Figura 9). Posterior análise de PERMANOVA revelou que as classes de distância para água não apresentam comunidades distintas ($R = 0.29$, $p = 0.4$).

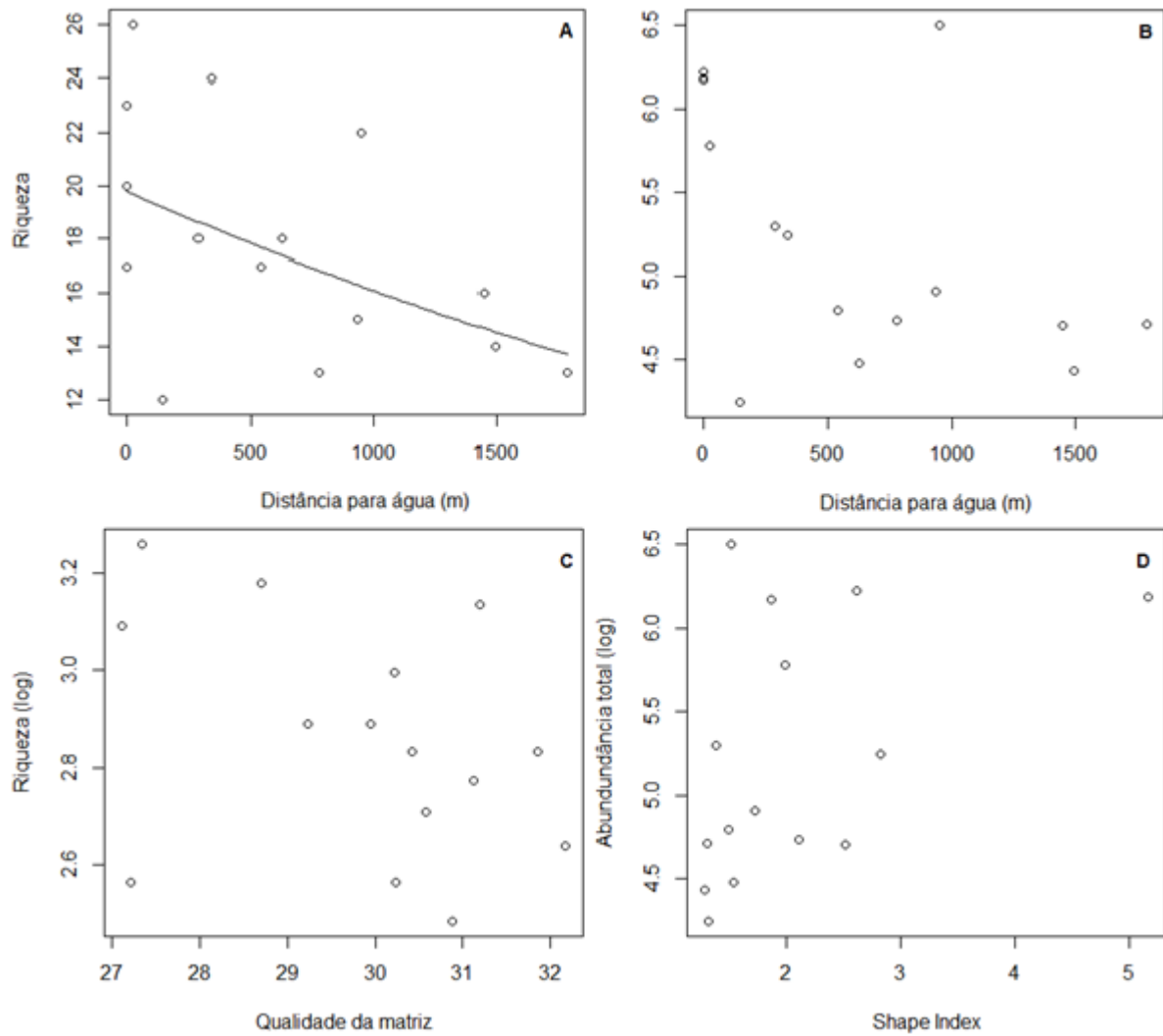


Figura 8 – Relação entre riqueza (painel da esquerda) e abundância (painel da direita) considerando as variáveis preditoras selecionados pela seleção de modelos. A. Distância para corpo de água. B. Distância para corpo de água. C. Qualidade da matriz. D. Índice de forma.

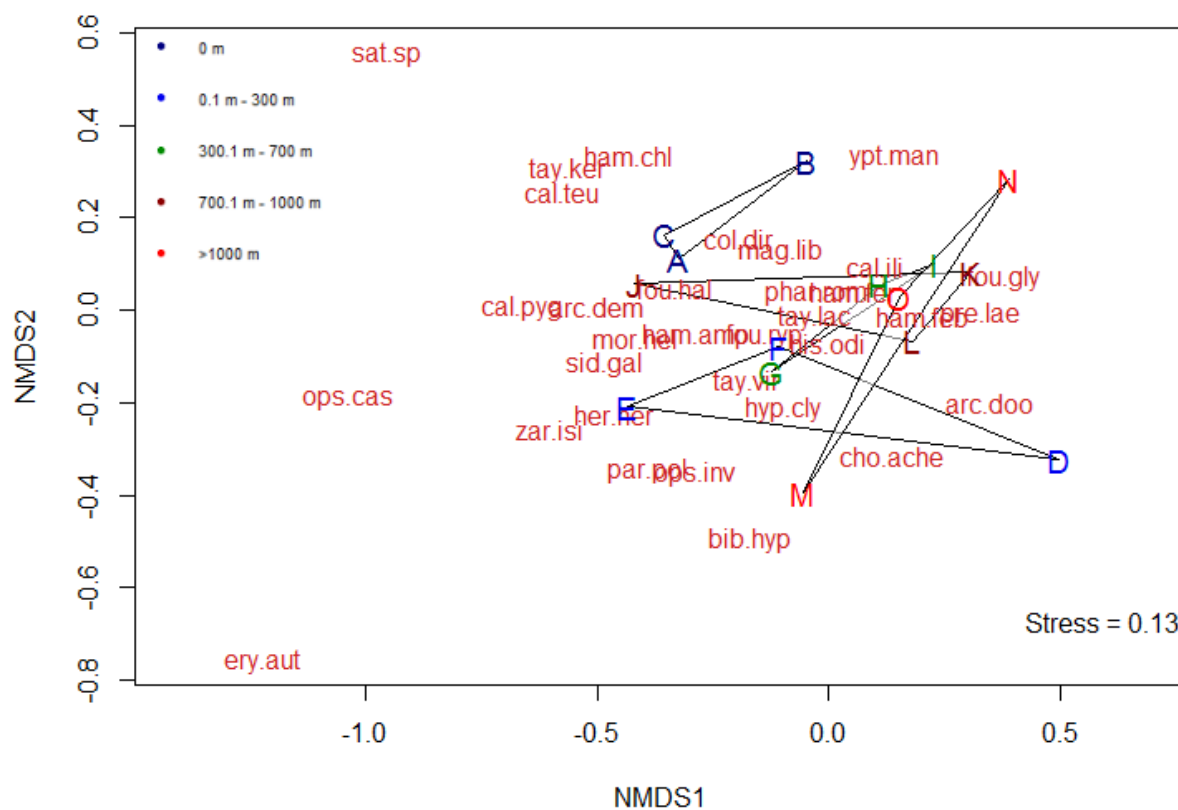


Figura 9 – Visualização do resultado da análise de NMDS sobre a distribuição da comunidade de borboletas em relação aos fragmentos amostrados, em suas respectivas classes de distância para água. Nomes das espécies formados pelas iniciais do gênero e epíteto específico, ex. *Caligo teucer* = cal.teu.

4. DISCUSSÃO

O trabalho visou investigar a influência de área e forma do fragmento, qualidade da matriz, isolamento e distância para o curso de água permanente mais próximo sobre a riqueza e abundância de borboletas frugívoras. Destas métricas, apenas distância para curso de água e qualidade da matriz foram os fatores que explicaram a riqueza de borboletas frugívoras. A abundância de borboletas frugívoras também esteve relacionada com a distância para curso de água, assim como com a complexidade da forma do fragmento.

A influência da distância para água nas riqueza e abundância indica a importância deste elemento na comunidade de borboletas frugívoras. Quanto mais distante de uma fonte de água, menor será o número de espécies e menor a

abundância de indivíduos. Pela primeira vez esse fator foi testado na compreensão dos efeitos do processo de fragmentação para a comunidade de borboletas frugívoras. Por estar no extremo norte da Mata Atlântica, essa região está sujeita a um regime mais intenso de secas do que nas porções mais ao sul.

A comunidade de borboletas pode ser afetada por variações climáticas (Ribeiro et al. 2010) e microclimáticas (Wolda 1998, Checa et al. 2014). Em florestas úmidas, onde a sazonalidade não se apresenta de forma marcante, foi observada uma correlação negativa entre precipitação e os picos de riqueza e abundância de borboletas, com o aumento no número de capturas logo após o período de chuvas, o que pode representar um efeito positivo retardado (DeVries & Walla 2001; Barlow et al. 2007; Checa et al. 2009; Grøtan et al. 2012), enquanto em ecossistemas de florestas secas, com sazonalidade bem definida, os maiores picos de abundância e riqueza ocorrem durante os períodos com maior precipitação (Shahabuddin & Terbough 1999; Pozo et al. 2008, Torres et al. 2009). Tamanha diferença entre os ambientes podem estar relacionados à disponibilidade de água em diferentes ecossistemas ao longo do ano, uma vez que, tanto a disponibilidade de recursos, quanto a umidade variam de forma acentuada em florestas sazonais, e permanecem relativamente constantes ou com baixa variação em florestas úmidas (Checa et al. 2014).

Fragmentos mais próximos a um curso de água permanente podem representar uma maior estabilidade de variáveis climáticas, possibilitando assim uma maior colonização ou manutenção de populações locais de borboletas nessas manchas. Borboletas em geral apresentam uma forte associação com sua planta hospedeira (Smiley, 1978). Espécies de plantas mais suscetíveis à seca, em períodos sem chuva, podem estar sendo mantidas em fragmentos mais próximos de fontes de água, alimentando assim as populações das espécies de borboletas presentes. Tais contribuições indiretas da proximidade de um curso de água permanente podem estar sendo responsáveis pela influência dessa proximidade em relação a riqueza e abundância na comunidade estudada.

Outra variável importante para a riqueza de espécies, a qualidade da matriz, ao contrário das expectativas, indicou uma redução no número de espécies quando é maior a semelhança estrutural da matriz com os arredores dos fragmentos. Tal resultado pode advir de que embora florestas de eucalipto sejam estruturalmente semelhantes às manchas focais, esse ambiente pode não ser favorável à

colonização de todas as subfamílias de borboletas frugívoras. Ribeiro et al. (2012) mostram que para Satyrinae, riqueza e abundância podem ser melhores preditas pela presença de pastos. Tendo em vista que essa subfamília representou quase dois terços dos indivíduos capturados em nossas coletas, uma abordagem funcional pode ser mais informativa que uma abordagem estrutural para entender os efeitos da qualidade da matriz sobre as borboletas frugívoras. Uma outra possibilidade é que matrizes como eucaliptais e similares podem estar favorecendo maior dispersão de espécies de frugívoras. De fato, Barlow et al. (2009), encontraram que o sub-bosque de áreas de plantação na Amazônia apresentaram efeitos positivos na riqueza de borboletas frugívoras, e Rocha et al (2013) viram que em remanescentes de Mata Atlântica na Bahia, não houve diferença entre as comunidades quando comparados com áreas de plantação de eucalipto. Isso pode sugerir que, para os fragmentos analisados nesse estudo, esteja havendo uma maior dispersão de espécies a partir dos fragmentos cercados por matrizes melhores. Tal diminuição de riqueza foi acompanhada de variação na distância pra água no modelo selecionado, onde fragmentos mais próximos da água estariam retendo uma maior riqueza quando cercados por matriz de baixa qualidade. Logo, um número maior de espécies seriam capazes de abandonar os fragmentos, quando cercados por matriz de melhor qualidade.

Já para a abundância, o índice de forma indicou que quanto mais complexa a forma da borda, maior o número de indivíduos encontrados. Uma maior complexidade de forma, pode gerar uma maior quantidade de borda nos fragmentos, ou seja, possivelmente uma maior heterogeneidade de ambientes dentro dos fragmentos, o que pode explicar essa abundância maior. Dentro uma mesma mancha, as comunidades podem ser separadas entre espécies de interior do fragmentos e espécies de borda (Bossart & Opuni-Frimpong, 2009). Filgueiras et al. (2016) demonstram que comunidades de borboletas frugívoras na Mata Atlântica podem diferir entre borda e interior da floresta, sendo que espécies mais generalistas podem apresentar um maior sucesso em ambientes de borda, o que levaria a uma abundância aumentada dessas espécies.

Com relação a composição de espécies, as cinco classes definidas de distância para água não apresentaram diferenças na composição e abundância de espécies, embora o NMDS sugira que algumas espécies estejam mais associadas a um tipo de ambiente, pois não há sobreposição entre o grupo formado pelos

fragmentos com água em seu interior, com nenhum outro grupo mais distante da água. Tal separação pode indicar, que em uma escala maior de distâncias para água, exista uma alteração na composição de espécies de borboletas. Diferenças na composição de comunidades de borboletas frugívoras já são conhecidas para gradientes de área de remanescentes (Uehara-Prado et al. 2007), entre dossel e subbosque de florestas e em gradientes de borda e interior de remanescentes (Devries & Walla 2001, Bossart & Opuni-Frimpong 2009).

O presente trabalho indica que fragmentos mais próximos da água, bem como fragmentos com formas mais complexas e a qualidade da matriz tem impactos na riqueza e abundância de borboletas frugívoras, indicando que essas características da paisagem podem ter valor de conservação para comunidades em ambientes fragmentados de Mata Atlântica. Os resultados destacam a importância da distância para um curso de água permanente na manutenção dessas comunidades, trazendo esse gradiente de distâncias como um novo fator a ser observado em estudos de fragmentação para espécies não diretamente dependentes da presença de água.

5.ANEXOS

Tabela 3. Abundância de espécies coletadas em todos os fragmentos amostrados, entre classe de distância para água. % = Frequência relativa da espécie quando comparada ao total, %subf = Frequência relativa da espécie dentro de sua subfamília. Letras de A a O representam os respectivos fragmentos.

Subfamília/Espécie	0 m			0.1–300 m			300.1–700 m			700.1–1000 m			>1000 m			Total	%	%subf
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O			
Biblidinae (n=1143)																		
<i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1779)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.03	0.09
<i>Callicore pygas</i> (Godart, [1824])	0	0	3	0	0	0	1	1	0	12	0	0	1	0	0	18	0.49	1.57
<i>Hamadryas amphinome</i> (Linnaeus, 1767)	5	1	6	0	6	4	9	1	2	24	1	0	5	1	2	67	1.82	5.86
<i>Hamadryas chloe</i> (Stoll, 1787)	0	14	13	0	0	0	0	5	0	27	0	0	2	0	0	61	1.66	5.34
<i>Hamadryas februa</i> (Hübner, [1823])	13	78	24	36	67	30	30	43	20	107	36	36	14	16	15	565	15.37	49.43
<i>Hamadryas feronia</i> (Linnaeus, 1758)	14	21	92	6	11	34	42	23	7	130	7	21	4	6	13	431	11.72	37.71
Charaxinae (n=129)																		
<i>Archaeoprepona demophon</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	4	1	0	1	0	3	0	0	0	0	1	12	0.33	9.30
<i>Archaeoprepona demophon</i> (Hübner, [1814])	0	0	0	1	1	3	2	5	1	1	0	4	0	0	2	20	0.54	15.50
<i>Fountainea glycerium cratais</i> (Hewitson, 1874)	1	1	0	1	3	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	10	0.27	7.75
<i>Fountainea halice moretta</i> (H. Druce, 1877)	0	1	3	0	3	1	3	0	2	3	1	0	0	0	0	17	0.46	13.18
<i>Fountainea ryphea</i> (Cramer, 1775)	0	0	2	0	2	2	3	0	4	5	0	2	0	0	2	22	0.60	17.05
<i>Hypna clytemnestra</i> (Cramer, 1777)	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0.05	1.55
<i>Prepona laertes</i> (Hübner, [1811])	0	1	0	1	0	1	2	0	1	2	2	0	0	0	0	10	0.27	7.75
<i>Siderone galanthis</i> (Cramer, 1775)	1	0	1	0	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	7	0.19	5.43
<i>Zaretis isidora</i> (Cramer, 1779)	1	0	1	1	8	6	2	0	0	10	0	0	0	0	0	29	0.79	22.48
Nymphalinae (n=219)																		
<i>Colobura dirce</i> (Linnaeus, 1758)	75	14	31	2	9	0	1	6	2	11	0	4	1	1	2	159	4.33	72.60
<i>Historis acheronta</i> (Fabricius, 1775)	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	1	1	1	0	0	8	0.22	3.65
<i>Historis odius</i> (Fabricius, 1775)	6	3	3	0	8	4	13	0	1	0	3	3	3	1	4	52	1.41	23.74

Tabela 3. Continuação

Subfamília/Espécie	0 m			0.1–300 m			300.1–700 m			700.1–1000 m			>1000 m			Total	%	%subf
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O			
Satyrinae (n=2185)																		
<i>Caligo illioneus</i> (Cramer, 1775)	28	148	47	2	4	19	28	4	14	25	40	11	11	2	18	401	10.91	18.35
<i>Caligo teucer</i> (Linnaeus, 1758)	19	4	4	0	8	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	37	1.01	1.69
<i>Eryphanis automedon amphimedon</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0.19	0.32
<i>Opsiphanes cassiae</i> (Linnaeus, 1758)	4	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0.22	0.37
<i>Opsiphanes invirae</i> (Hübner, [1808])	38	0	9	3	13	5	4	0	0	0	0	3	10	0	0	85	2.31	3.89
<i>Morpho helenor</i> (Cramer, 1776)	0	0	28	0	0	0	0	5	0	3	0	0	7	0	0	43	1.17	1.97
<i>Hermeuptychia hermes</i> (Fabricius, 1775)	11	2	5	1	11	7	5	0	0	15	0	1	10	0	0	68	1.85	3.11
<i>Magneuptychia libye</i> (Linnaeus, 1767)	8	15	12	0	13	11	15	2	4	3	2	2	0	1	5	93	2.53	4.26
<i>Paryphthimoides poltys</i> (Prittwitz, 1865)	1	0	0	0	25	6	2	2	1	10	0	2	3	0	0	52	1.41	2.38
<i>Pharneuptychia romanina</i> (Bryk, 1953)	0	0	0	0	9	0	0	14	0	2	0	0	0	3	0	28	0.76	1.28
<i>Satyrinae sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.03	0.05
<i>Taygetina kerea</i> (A. Butler, 1869)	8	1	24	0	1	1	1	1	0	4	0	0	0	1	0	42	1.14	1.92
<i>Taygetis laches</i> (Fabricius, 1793)	185	13	87	15	32	57	12	3	5	198	12	8	9	3	38	677	18.42	30.98
<i>Taygetis virgilia</i> (Cramer, 1776)	25	0	4	1	70	0	5	3	2	52	1	2	28	7	3	203	5.52	9.29
<i>Yphthimoides manasses</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	41	161	101	0	1	8	2	2	18	17	7	35	1	40	6	440	11.97	20.14
Abundância total	662	332	516	86	425	250	206	126	77	901	120	110	146	55	146	3676	100.00	
Riqueza total	20	17	23	12	26	18	24	17	18	22	13	15	16	14	13	33		

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA– Agência Nacional de Águas. 2010. Banco de Dados de Bacias Hidrográficas Brasileiras. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?Tocltem=4100>.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- Barlow, J., Overal, W.L., Araujo, I.S., Gardner, T.A. & Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology* 44: 1001–1012.
- Barlow, J., Araujo, I.S., Overal, W.L., Gardner, T.A., Mendes, F.S., Lake, I.R. & Peres, C.L. 2009. Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations. *Topics in Biodiversity and Conservation* 9: 165–180.
- Barton, K.P. 2016. MuMIn: Multi-Model Inference. . R package version 1.15.6. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>
- Baz, A. & Garcia-Boyero, A. 1995. The effects of forest fragmentation on butterfly communities in central Spain. *Journal of Biogeography*, 22: 129-140.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F. & Prado, P.I. 2007. Habitat Split and the global decline of amphibians. *Science*, 318: 1775-1777.
- Benedick, S., Hill, J.K., Mustaffa, N., Chey, V.K., Maryati, M., Searle, J.B., Schilthuzen, M. & Hamer, K.C. 2006. Impacts of rain forest fragmentation on butterflies in northern Borneo: species richness, turnover and the value of small fragments. *Journal of Applied Ecology* 43: 967–977.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer Science & Business Media.
- Bossart, J.L. & Opuni-Frimpong, E. 2009. Distance from edge determines fruit-feeding butterfly community diversity in Afrotropical forest fragments. *Environmental Entomology* 38: 43–52.
- Brown, K.S.JR. & Freitas, A.V.L. 2000. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica* 32: 934–956.

- Carnaval, A.C. & Moritz, C. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* 35: 1187–1201.
- Checa, M.F.; Barragán, A.; Rodríguez, J. & Christman, M. 2009. Temporal abundance patterns of butterfly communities (Lepidoptera: Nymphalidae) in the Ecuadorian Amazonia and their relationship with climate. *Annales de la Société Entomologique de France* 45: 470-486.
- Checa, M.F., Rodríguez, J., Willmott, K.R. & Liger, B. 2014. Microclimate variability significantly affects the composition, abundance and phenology of butterfly communities in a highly threatened neotropical dry forest. *The Florida Entomologist* 97: 1–13.
- Devries, P.J. & Walla, T. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society* 74: 1-15.
- Díaz, J.A., Carbonell, R., Virgós, E., Santos, T. & Tellería, J.L. 2000. Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammmodromus algirus*. *Animal Conservation* 3: 235–240.
- Dixo, M. & Metzger, J.P. 2009. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? *Oryx* 43: 435–442.
- ESRI 2015. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117–142.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12: 346–353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 487–515.
- Fermon, H., Waltert, M., Vane-Wright, R.I. & Mühlenberg, M. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity and Conservation* 14: 333–350.
- Filgueiras, B.K.C., Iannuzzi, L. & Leal, I.R. 2011. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 144: 362–369.

- Filgueiras, B.K.C., Melo, D.H.A., Leal, I.R., Tabarelli, M., Freitas, A.V.L. & Iannuzzi, L. 2016. Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. *Journal of Insect Conservation* 20: 539–548.
- Grøtan, V.; Lande, R.; Engen, S.; Sæther, B. & DeVries, P.J. 2012. Seasonal cycles of species diversity and similarity in a tropical butterfly community. *Journal of Animal Ecology* doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01950.x
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.X. & Towshend, J.R. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1: 1–9.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321–334.
- Hellmann, J.J. 2002. The effect of an environmental change on mobile butterfly larvae and the nutritional quality of their hosts. *Journal of Animal Ecology* 71: 925-936.
- Herkert, J.R., Reinking, D.L., Wiedenfeld, D.A., Winter, M., Zimmerman, J.L., Jensen, W.E., Finck, E.J., Koford, R.R., Wolfe, D.H., Sherrod, S.K., Jenkins, M.A., Faaborg, J. & Robinson, S.K. 2003. Effects of Prairie Fragmentation on the Nest Success of Breeding Birds in the Midcontinental United States. *Conservation Biology* 17: 587–594.
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.12. Disponível em: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>
- Hurston, H., Voith, L., Bonanno, J., Foufopoulos, J., Pafilis, P., Valakos, E. & Anthony, N. 2009. Effects of fragmentation on genetic diversity in island populations of the Aegean wall lizard *Podarcis erhardii* (Lacertidae, Reptilia). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 52: 395–405.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. 2016. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>.

- Kruess, A. & Tschardtke, T. 2000. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Oecologia* 122: 129–137.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A.C., Fearnside, P.M., Ribeiro, J.E.L. & Capretz, R.L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87: 469–482.
- Leal, I.R., Filgueiras, B.K.C., Gomes, J.P., Iannuzzi, L. & Andersen, A.N. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 21: 1687–1701.
- Lima, D.O.; Azambuja, B.O.; Camilotti, V.L. & Cáceres, N.C. 2010. Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. *Zoologia* 27: 99-105.
- Lion, M.B., Garda, A.A. & Fonseca, C.R. 2014. Split distance: a key landscape metric shaping amphibian populations and communities in forest fragments. *Diversity and Distributions* 20: 1245–1257.
- Lion, M.B., Garda, A.A., Santana, D.J., Fonseca, C.R. 2016. The conservation value of small fragments for Atlantic Forest reptiles. *Biotropica* 48: 265-275.
- Lôbo D., Leão, T., Melo, F.P.L., Santos, A.M.M. & Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic Forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* 17: 287–296.
- McGarigal, K., Cushman, S.A. & Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. University of Massachusetts, Amherst.
- Morellato, L.P.C.; Talora, D.C.; Takahasi, A.; Bencke, C.C.; Romera, E.C. & Zipparro, V.B. 2000. Phenology of Atlantic Rain Forest trees: a comparative study. *Biotropica* 32: 811-823.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests – implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58–62.
- Novotny, V. & Basset, Y. 1998. Seasonality of sap-sucking insects (Auchenorrhyncha, Hemiptera) feeding on *Ficus* (Moraceae) in a lowland rain forest in New Guinea. *Oecologia* 115: 514-522.
- Oksanen, J., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R., 2016. Vegan: community ecology package. R Packag. 2.3-3. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>.

- Oliveira, M.A.; Grillo, A.S. & Tabarelli, M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38: 389–394.
- Pardini, R.; Faria, D.; Accacio, G.M.; Laps, R.R.; Mariano-Neto, E.; Paciencia, M.L.B.; Dixo, M. & Baumgarten, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142: 1178–1190.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proenca, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarres, J.F., Araujo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guenette, S. Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R. & Walpole 2010. M. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330: 1496–1501.
- Pineda, E. & Halffter, G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117: 499–508.
- Prevedello, J.A. & Vieira, M.V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19: 1205–1223.
- Pozo, C.; Luis-Martínez, A.L.; Llorente-Bousquets, J.; Salas-Suárez, N.; Maya-Martínez, A.; Vargas- Fernández, I. & Warren, A.D. 2008. Seasonality and Phenology of the butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) of Mexico's Calakmul Region. *Florida Entomologist* 91: 407-422.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rands, M.R.W., Adams, W.M., Bennun, L., Butchart, S.H.M., Clements, A., Coomes, D., Entwistle, A., Hodge, I., Kapos, V., Scharlemann, J.P.W., Sutherland, W.J. & Vira, B. 2010. Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science* 329: 1298–1303.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F. & Hirota, M.M. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.

- Ribeiro, D.B., Prado, P.I., Brown Jr, K.S. & Freitas, A.V.L. 2010. Temporal diversity patterns and phenology in fruit-feeding butterflies in the Atlantic Forest. *Biotropica* 42: 710–716.
- Ribeiro, D.B., Batista, R., Prado, P.I., Brown, K.S. & Freitas, A.V.L. 2012. The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodiversity Conservation* 21: 811–827.
- Ribeiro, D.B. & Freitas, A.V.L. 2012. The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. *Journal of Insect Conservation* 16: 733–744.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158: 87–99.
- Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J. & Sisk, T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 491–522.
- Robinson, S.K., Thompson III, F.R., Donovan, T.M., Whitehead, D.R. & Faaborg, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987–1990.
- Rocha, P.L.B.; Viana, B.F. & Cardoso, M.Z. 2013. What is the value of eucalyptus monocultures for the biodiversity of the Atlantic forest? A multitaxa study in southern Bahia, Brazil. *Journal of Forestry Research* 24: 263–272.
- Rufino, F.P.S. A paisagem da Mata Atlântica do estado do Rio Grande do Norte: remanescentes, configuração espacial e disponibilidade de habitat. Natal, 2016. 100p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2016.
- Shahabuddin G. & Terborgh J.W. 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity, and the effects of isolation. *Journal of Tropical Ecology* 15: 703–722.
- Smiley, J. 1978. Plant chemistry and the evolution of host specificity: new evidence from *Heliconius* and *Passiflora*. *Science* 201: 745–747.
- Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. 2000. Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters*, 3: 449–456.
- Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Girão, L.C., Peres, C.A., & Lopes, A. V. 2010. Effects of pioneer tree species hyper abundance on forest fragments in northeastern Brazil. *Conservation Biology* 24: 1654–1663.

- Torres, C.; Osorio-Beristain, M.; Mariano, N.A. & Legal, L. 2009. Sex-dependent seasonal feeding activity variations among two species of Nymphalidae (Lepidoptera) in the Mexican tropical dry forest. *Annales de la Société Entomologique de France* 45: 265-274.
- Uehara-Prado, M.; Brown, K. S. & Freitas, A. V. L. 2007. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. *Global Ecology and Biogeography* 16: 43–54.
- Uehara-Prado, M.; Fernandes, J.O.; Belo, A.M.; Machado, G.; Santos, A.J.; Vaz-de-Mello, A.Z. & Freitas, A.V.L. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1220–1228.
- Umetsu, F.; Metzger, J.P. & Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 31: 359–370.
- Vandermeer, J. & Carvajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *The American Naturalist* 158: 211-20.
- Veddeler, D., Schulze, C.H., Steffan-Dewenter, I., Buchori, D. & Tschamntke, T. 2005. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. *Biodiversity and Conservation* 14: 3577 – 3592.
- Vieira, M.V., Olifiers, N., Delciellos, A.C., Antunes, V.Z., Bernardo, L.R., Grelle, C.E.V. & Cerqueira, R. 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation* 142: 1191–1200.
- Wolda, H. 1978. Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology* 47: 369-381.
- Wolda, H. 1988. Insect seasonality: why? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 19: 1-18.