
ECOLOGIA

ADEMIR JUNIOR FRANCISCO

**A HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM E SEU
EFEITO SOBRE A COMUNIDADE DE
BORBOLETAS FRUGÍVORAS DA MATA
ATLÂNTICA**

ADEMIR JÚNIOR FRANCISCO

A HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM E SEU EFEITO SOBRE A
COMUNIDADE DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS DA MATA
ATLÂNTICA

Orientadora: Dra. MARIA JOSÉ DE OLIVEIRA CAMPOS

Co-orientador: Me. BRUNO FERREIRA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências da Universidade Estadual
Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Campus de Rio
Claro, para obtenção do grau de Ecólogo

Rio Claro
2018

F819h

Francisco, Ademir Junior

A Heterogeneidade Da Paisagem E Seu Efeito Sobre A Comunidade De Borboletas Frugívoras Da Mata Atlântica / Ademir Junior Francisco. -- Rio Claro, 2018

44 f. : il., tabs., fotos, mapas + 1 CD-ROM

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientadora: Maria José de Oliveira Campos

Coorientador: Bruno Ferreira

1. Heterogeneidade Espacial. 2. Borboletas Frugívoras. 3. Mata Atlântica. 4. Ecologia da Paisagem. 5. Biodiversidade. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todo departamento de Ecologia da UNESP - Rio Claro, por todo empenho em nos ensinar, desafiar, aperfeiçoar e nos fazer Ecólogos.

Este trabalho foi produto de pequenas e grandes contribuições.

Meu agradecimento ao Professor Dr. Milton Cezar Ribeiro ou *Miltinho*, por ter me “iniciado” em Ecologia de Paisagem e por ter providenciado que eu pudesse desenvolver este trabalho.

Sou profundamente grato à Professora Dra. Marina Côrtes por toda a supervisão e apoio na obtenção dos resultados, foi muito enriquecedor para minha formação.

À Professora Dra. Maria José De Oliveira Campos, Zezé, que foi minha primeira professora na Ecologia, obrigado por toda paciência e confiança durante todos esses anos, este trabalho ainda seria um rascunho sem você.

Ao Urucum, por ter sido um bom veterano e uma ótima pessoa e me ajudado todas as vezes que precisei, até mesmo quando ajudou “demais”, eu não saberia que sou gravemente alérgico a picada de vespas se não fosse por você!

Huge thanks to Frederik Forsberg, my favourite Dane. It was a pleasure getting to know you and becoming part of your project. I appreciate all the conversations we had and all the things I learnt from you in the process.

Agradeço ao Professor Dr. André Freitas e ao Dr. Jessie Pereira por terem dado suporte antes, durante e após os campos, principalmente fazendo toda a identificação das borboletas.

Eu devo muito à Dra. Juliana Silveira dos Santos ou simplesmente Ju, que foi incrivelmente solícita e paciente quando precisei aprender truques novos no ArcGis. Minha sala Eco 12, eu estou feliz de ter passado tantos anos ao lado de cada um de vocês, eu me sinto realmente muito agraciado por ser um dos personagens dessas memórias.

Quero deixar um agradecimento aos amigos mais próximos, por tudo que fizeram por mim e comigo; Lilo, Tintim, Briza, Sky, Maori, Liana, Coxinha, Spyro e Chitão.

Todos vocês me ajudaram em algum momento de alguma forma a seguir com meus planos.

Minha gratidão a minha irmã e meus dois irmãos e principalmente a meu pai, que me deu suporte e cuidou de mim durante todo esse tempo para que eu me tornasse um ecólogo.

Agradeço àquela *Siproeta stelenes* por ter pousado em meu chapéu, no terceiro ano de Ecologia, quando eu estava na Serra da Bodoquena. Ela tornou-se um símbolo do meu desejo em trabalhar com esses animais delicados e exuberantes. Obtive sucesso em meu intento, esse trabalho é minha prova.

RESUMO

A Floresta Atlântica é conhecidamente um dos *hotspots* da biodiversidade no mundo, o bioma é portador de altíssima ocorrência de endemismo, além de ser lar de quantidade significativa de espécies conhecidas e que ainda estão para serem descobertas e descritas. Com o crescimento e desenvolvimento do Brasil nas ultimas décadas a Floresta Atlântica vem passando por um processo amplo de fragmentação e transformação de sua paisagem. Tal processo pode incorrer no aumento da heterogeneidade espacial cujo efeito ainda não foi profundamente estudado na guilda de borboletas frugívoras. Esta guilda já é bem estabelecida como um bom indicador biológico e conhecer suas respostas à heterogeneidade pode ser uma ferramenta útil na conservação. Para isso foram feitas coletas de borboletas frugívoras em 8 paisagens distintas da Mata Atlântica, com diferentes graus de heterogeneidade e o efeito da heterogeneidade espacial na riqueza dessa guilda foi testado por meio de modelos lineares generalizados, o efeito de diferentes classes de cobertura do solo. A riqueza respondeu negativamente à heterogeneidade e nenhuma classe de cobertura do solo mostrou ter um efeito forte ou significativo. Essa relação inversa pode estar relacionada à chamada hipótese da “*area-heterogeneity tradeoff*” . Estudos mais amplos são necessários para corroborar o padrão encontrado.

Palavras-chave: Heterogeneidade. Borboletas frugívoras. Mata Atlântica. Ecologia da Paisagem. Biodiversidade.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is a biodiversity *hotspot* that carries a very high endemism—being home to a significant number of well-known species and species that are yet to be discovered and described. The Atlantic Forest has undergone a deep process of fragmentation and transformation of its landscape due to the growth and development of Brazil over the last few decades. Such a process may increase spatial heterogeneity, but the effects on the fruit-feeding butterfly guild is not yet well understood. This guild is already well established as a good biological indicator and knowing its responses to heterogeneity can be a useful tool for conservation. For this purpose we sampled butterflies in eight different landscapes in the Atlantic Forest with differing degrees of heterogeneity. We tested the effect of spatial heterogeneity on the richness of this guild by generalized linear models. We also tested for the effect of different soil cover classes. Richness responded negatively to heterogeneity and no cover class showed a strong or significant effect. This inverse relation may be related to the so-called "*Area-heterogeneity tradeoff*" hypothesis. Wider surveys are needed to corroborate the pattern found.

Keywords: Heterogeneity. Fruit-feeding butterflies. Atlantic forest. Landscape Ecology. Biodiversity.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	MATERIAL E MÉTODO	18
3	RESULTADOS	25
4	DISCUSSÃO	34
5	CONCLUSÃO	40
6	REFERÊNCIAS	41

1. INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica é uma floresta úmida e já foi uma das maiores das Américas cobrindo 150 milhões de hectares, se estendendo por áreas de condições tropicais e subtropicais (variação térmica), indo das costas para regiões mais interiores no continente (variação pluviométrica) e alcançando amplo espectro de altitude. Oliveira Filho & Fontes (2000) sugerem que haja uma divisão de 5 tipos florestais que compõem a Mata Atlântica como um todo, a saber: Ombrófilo Aberto, Ombrófilo Misto, Ombrófilo Denso, Semidecídua Sazonal e Decídua Sazonal. Todas essas características propiciam altíssima diversidade e endemismo; são mais de 20 mil espécies vegetais, 261 espécies mamíferos, 688 espécies de aves, 200 espécies de répteis, 280 espécies de anfíbios. Estima-se que a Floresta Atlântica possua entre 1-8% do total de espécies do mundo todo. (RIBEIRO et al.2009), se mantendo assim como um dos cinco principais *hotspots* de biodiversidade do mundo, dela também provém água para três quartos da população brasileira, além de matérias primas como fibras e óleos, assim como frutas, legumes, raízes, que são parte essencial da dieta de povos locais.(JOLY, METZGER e TABARELLI 2014)

O estado atual da Mata Atlântica é de profunda fragmentação, seus fragmentos são de modo geral pequenos e isolados, compostos de um padrão vegetativo em estágio de sucessão secundária. Essa condição estrutural da floresta promove uma situação de alto risco a diversos organismos habitantes, o que se torna particularmente delicado quando a necessidade de estudos sobre diversidade se depara com as dificuldades causadas pela complexidade, alto custos e demanda temporal de se fazer um levantamento nessa área. Estudos mais aprofundados que possam subsidiar planos de conservação mais amplos são, sobretudo, escassos e estudos mais pontuais já desenvolvidos carecem de padronização quanto a protocolos de amostragem de modo a gerar dados mais apropriados para embasar o planejamento de ações de conservação. (Ribeiro. et al.2009).

A área atual florestal da mata atlântica é de 15,719,337 ha, com 88,27% da cobertura original já perdida, restando assim apenas 11,73% do extrato original do bioma.

Silva e Casteleti (2003) dividem a mata atlântica em 8 subdivisões regionais baseadas no endemismo de aves, borboletas e primatas, estas subdivisões são: Aurácaria, Bahia, Diamantina, Brejos Nordestinos, Interior, Pernambuco, Serra do Mar, São Francisco. (Fig. 1)

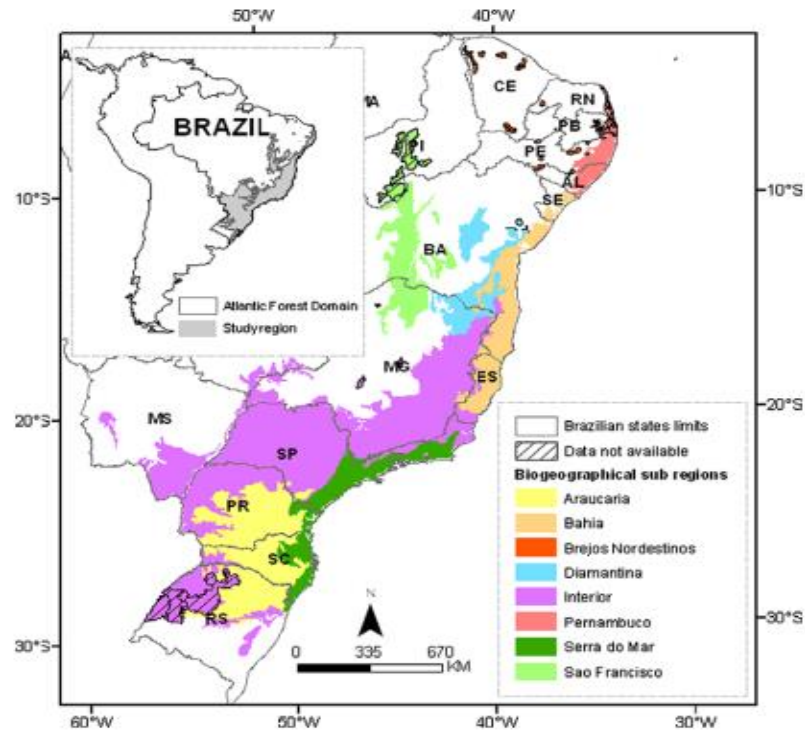


Fig. 1: Subdivisões regionais da Mata Atlântica.

Obs. Ilustração retirada de Ribeiro, et al. 2009

Atualmente a Floresta Atlântica é distribuída em torno de 245 mil fragmentos. Os maiores fragmentos se encontram na Serra do Mar, os três maiores somam juntos mais de dois milhões de hectares, o que significa mais 13% da quantidade total remanescente, contudo 20.2% da Mata Atlântica é composto por fragmentos menores de 50 ha. Na figura 2 podemos observar a distribuição dos fragmentos remanescentes deste bioma.

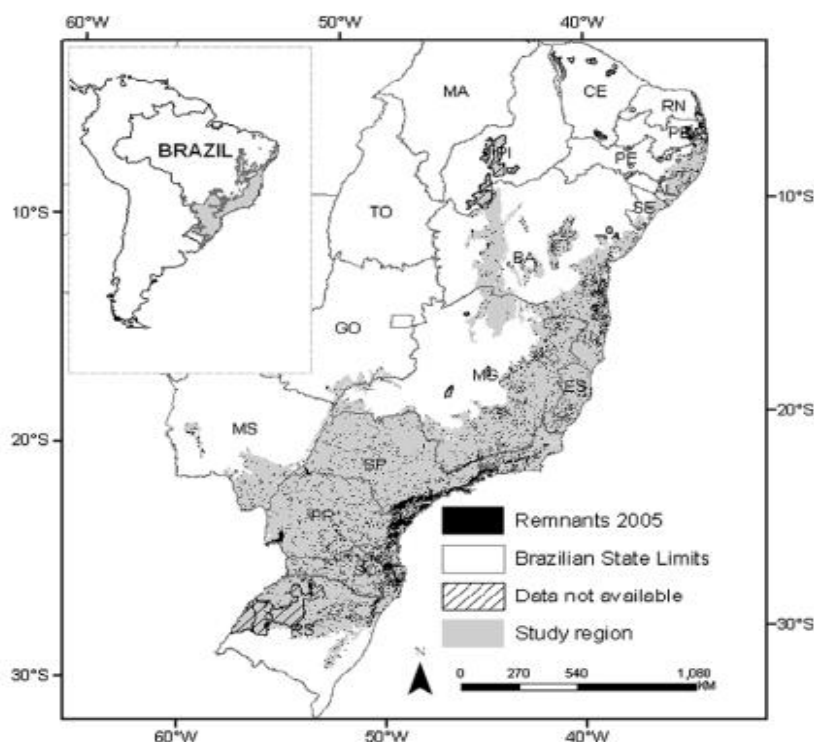


Fig. 2: Remanescentes da Mata Atlântica (fonte: SOS Mata Atlântica/INPE, 2008)

Obs. Ilustração retirada de Ribeiro, et al. 2009

Considerando-se espécies capazes de cruzar áreas abertas (300m), a média de tamanho de áreas funcionalmente conectadas é de 131 ha. Outra vez a Serra do Mar se destaca, possuindo 18% de remanescentes cujos fragmentos integrantes são conectados funcionalmente para espécies capazes de se deslocar por 100m; isso equivale a 2,803,000 ha, se estendendo do Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul. Apenas 1,62% da região que compreende a Floresta Atlântica se encontra no status de área protegida, isso corresponde a 2.26 milhões de hectares, nesse espaço 14.4% é de Reserva Natural, entretanto essas reservas abrangem conjuntamente diversas outras formações vegetais que não Florestais em seus domínios, de modo que a área florestal sob proteção equivale a 9,3% dos remanescentes. (Ribeiro, et al. 2009).

Menos de 10% das florestas tropicais se encontram em reservas estritamente protegidas, o que significa na maior parte das vezes que estes fragmentos de mata se encontram em áreas modificadas pela ação humana (JOLY, Carlos A., METZGER, J.P, e TABARELLI, M., 2014), como agricultura, urbanização, estradas,

duto de gás e óleo, pastoreio etc...Essa modificação pode ser percebida pela combinação dinâmica de certos componentes de habitat, tais como: poucas áreas de florestas antigas de tamanho maior, uma grande maioria de pequenos fragmentos, florestas em sucessão secundária que anteriormente serviram como pasto ou para atividades agrícolas já abandonadas, pequenos fragmentos em processo de restauração, agroflorestas e culturas de *Pinus* e *Eucalyptus*.

Durante algum tempo a ecologia convenientemente desconsiderou a heterogeneidade espacial em suas análises; esta era vista como um incômodo, mal necessário. A influência da teoria biogeográfica sobre a ecologia da paisagem fez com que alguns autores comparassem a relação fragmento-matriz com a relação ilha-oceano; por consequência a matriz foi designada como necessariamente hostil perante um fragmento ilhado, no entanto mais tarde alguns autores se contrapuseram a essa visão advogando que a percepção de variadas espécies era muito mais complexa e que mesmo a matriz poderia oferecer recursos a estas e dessa forma a heterogeneidade passou a ser um foco de atenção nos estudos ecológicos (FAHRIG, et al, 2011). Sob a ótica da ecologia da paisagem, a heterogeneidade passou a ser compreendida com um dos principais variáveis explanatórias dos sistemas ecológicos.(PICKETT, 1995).

A abordagem sobre o que é a Paisagem interfere diretamente no tipo de informação sobre heterogeneidade que se obtém. Essas abordagens baseiam-se na escala usada, que pode ser mais fina e se debruçar sobre as interações entre diversos elementos adjacentes ou não, nesse caso sendo possível analisar mais da heterogeneidade discreta do ambiente. Em uma abordagem onde a escala é mais ampla é possível inferir sobre a dinâmica e comportamento da Matriz como um todo. Ambas as abordagens são complementares (PICKETT, 1995).

Se conceituarmos matriz como *não-habitat*, é importante não simplificar esta definição. Em termos práticos, devemos investigar com mais profundidade até onde o uso de recursos acontece para determinado grupo, o que acarreta uma re-imaginação do espaço incluído em *habitat*. Isso pode ser feito através do mapeamento das estruturas que compõem a escala fina da paisagem, delimitando-

as e identificando os recursos que estas podem estar a disponibilizar. (DENNIS, DAPPORTO, DOVER. 2014).

A origem da heterogeneidade da paisagem pode ser diversa, vindo tanto de causas não derivadas de ação antrópica quanto de atividades humanas, como processos de regeneração, padrões persistentes na quantidade e ou qualidade de recursos, introdução de novas espécies (exóticas ou não), competição, predação, acidentes naturais, segregações espaciais. Na mata atlântica, bioma que passa por grande pressão da ação antropogênica, a consequente fragmentação é um dos processos responsáveis pelo aumento da heterogeneidade.(Fig.3)

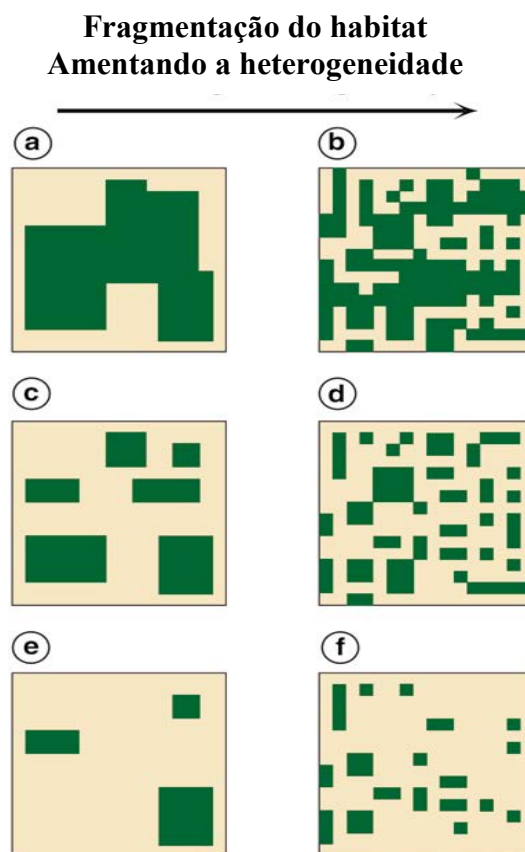


Fig. 3. Como a fragmentação contribui para o aumento da heterogeneidade espacial. Figuras “a”, “c” e “e” representam estados anteriores em diferentes níveis de cobertura vegetal. Figuras “b”, “d” e “f” representam estágios mais heterogêneos.

Ilustração modificada de Turner. 2001

A expressão do grau de heterogeneidade da paisagem é relativa a escala escolhida para capturar essas variações, e passa a ser uma das finalidades da ecologia da paisagem determinar a extensão de um dado fenômeno, ou seja, se esse ocorre em pequena escala afetando componentes muito particulares do sistema, ou se esse

fenômeno atravessa vários níveis de escala e afeta o sistema de uma forma mais disseminada (PICKETT, 1995).

Os diferentes elementos componentes de uma matriz configuram o que usualmente se chama de Mosaico Espacial, tais mosaicos podem estar diferenciados por limites discretos ou não, quanto a estrutura e/ou composição biótica e abiótica. Características distintas podem ser capturadas de uma mesma paisagem de acordo com o foco do observador/pesquisador (fig.4).

Além das características internas do fragmento, muitas vezes é a matriz que explica melhor interações e padrões encontrados dentro de fragmentos (PICKETT, 1995).

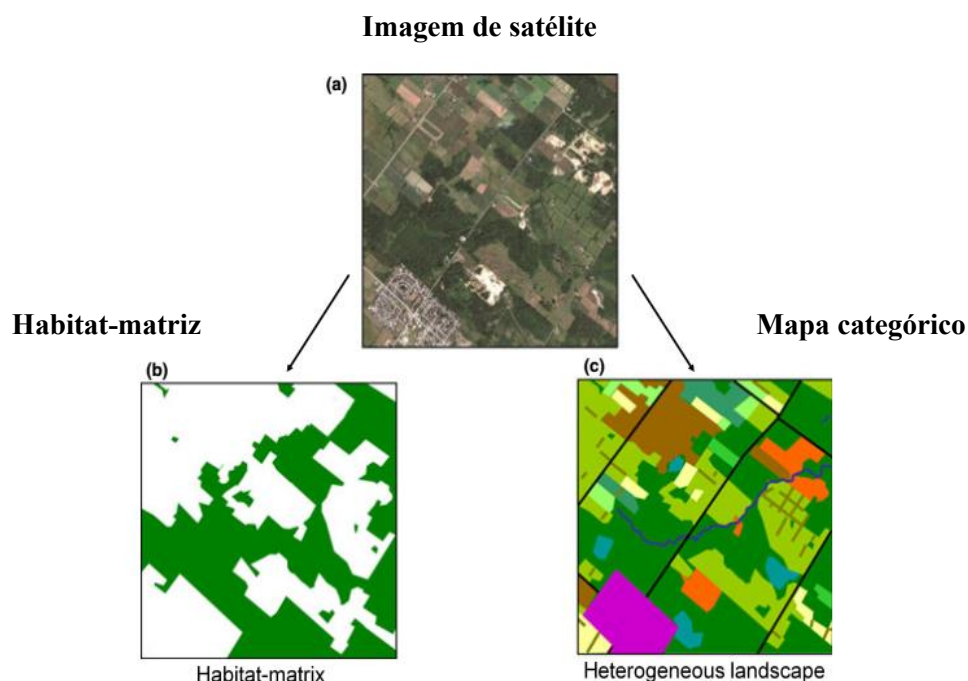


Fig 4. (a) Imagem de satélite de uma dada área, (b) representação de habitat-matriz (floresta – não-floresta) da mesma área, (c) representação da heterogeneidade com diversas coberturas de solo. Ilustração modificada de Fahrig, et al. 2011.

As métricas obtidas pelos modelos de ecologia da paisagem permitem que possamos acessar a disponibilidade de habitat para uma dada espécie ou grupo. É de extrema importância saber quanto habitat resta para uma dada comunidade ou população, pois assim é possível dirigir de modo focado os planos e esforços de conservação.(LINDENMAYER, D. 2008). Os componentes bióticos de um sistema ecológico acompanham os componentes ambientais; a presença de uma determinada espécie em uma determinado local só é possível dentro de uma

adequação mínima entre os recursos/condições ambientais e as demandas da espécie. Partindo daí é teoricamente possível tomar um taxon ou até mesmo uma espécie e delinear quais os arranjos ambientais possuem interação com sua ocorrência, por consequência é cabível usar tal taxon ou espécie como indicador de determinadas condições, de forma a se obter um diagnóstico da situação ecológica local (FREITAS. et al 2006; BROWN & FREITAS, 2000).

Uma espécie ou conjunto de espécies pode exercer diversos papéis de indicação: Indicador ambiental que indica estado biótico ou abiótico de um sistema, indicador ecológico que representa o impacto e/ou sua dimensão num habitat, comunidade ou sistema ou indicador de biodiversidade que indica a diversidade de um taxon ou a diversidade total de um local. (McGEOCH, 1998)

O uso de bioindicadores torna-se uma ferramenta que se encaixa bem na abordagem de conservação onde é vantajoso conseguir o máximo de informação com o mínimo de recursos necessários. Insetos particularmente tem sido sinalizados como eficientes indicadores devido às características do táxon, como significativa contribuição para riqueza global de espécies, biomassa, função ecológica, diversidade comportamental e reatividade a modificações ambientais. (STEWART & NEW, 2007)

De modo geral os critérios usados para qualificar e eleger determinado grupo como um indicador possivelmente efetivo são: taxonomia resolvida, curto ciclo de vida, fidelidade ao habitat, ocorrência coesa, facilidade de amostragem, triagem e identificação e pouco uso humano. Grupos de insetos se encaixam em grande parte desses requerimentos, por sua vez lepidópteros, especificamente o grupo informal Rhopalocera (borboletas) tem demonstrado bastante utilidade no intento de bioindicar, especialmente por seu ciclo de vida rápido e versátil, diretamente relacionado com as condições ambientais e recursos vegetais, tornando-as sensíveis a modificações ambientais. (FREITAS. et al 2006).

Além de se encaixarem nos requisitos para bioindicador, as borboletas constituem de um grupo apto a ser enquadrado como grupo bandeira. Espécies Bandeiras são aquelas cuja percepção social é carismática, de modo a servirem como

representantes de uma causa de conservação no intuito de conseguir aderência popular. Essas “*flagships species*” costumam ser aquelas com as quais o cidadão comum já possui um background de informação, familiaridade e não despertam medo. Borboletas demonstram alto potencial, equiparado a outros grupos como mamíferos e aves, e a maior popularidade entre os insetos. (SCHLEGEL & RUPF, 2010).

Lepidópteros como bioindicadores nos permitem a extrapolação de sua situação ecológica para outros invertebrados e vertebrados; eles estão diretamente associados à abundância de vegetais para ovoposição e alimentação, além de condições microclimáticas, portanto estudos sobre os impactos que a atividade antrópica tem sobre tais organismos e como suas comunidades se estruturam em diversos contextos da paisagem são ferramentas profundamente úteis quanto a obtenção de diagnósticos ambientais e elaboração de projetos de manejo e conservação. (UEHARA-PRADO & RIBEIRO, 2012; BARLOW, 2007).

Borboletas geralmente são separadas em duas guildas principais considerando os nichos de preferência alimentar de adultos, quais sejam; as borboletas nectarívoras, mais populares no imaginário comum, que se alimentam de néctar de flores e borboletas frugívoras que se alimentam de suco fermentado de frutos caídos. A maior parte das espécies frugívoras se encontra na família Nymphalidae de linhagem Satyroide (UEHARA-PRADO, BROWN, e FREITAS, 2005; sensu FREITAS & BROWN, 2004). Todavia outras subfamílias de Nymphalidae representam as borboletas do Neotrópico, como Biblidinae, Charaxinae e Nymphalinae. . (FREITAS, et al, 2014)(fig. 5). Borboletas Nymphalidae possuem por regra o primeiro par de pernas bastante reduzido, utilizando-se somente os outros dois pares restantes para caminhar, contabilizando mais de 2,400 espécies nos neotrópico e abrangem uma ampla gama de hábitos e aparências. (UEHARA-PRADO & RIBEIRO, 2012)

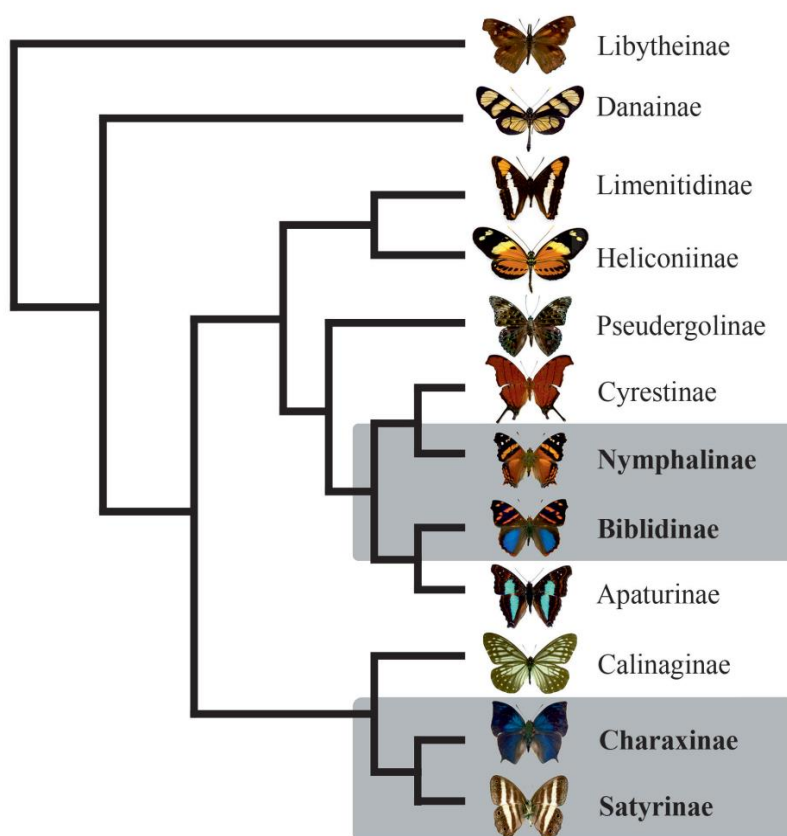


Fig 5. A filogenia de borboletas Nymphalidae, destacando as subfamílias de borboletas frugívoras presentes no Neotrópico. Ilustração retirada de Lucci Freitas, André Victor, et al. 2014.

Essa guilda é facilmente atraída por armadilhas, possibilitando amostragens simultâneas com o mesmo esforço amostral. Dependendo dos interesses do estudo é possível ser feita identificação sem que seja necessário coletar indivíduos. (UEHARA-PRADO, 2005). Dentre os insetos esses lepidópteros se fazem bastantes úteis nos estudos de monitoramento que envolvem configurações da paisagem por serem relativamente maiores, de aparência exuberante e de amostragem simples, o monitoramento desse grupo é um dos exemplos mais antigos de ciência desempenhado por cidadãos comuns. (BONEBRAKE, 2010; Van SWAAY, 2015).

Borboletas com hábitos predominantemente frugívoros ocorrem tipicamente em ambientes tropicais e subtropicais, seus requerimentos nutricionais são atendidos pelo suco de frutos fermentados, seiva, fezes e animais em decomposição.

Sendo a heterogeneidade uma propriedade da paisagem, podendo ser gerada pela fragmentação e pela diversificação de estruturas, o objetivo deste trabalho é entender o efeito desta na comunidade de borboletas frugívoras da mata atlântica.

Esperamos que esse trabalho possa de alguma forma contribuir com as discussões acerca da situação dessa comunidade em um bioma sob constante transformação.

2. MATERIAL E MÉTODO

As coletas de borboletas deste trabalho fora realizadas nas sub-regiões do Interior e da Serra do Mar, essas regiões contém mais de a metade da floresta atlântica remanescente. São oito paisagens distintas e não sobrepostas, distribuídas ao leste do estado de São Paulo e ao sul do estado de Minas Gerais.(fig.6)

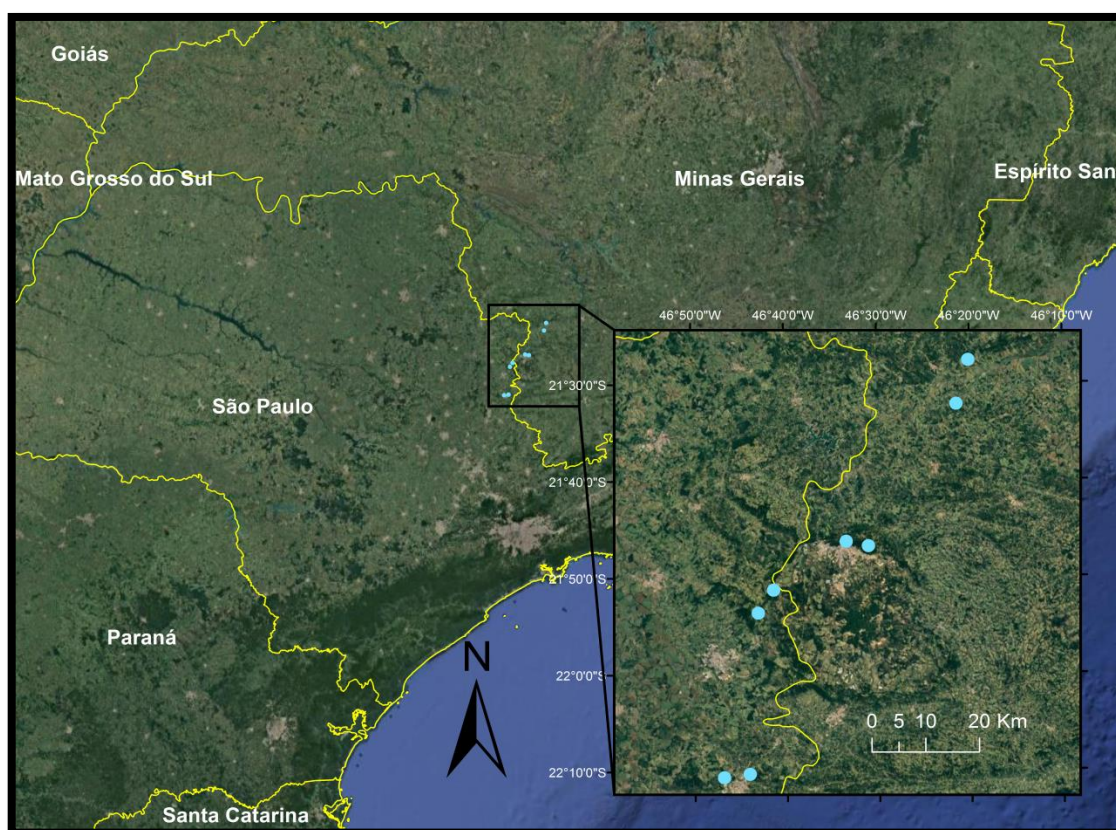


Fig. 6. Áreas de estudo. Paisagens (pontos azuis) localizadas na mata atlântica dos estados de São Paulo e Minas Gerais.

Cerca de 10 armadilhas SVR iscadas foram instaladas a pelo menos 50 metros de distância uma da outra nos fragmentos de mata de áreas que apresentam diferentes graus de heterogeneidade entre si, de modo que foi possível observar como a diversidade e riqueza biológica se comportam em diferentes valores do índice de heterogeneidade (diversidade de Shannon) e a quais classes da composição da paisagem estão correlacionadas. As paisagens consistem de *bufferes* de 1

quilometro de raio, estabelecidos ao redor de um ponto médio entre todas as armadilhas de um fragmento. (fig. 7)

As campanhas de coleta foram feitas durante o mês de Maio e Junho de 2017, sempre evitando as semanas frias e chuvosas, quando borboletas estão menos ativas, o que acabaria enviesando a amostragem daquela campanha de coleta em específico.



Fig. 7. Desenho amostral de paisagem. Pontos azuis representam unidades de armadilhas SVR implantadas em fragmento de mata. A paisagem é circunscrita ao *buffer* de 1 quilometro de raio.

As armadilhas empregadas na coleta das borboletas são do tipo Van Someren-Rydon (VSR). Esse modelo de armadilha tem sido usado extensivamente para amostragem de borboletas frugívoras. Ele é composto por um cilindro de véu atrelado a uma base retangular, internamente ao véu cilíndrico em sua extensão inferior se ergue um cone invertido, como pode ser observado na figura 8



Fig. 8. Exemplo de Armadilha Entomológica Van Someren-Rydon. No presente estudo foram usadas armadilhas de véu preto e base plástica.

Usamos armadilhas VSR iscadas no processo de amostragem, pois estas possuem a vantagem de ser um método de captura passiva, ou seja, a detecção e apanho dos indivíduos não é influenciada ou dependente do coletor. As armadilhas usadas neste estudo possuem as seguintes dimensões médias: véu cilíndrico com 100,5cm de altura, diâmetro de 30,1cm e o cone invertido em torno de 16,2cm de diâmetro em sua abertura. No caso o diâmetro do cone invertido está um pouco abaixo da média recomendada por Freitas. et al, (2014) que é de 20cm. Também conforme Freitas. et al (2014) a parte superior do cilindro são de material plástico, o que evitou a diluição da isca e protegeu os animais em circunstâncias de precipitação.

Há uma série de possíveis iscas à disposição para esse tipo de amostragem, contudo, a escolha mais recorrente nos estudos dessa natureza quando empregados nas Américas do Sul e Central é a mistura fermentada de banana e *garapa* (caldo da cana de açúcar). A receita utilizada neste estudo foi de 3 quilos de banana nanica para 1 litro de garapa pura, as bananas foram processadas em um liquidificador e a massa resultante era diluída em garapa, o preparo era então deixado em descanso por 72 horas, tempo necessário para fermentação da mistura..

Esse tipo de isca nos permite controlar ingredientes, homogeneização da mistura e tempo de fermentação, ou seja, seguir um protocolo idêntico para todos os períodos de amostragem, o que acaba por ser uma vantagem no delineamento do experimento em comparação com outros métodos de *iscagem* que não podem ser tão padronizados (FREITAS, et al, 2014).

Não existe um único protocolo de estabelecimento de armadilhas para borboletas, este pode variar de acordo com as características do local de estudo

No presente estudo a região vertical da floresta usada para captura foi por volta de 1 metro do chão. Escolhemos árvores com altura suficiente e galhos saudáveis, evitando galhos podres ou frágeis e locais onde a luz solar incidi diretamente por longas horas.

A linha encerada foi atada a armadilha e usada para içá-la em um galho, foram usadas linhas de cores escuras que facilmente se camuflam na mata e diminuem as chances de atrair a atenção de curiosos que podem perturbar o experimento. A linha encerada possui grande resistência e cria atrito com a superfície do galho, o que diminui as chances de ela deslizar. Passamos graxa náutica (por ser à prova d'agua) em pelo menos 20 cm de extensão da linha começando na parte atada à armadilha, o propósito disso foi servir como uma barreira para insetos, como formigas, que poderiam atacar as borboletas capturadas.

com as armadilhas devidamente fixadas a 1 metro de distância do chão, usamos tiras de fita adesiva dupla face no centro da base da armadilha para se afixar o copo descartável contendo o preparo fermentado. Certificamo-nos de que as armadilhas não estavam em contato com galhos e folhas, nem tocando o tronco da árvore, quando necessário usamos o facão para cortar galhos e ramos que tocassem as armadilhas, evitando assim o acesso de animais indesejados que possam vir a se atrair pela isca ou pelos espécimes.

Passadas 48 horas em campo, retiramos as armadilhas e coletamos os indivíduos capturados. Ao nos aproximar da armadilha permanecemos atentos por espécimes que pudessem estar sobre ou próximas às bases da armadilha, a presença humana pode agitar as borboletas e ocasionar fugas, por isso rapidamente elevamos a base, tampando assim a saída, as borboletas que estivessem na parte inferior da armadilha foram atraídas para a parte superior, então usamos prendedores para

restringir a saída. As borboletas foram pegas pelas bases das asas com os dedos indicador e médio e dispendo-nos de uma pinça de ponta chata seu tórax foi pressionado até que cessassem seus movimentos.

Os indivíduos foram armazenadas individualmente em envelopes de papel glassine (fig. 9), material de pH neutro, translúcido, usado extensivamente no mundo da conservação por ser resistente a vento, água e gordura. Os envelopes foram devidamente identificados com data, hora, local e id da armadilha.



Fig. 9. *Memphis moruus* (Fabricius, 1775) pertencente à tribo *Anaeini*.

Os espécimes coletados foram triados e identificados a nível de tribo antes que fossem encaminhados ao LABBOR - *Laboratório de Ecologia e Sistemática de Borboletas* da Universidade de Campinas, onde foram identificados até espécie. Algumas espécies de hábito nectarívoro dominante podem eventualmente serem atraídas para as armadilhas (Riodinidae, Hesperidae e as subfamílias Nymphalidae; Ithomiinae, Limenitidinae, Apaturinae) (UEHARA-PRADO, 2007), nesses casos elas não foram consideradas para o presente estudo já que estavam sobre efeitos de variáveis não observadas pelo delineamento experimental proposto.

O mapeamento das áreas de estudo foi feito no ArcMap™, componente do software ArcGIS Desktop versão 10.5.0.6491.

Os pontos geo-referenciados de cada armadilha foram exportados para o software ArcMap™ e dispostos sobre a base de mapas online oferecidos pelo satélite da Google™ usando o WGS 1984 *Web Mercator Auxiliary Sphere* como sistema de coordenadas numa projeção de *Mercator Auxiliary Sphere*.

Com as localizações de cada armadilha foi gerado um ponto central ao redor do qual foram delimitadas as paisagem representadas por um buffer de 1 quilometro de raio, esse processo se repetiu para todas as áreas de coleta. Após a delimitação da paisagem foi usada a ferramenta de corte de polígono da bandeja de edição para delimitar *patches* das diferentes classes de uso do solo numa escala de 1:6000. Os tipos de uso e cobertura do solo identificados e utilizados para o processo de mapeamento estão descritos na tabela 1.

Tabela 1. Classes de cobertura do solo, utilizadas na composição dos mapas categóricos das paisagens.

Nº	Classe	Descrição
1	Água	Corpos de água como lagos e rios
2	Floresta pioneira inicial	Mancha composta principalmente por plântulas e outros indivíduos pioneiros.
3	Floresta inicial	Pequenas áreas de vegetação esparsa
4	Floresta media	Manchas de vegetação adensada
5	Floresta avançada	Amplas áreas de vegetação densa e antiga
6	Cerca viva	Áreas estreitas de vegetação que desenha barreiras
7	Solo exposto	Área completamente desmatada onde é possível ver o solo
8	Pasto limpo	Áreas de pastagem composta por gramíneas
9	Pasto sujo	Áreas de pastagem que apresentam árvores ou arbustos
10	Agricultura anual	Culturas de ciclo anual como arroz, cevada, trigo e milho
11	Agricultura perene (café)	Culturas de ciclo perene, nesse estudo majoritariamente café
12	Silvicultura	Áreas de ação extrativista de madeira, majoritariamente eucalipto
13	Várzea	Terrenos alagadiços próximos a corpos d'água
14	Várzea com vegetação herbáceo-arbustiva	Terrenos alagadiços com espécies herbáceas e arbustivas próximos a corpos d'água
15	Instalação rural	Construções em meio ao contexto rural
16	Áreas urbanizadas	Cidades; malha urbana
17	Estradas e rodovias	Estradas rurais ou urbanas, de terra ou asfalto
18	Background	(áreas de não interesse/incertas) não consideradas na maioria das métricas

Isso foi feito tendo como base informações levantadas em campo e fotointerpretação. Ao final do processo de delimitação das manchas e sua subsequente identificação obtivemos o mapa rasterizado das paisagens (Painel de Paisagens – Fig. 14).

A heterogeneidade espacial foi estimada com o emprego do software Fragstats v4.2 - Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps (McGARIGAL. 2012) utilizando-se o índice derivado da teoria da informação de Shannon-Weaver (1949), bastante consolidado como uma das métricas de diversidade usadas em ecologia de paisagem (ROCCHINI, et al. 2013; WALZ. 2015).

O índice leva em consideração a riqueza e a equidade no seu cálculo. Paisagens compostas de mais tipos distintos de classes de cobertura do solo, e com maiores níveis de equidade da distribuição do espaço entre as classes recebem valores maiores de heterogeneidade. O valor hipotético mínimo é 0, que configuraria uma paisagem composta apenas por uma mancha. A unidade do índice é informação.

$$SHDI = - \sum_{i=1}^C (P_i \cdot (\ln P_i))$$

P_i = proporção em hectares da paisagem composta por classe i
 C = número de classes que compõem a paisagem
 $SHDI$ = Shannon – Weaver Diversity Index

Fig. 10. Formula do índice de diversidade de Shannon-Weaver

As análises dos resultados foram feitas com auxílio no software R v.3.4.3, acessado pelo ambiente de desenvolvimento integrado RStudio v. 1.1.423. Utilizei modelos lineares generalizados (GLM) para testar a variável preditiva (riqueza) em função das variáveis explicativas (percentagem de classes de cobertura e uso do solo e Heterogeneidade). A seleção do melhor modelo foi feita através do critério de informação de Akaike corrigido para amostragens pequenas (AICc), tomando como parâmetros um $\Delta AICc$ maior que 2 e um intervalo de confiança de 95%.

3. RESULTADOS

Foram coletados 152 espécimes, agrupados em 27 espécies (13 singletons) e 8 tribos. As espécies mais abundantes na amostra foram, em ordem decrescente: *Godartiana muscosa* (35), *Biblis Hyperia* (29), *Paryphthimoides poltys* (28) e *Paryphthimoides eous* (13) (fig.11). Satyrini foi a tribo de maior ocorrência com 12 espécies amostradas (fig.12). Na tabela a seguir é apresentada a relação de espécies, suas tribos e número de indivíduos coletados.

Tabela 2. Lista de espécies amostradas.

	Tribo	Espécie	Nº de Ind.
1	Preponini	<i>Archaeoprepona demophon</i>	1
2	Biblidini	<i>Biblis hyperia</i>	29
3	Callicorini	<i>Callicore sorana</i>	2
4	Brassolini	<i>Caligo illioneus</i>	1
5	Coeini	<i>Colobura dirce</i>	1
6	Callicorini	<i>Diaethria candrena</i>	3
7	Brassolini	<i>Eryphanis reevesii</i>	2
8	Satyrini	<i>Forsterinaria necys</i>	6
9	Satyrini	<i>Forsterinaria pronophila</i>	1
10	Satyrini	<i>Forsterinaria quantius</i>	1
11	Satyrini	<i>Godartiana muscosa</i>	35
12	Ageronini	<i>Hamadryas epinome</i>	1
13	Ageronini	<i>Hamadryas februa</i>	6
14	Satyrini	<i>Hermeuptychia sp1</i>	5
15	Anaeini	<i>Hypna clytemnestra</i>	3
16	Anaeini	<i>Memphis acidalia</i>	1
17	Anaeini	<i>Memphis arginussa</i>	3
18	Anaeini	<i>Memphis moruus</i>	1
19	Satyrini	<i>Moneuptychia soter</i>	4
20	Brassolini	<i>Narope cyllastros</i>	1
21	Satyrini	<i>Paryphthimoides eous</i>	13
22	Satyrini	<i>Paryphthimoides poltys</i>	28
23	Satyrini	<i>Pharneuptychia sp1</i>	1
24	Coeini	<i>Smyrna blomfieldia</i>	3
25	Satyrini	<i>Taygetis laches</i>	1
26	Satyrini	<i>Yphthimoides affinis</i>	1
27	Satyrini	<i>Yphthimoides straminea</i>	1

As relações de abundância relativa de cada espécie, bem como a representatividade de cada tribo (nível taxonômico entre subfamília e gênero). estão apresentadas nas figuras 11 e 12.

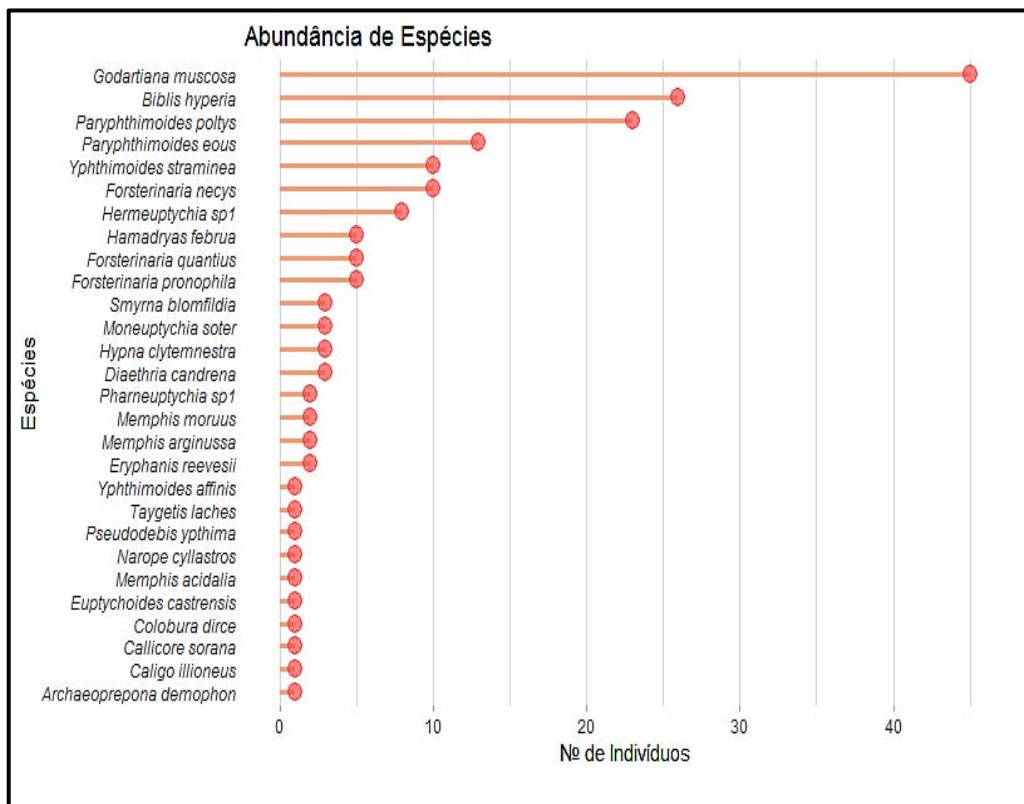


Figura 11. Relação decrescente de abundância de espécies na amostra

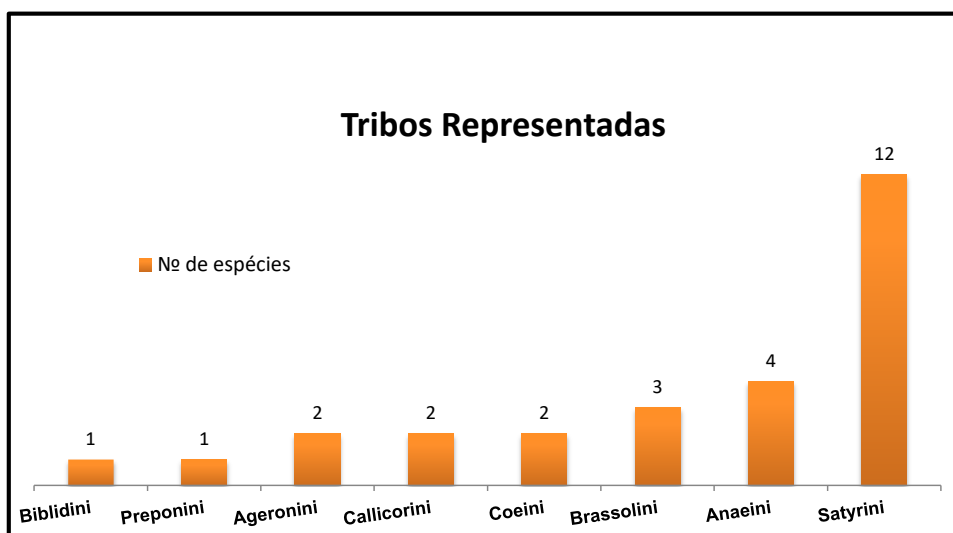


Figura 12. Relação crescente de tribos representadas e seu número de espécies amostradas

Na figura 13 podemos observar a rede de interações entre paisagens e classes de cobertura. Os blocos inferiores representam as classes, a largura de cada bloco

condiz com a contribuição total daquela classe para a composição do conjunto de paisagens, percebemos assim que os tipos de floresta (média ou avançada) e o pasto limpo compõem maiores áreas na maioria das paisagens. Os blocos superiores representam as paisagens e são constituídos de sub-blocos que distinguem a contribuição de cada classe para a constituição daquela paisagem específica. Essa contribuição pode ser traçada também observando-se a espessura das linhas de interação que ligam classes e paisagens. A figura nos ajuda a entender o balanço entre as classes no contexto de cada paisagem e no contexto do conjunto.

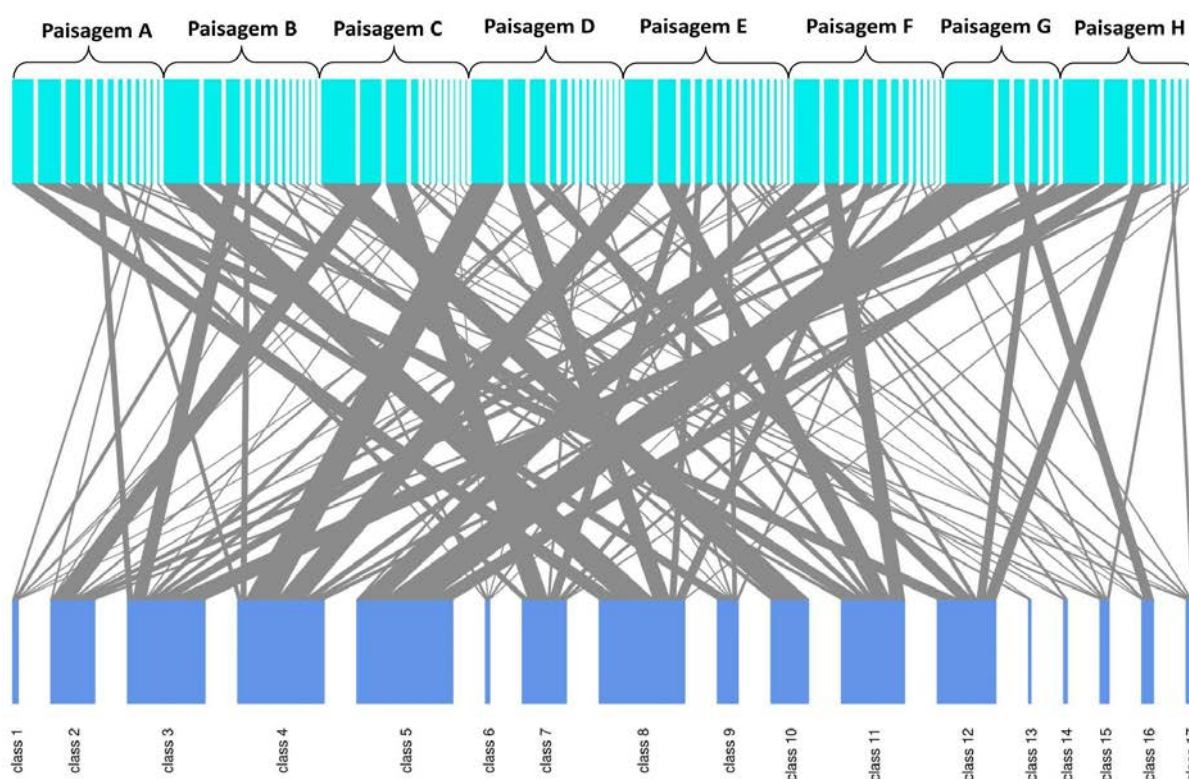
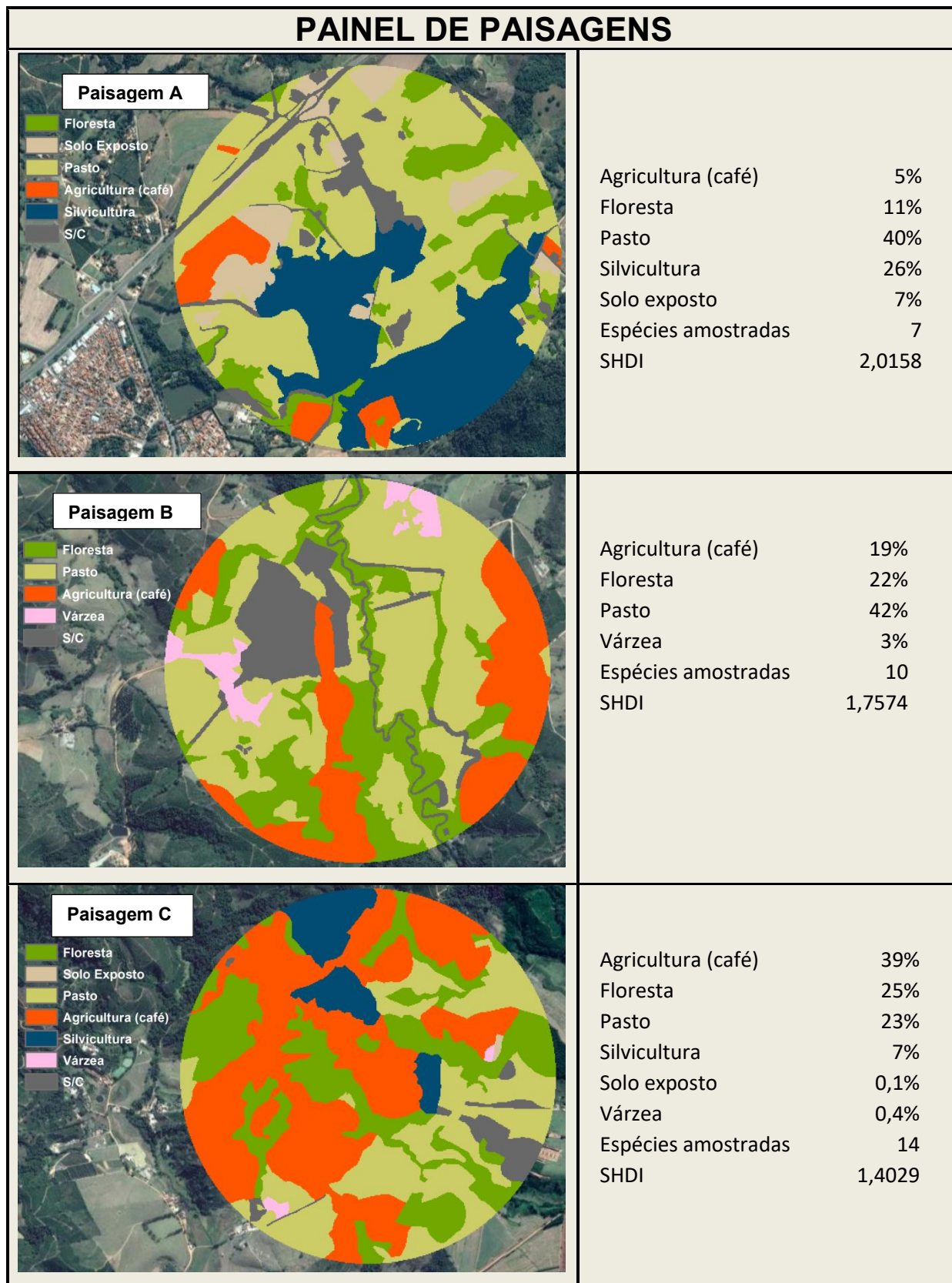


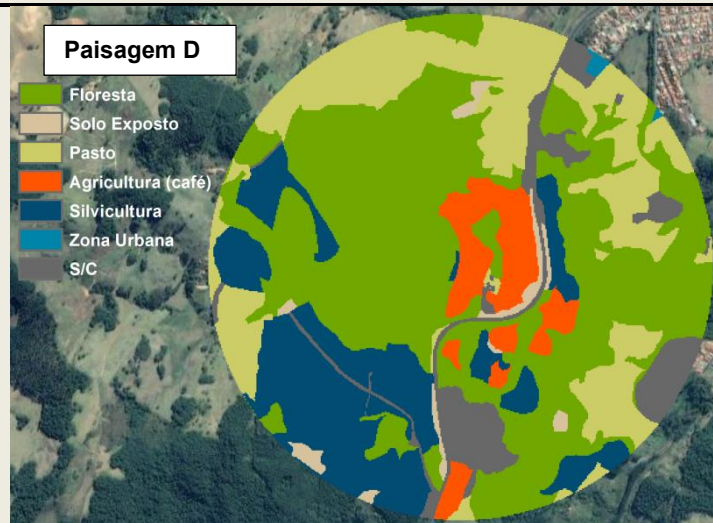
Fig. 13. Rede de interações entre paisagens e classes componentes. A grossura das linhas é proporcional à participação da classe na composição da paisagem. Class 1 = Água, class 2 = Floresta pioneira inicial, class 3 = Floresta inicial, class 4 = Floresta média, class 5 = Floresta avançada, class 6 = Cerca viva, class 7 = Solo exposto, class 8 = Pasto limpo, class 9 = Pasto sujo, class 10 = Agricultura anual, class 11 = Agricultura perene (café), class 12 = Silvicultura, class 13 = Várzea, class 14 = Várzea com vegetação herbáceo-arbustiva, class 15 = Instalação rural, class 16 = Áreas urbanizadas, class 17 = Estradas e rodovias.

Ao todo oito paisagens foram amostradas e mapeadas. O índice de diversidade de Shannon (Shannon Diversity Index - SHDI) foi aplicado ao conjunto de manchas ou *patches* de cada paisagem resultando em distintos valores de heterogeneidade espacial em cada área amostrada. O maior valor de SHDI foi 2,1104, e o menor 1,3504.

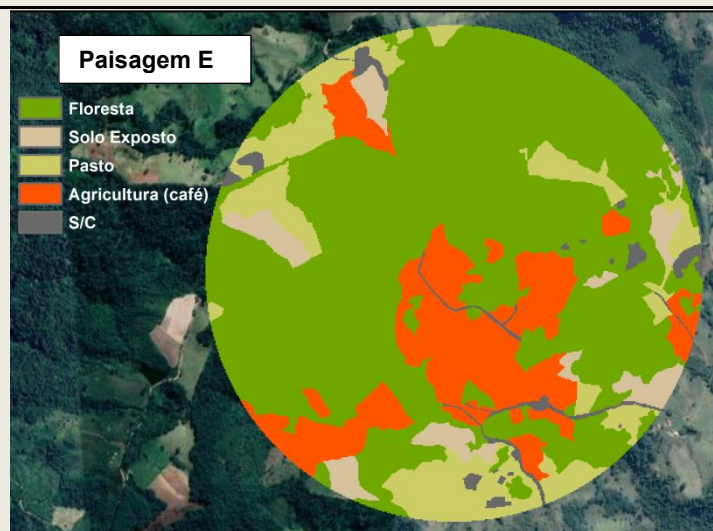
A Fig. 14 - Painel de Paisagens, apresenta todas as paisagens em ordem alfabética



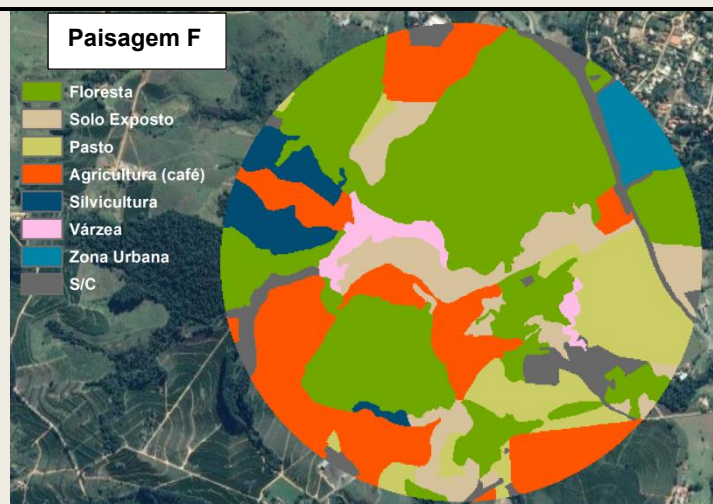
PAINEL DE PAISAGENS



Agricultura (café)	6%
Floresta	45%
Pasto	20%
Silvicultura	17%
Solo exposto	1%
Zona Urbana	0,2%
Espécies amostradas	3
SHDI	1,7211



Agricultura (café)	16%
Floresta	63%
Pasto	12%
Solo exposto	5%
Espécies amostradas	3
SHDI	1,9573



Agricultura (café)	20%
Floresta	42%
Pasto	11%
Silvicultura	4%
Solo exposto	10%
Zona Urbana	2%
Várzea	2%
Espécies amostradas	5
SHDI	2,1104

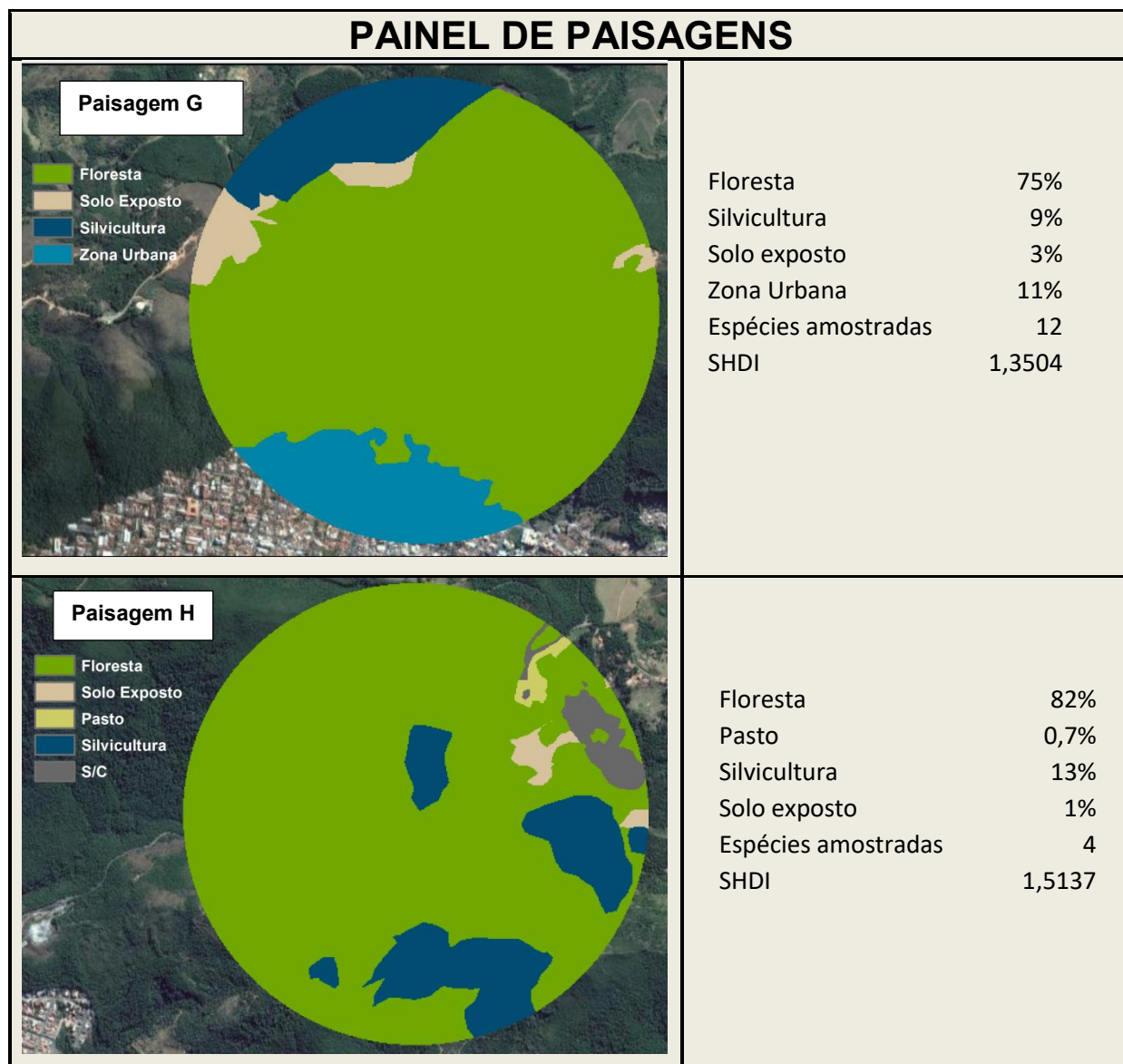


Fig. 14. Mapas categóricos simplificados (não considerando todas as classes) das paisagens, apresentados em ordem decrescente de heterogeneidade (SHDI).

A função *specaccum* do pacote *vegan* foi utilizada para encontrar as curvas de acumulação de espécie em cada sítio. A curva do coletor é uma forma de observar o número cumulativo de espécies amostradas em função do esforço amostral desempenhado (fig.15), dessa forma, quando a curva aparenta estar distante da estabilidade é possível diagnosticar possíveis sub-amostragens. A representatividade das amostras pode ser mais bem analisada estimando-se a riqueza extrapolada de espécies (tabela:4).

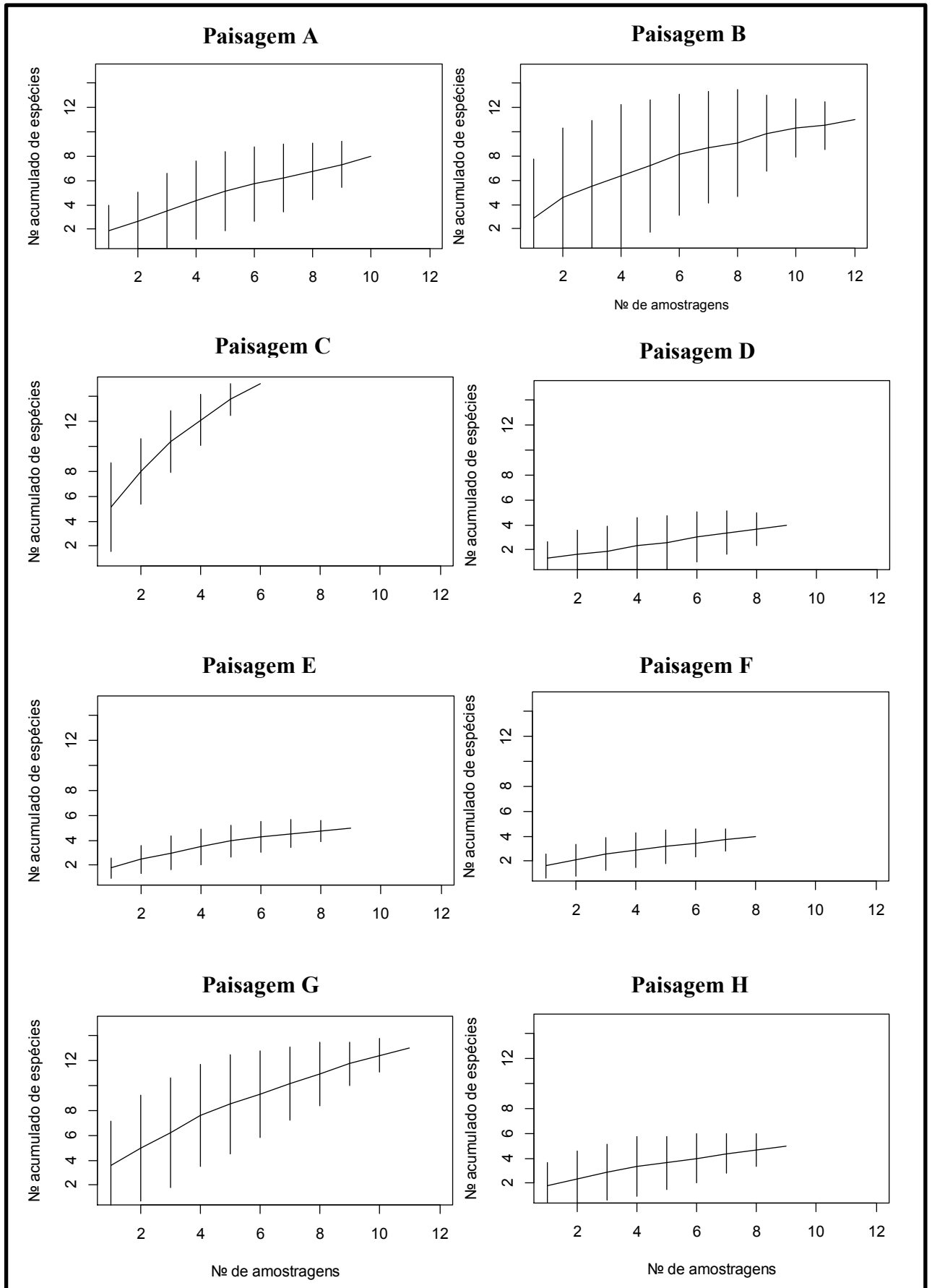


Fig. 15. Curvas de acumulação de espécies para cada paisagem

Podemos observar que as curvas de acumulação das paisagens C e G claramente terminam ainda em processo de ascensão, mais discreto no caso da paisagem A. Isso indica que o esforço amostral nestas áreas deveria ter sido maior, a fim de incluir demais espécies. A sub-amostragem dessas paisagens é corroborada pelos dados de riqueza extrapolada (tabela 3), nos quais notamos que as riquezas observadas em ambas as paisagens C e G estão no limite inferior do intervalo de confiança. A sub-amostragem dessas comunidades locais pode resultar em inconsistência nos resultados quando os dados brutos de riqueza observada são transformados em índices para serem usados em modelos. Entretanto é possível observar que em todo caso a proporcionalidade entre valores observados e esperados de riqueza foi mantida para todas as paisagens. Nesse trabalho foram usados os dados de riqueza observada na confecção dos modelos.

Tabela 3. Comparação de riqueza observada com riqueza extrapolada. Segundo o método estimador Jackknife 1.

Paisagem	Riqueza observada	Riqueza Esperada	Intervalo de confiança
A	7	12	6-18
B	10	13	7-19
C	14	20	14-27
D	3	5	1-9
E	4	5	3-8
F	3	4	2-7
G	12	18	12-23
H	4	6	2-10

Foram propostos e testados 5 modelos onde diferentes classes ou propriedades emergentes da paisagem explicassem a riqueza da comunidade de borboletas frugívoras na Mata Atlântica. Para isso a correlação espacial de classes entre si e dessas com a heterogeneidade espacial foram testadas. (Fig. 16)

A matriz de correlação foi gerada com a ajuda do pacote *PerformanceAnalytics*, através da função *chart.Correlation*, que tem como produto um painel com os diagramas de dispersão bivariados na parte inferior, os histogramas das variáveis na diagonal e os valores absolutos de correlação na parte superior. A matriz

demonstra alta correlação entre as classes Floresta e Pasto, a heterogeneidade não apresenta forte correlação com nenhuma das outras variáveis.

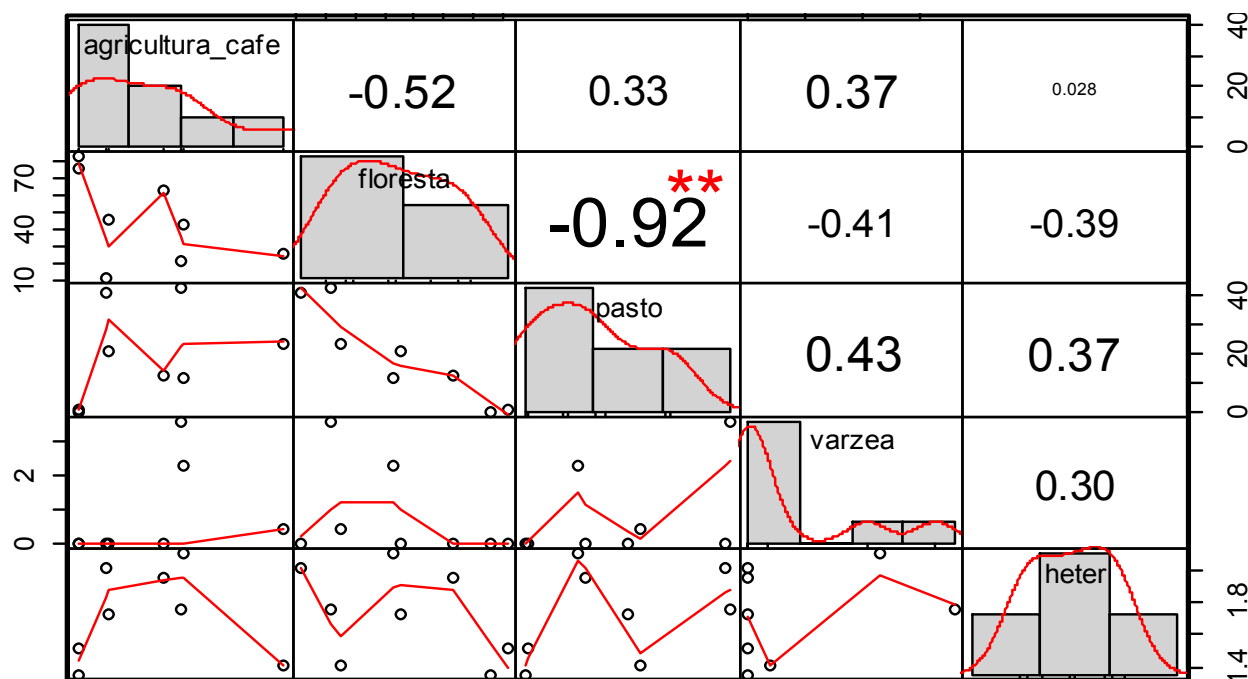


Fig. 16: Matriz de correlação entre as porcentagens de cobertura das classes componentes da paisagem e da heterogeneidade espacial.

Foram testados 6 modelos distintos, incluindo um modelo nulo, todos os modelos com porcentagem de cobertura de classes da paisagem como variáveis explicativas da riqueza de espécies (agricultura, floresta, pasto e várzea) não satisfizeram os parâmetros de validação estatística tendo seus valores de AICc abaixo do modelo nulo. O único modelo que condiz com os parâmetros é aquele no qual a heterogeneidade espacial explica a riqueza de espécies de borboletas em áreas de mata atlântica com um coeficiente no valor de -1.240 em um intervalo de confiança entre -2.252395 e -0.2646088. O modelo com heterogeneidade apresenta o menor valor para o critério de informação de Akaike (47.97), cujo $\Delta AICc$ é maior que 2 em relação ao AICc do modelo nulo e o $wAICc$ corresponde a 56% de chance do modelo estar correto. Considerando as evidências, a heterogeneidade parece ter um efeito negativo sobre a riqueza de espécies de borboletas em fragmentos da mata atlântica, enquanto a porcentagem de cobertura das classes “agricultura” (anual e perene), “Floresta” (junção de todos os tipos florestais), “Pasto” (Limpó e sujo), “Várzea” (2 tipos inclusos) e o perímetro de florestas “Borda” não se mostraram explicativos.

Tabela 4: Valores do critério de informação de Akaike para modelos propostos (AICc), valores de diferença entre o melhor modelo e os outros ($\Delta AICc$), valores de probabilidade a favor do modelo (wAICc).

Riqueza ~	MODELO	AICc	$\Delta AICc$	wAICc
	Heterogeneidade	47.07	0.00	0.56
	Nulo	49.58	2,50	0.16
	Agricultura	50.04	2.96	0.12
	Floresta	51.65	4.58	0.05
	Pasto	52.65	5.57	0.03
	Várzea	52.76	5.69	0.03
	Borda	53.21	6.13	0.02

4. DISCUSSÃO

Duas espécies da tribo satyrini estão entre as 3 espécies mais abundantes (fig.11), *Godartiana muscosa* e *Paryphthimoides poltys*. A altíssima correlação entre floresta e pasto ajuda a explicar isto (fig. 16), visto que a fragmentação contextualiza muitos fragmentos de mata em paisagens com atividade agropecuária, sendo a co-ocorrência de ambas as classes bastante comum e vantajosa para muitas espécies de Satyrinis que habitam a zona de transição entre pasto e floresta, e nessa zonas dispõem de gramíneas hospedeiras para suas lagartas. (RIBEIRO, et al. 2012).

Godartiana muscosa (Butler, 1870) (45 indivíduos) trata-se de uma espécie comum e amplamente distribuída no bioma da Mata atlântica do sul ao centro-oeste do Brasil, ocorrendo também em zonas florestais úmidas do cerrado e na região do chaco paraguaio. Foi amostrada nas paisagens F,G e H (fig. 17), que apresentam as maiores quantidades de mata (63%, 82% e 75% respectivamente) (fig. 14). Tem preferência por voar próxima ao chão e ovipõe durante todo o ano; registros já foram feitos em espécies de Cyperaceae e Poaceae. (ZACCA, et al. 2017; BROWN 1992).

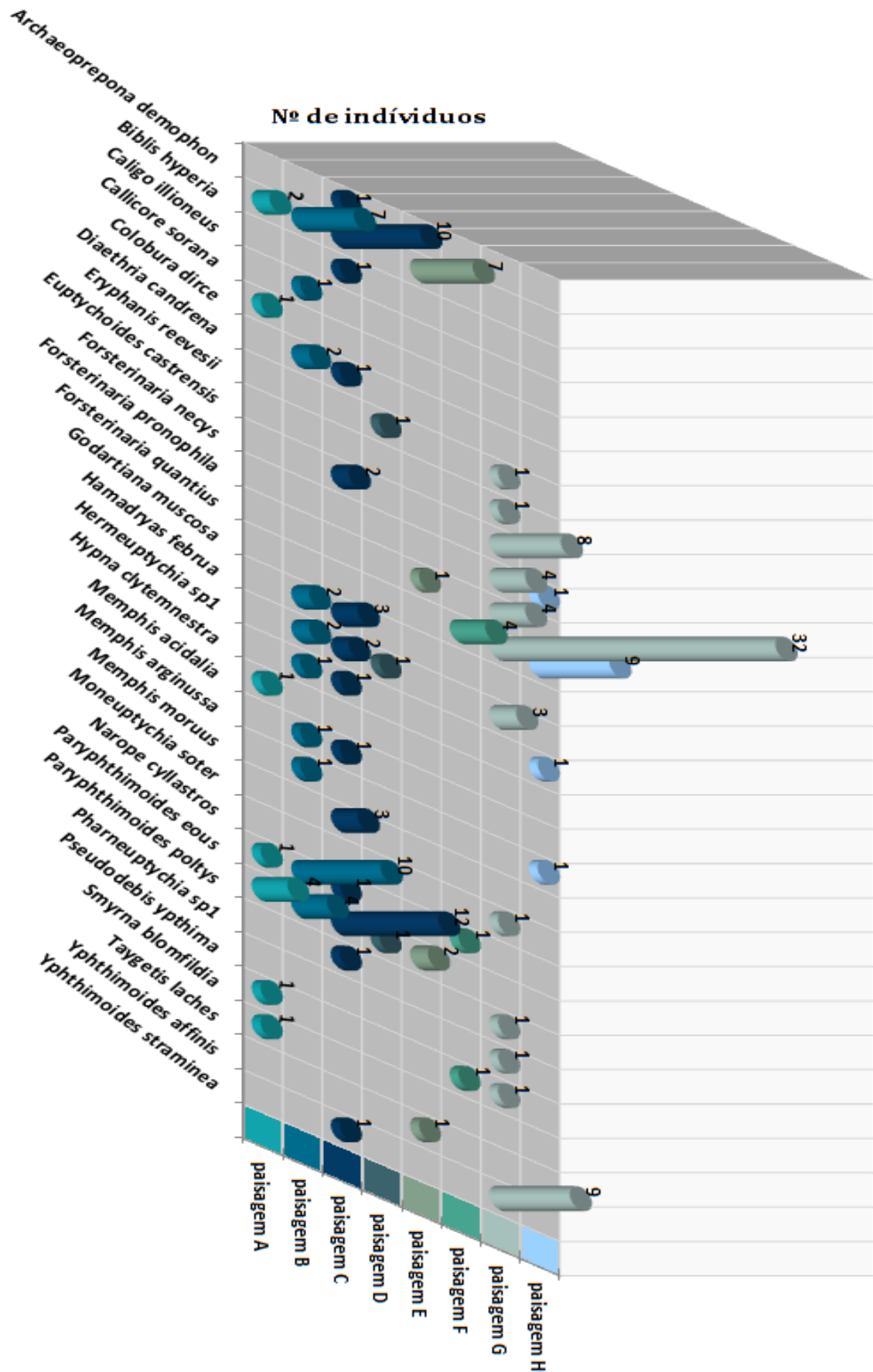


Fig. 17. Espécies amostradas, o tamanho da barra representa sua abundância, cores representam as paisagens em que foram amostradas

Paryphthimoides poltys (Prittwitz, 1865) (23 indivíduos) que costuma ovipositar em gramíneas, foi a espécie mais recorrente sendo capturada em 5 das 8 paisagens (A, B, C, D e E) - (fig.17), os tamanhos médios dos *patches* de pasto limpo nestas paisagens se encontra entre 13 e 20 hectares, para pasto sujo os valores variam entre 1,9 e 11 hectares.(fig. 18)

Bliblis hyperia (Cr., 1780) (26 indivíduos) foi a segunda espécie mais abundante; pertencente a tribo biblidini, os adultos são típicos das estações úmidas (NOBRE, 2012). Esta espécie foi coletada nas paisagens A, B, C e E, com a mais baixa abundância verificada na paisagem A (fig. 17), que difere das outras três pela baixa cobertura de qualquer classe florestal (fig.18), considerando o fato de que há registros de *Tragia volubilis*; uma trepadeira de bosque secundário da família Euphorbiaceae como uma das espécies hospedeiras dos ovos de *Bliblis hyperia* (FREITAS, 1997) podemos inferir que com a perda do habitat (floreτας) de um dos seus mais importantes recursos (planta hospedeira), a população de *Bliblis hyperia* provavelmente enfrenta declínio na paisagem A.

É possível observar a grande contribuição das classes Florestais inicial, média e avançada, do pasto limpo e do café na composição das paisagens como um todo (fig13), isso é condizente com a situação atual da Mata Atlântica que sofre processo de fragmentação desencadeada por atividades humanas tais como, monocultura em larga escala e agropecuária. No presente estudo 47% das classes que compõem a heterogeneidade espacial são de alguma forma relacionadas à ação antropogênica no bioma da mata atlântica. Em todo caso, nenhuma classe se mostrou particularmente explicativa quanto aos valores de riqueza, estando todos os seus modelos equivalidos ao modelo nulo (tabela 4).

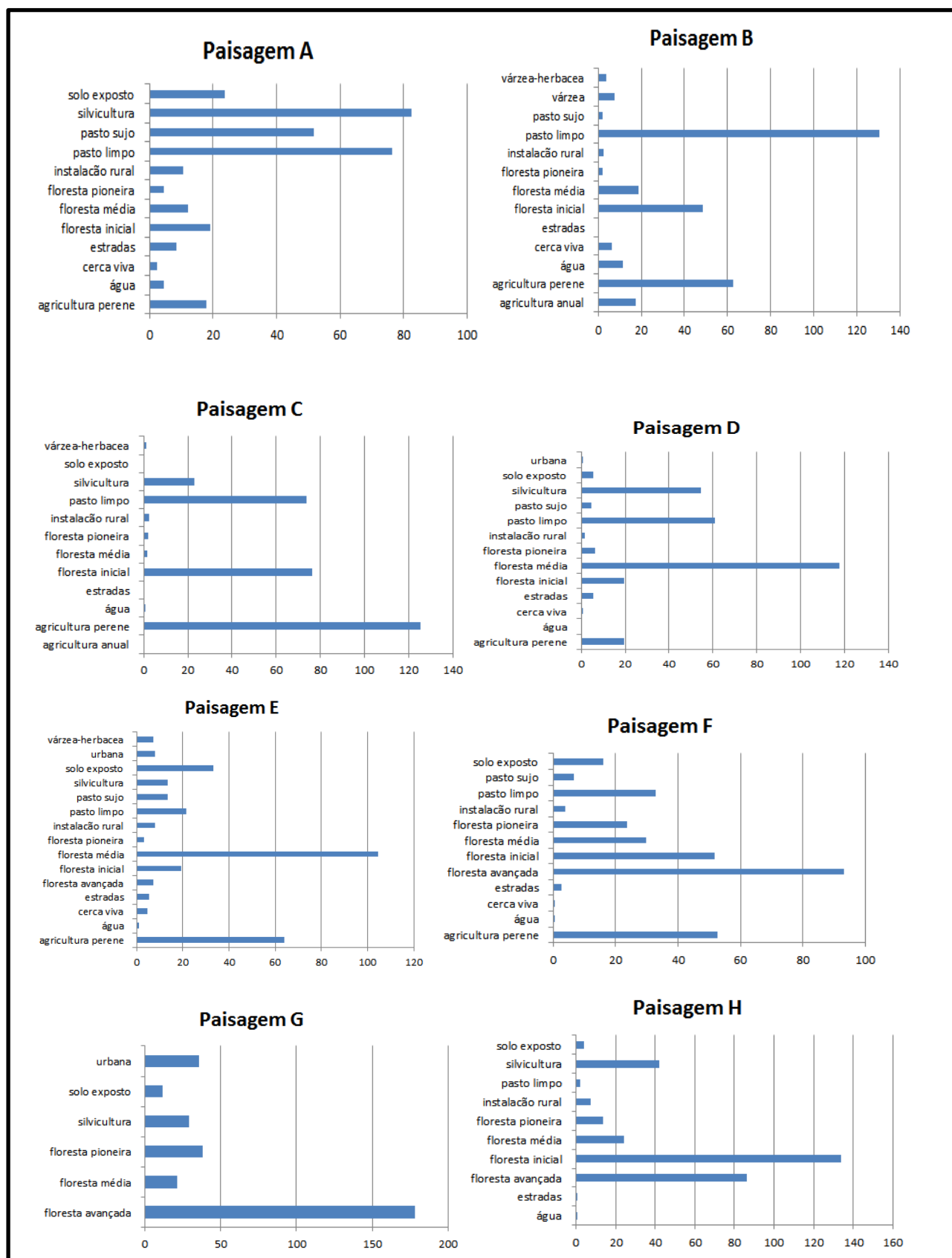


Fig. 18. A área em hectares de cada classe componente para cada paisagem

As paisagens mais homogêneas são aquelas especialmente dominadas por grandes manchas florestais; baixos níveis de heterogeneidade foram positivamente correlacionados com maiores valores de riqueza, entretanto essa relação não é exatamente direta, a exemplo da paisagem H que embora absolutamente dominada por floresta (82% de cobertura – 240 ha) (Painel de paisagens – Fig. 14), apresentou apenas 4 espécies, com baixíssima abundância, o que pode estar relacionado com o esforço amostral, embora a curva de coleta para a área mencionada (fig. 15) indique apenas uma baixa sub-amostragem para 6 espécies esperadas (tabela 3). Interessante notar que a paisagem G com um dos maiores valores de riqueza (12 espécies) e abundância, e também um baixo nível de heterogeneidade (SHDI=1,3) se encontra à apenas 2,4 quilômetros de distância da paisagem H, essas duas diferem entre si principalmente pela presença de zona urbana e ausência de pasto na paisagem G. A paisagem C apresentou o maior valor de riqueza de espécies (14 espécies) e um valor baixo de heterogeneidade espacial (SHDI = 1,4). Isso se deve principalmente ao fato de que apenas algumas poucas classes (pasto limpo, café e floresta inicial) tomam maior área em hectares, enquanto todas as outras classes ocorrem de modo relativamente igual entre si em baixíssimas proporções (fig. 18), configuração essa que aproxima o índice do zero, resultando numa paisagem com muitos tipos de *manchas*, mas baixa representação de diversidade espacial.

A heterogeneidade mostrou-se correlacionada negativamente com a riqueza de espécies, o que vai contra grande parte do que tem sido produzido até então (PEROVIĆ, 2015; FAHRIG, 2011; KERR, 2001) Desconsiderando-se a possibilidade desse resultado estar sob afeito da sub-amostragem de algumas áreas ou de possível replicação insuficiente dado que o estudo foi conduzido em apenas 8 paisagens, podemos pensar alternativamente que de fato altos índices de heterogeneidade podem estar afetando negativamente a comunidade de borboletas frugívoras da Mata Atlântica.

A heterogeneidade tem sido usada para explicar a diversidade enquanto a relação espécie-área (SAR) é velha conhecida da ecologia, assim como outros fatores influenciadores dessa relação também são alvo de estudos. (ARRHENIUS. 1921; CHASE, et al. 2018). Contudo ainda discute-se qual o motor dessa relação, se a área per se ou a heterogeneidade. Kallimanis, Athanasios S. et al. concluíram em

2008 que além de estarem correlacionadas, ambas possuem efeito significativo sobre a diversidade de espécies, embora o efeito da heterogeneidade seja indireto e dependente de escala. A correlação entre área e heterogeneidade é intuitiva, mas foi negligenciada até que uma nova hipótese fosse proposta.

A hipótese da *Area-heterogeneity tradeoff* (balanço área-heterogeneidade, numa tradução livre) foi proposta há alguns anos e tem sido fonte acalorada de debates entre pesquisadores. Via de regra, a hipótese postula que para uma dada paisagem as áreas efetivas de habitat forçosamente serão reduzidas com o aumento da heterogeneidade espacial, o que eventualmente aumenta as chances de acontecerem extinções estocásticas.

A dinâmica de balanço entre área de habitat e heterogeneidade possui quatro predições (ALLOUCHE, et al.. 2012)

- 1) Em baixos níveis de heterogeneidade espacial é esperado que seu aumento também eleve a diversidade e riqueza biológica, todavia atinge um limiar crítico, onde ocorre redução das áreas de vida/uso e consequente pressão sobre as espécies, gerando uma relação unimodal de diversidade-heterogeneidade.
- 2) Posto isso, o tamanho do nicho ocupado pelas espécies que compõem a comunidade condiz com a sensibilidade destas à perda de área, espécies cujo nicho é mais limitado serão afetadas negativamente, enquanto aquelas cujos nichos são mais amplos irão se beneficiar.
- 3) A heterogeneidade espacial passa a ser correlacionada negativamente com o tamanho populacional médio.
- 4) A diminuição das médias populacionais acelera processos deletérios, decorrendo que o aumento da heterogeneidade passa a se relacionar positivamente com as taxas de extinção.

Modelos estão sendo delineados para melhorar os parâmetros considerados na hipótese (de SOUZA. 2014; ALLOUCHE, et al. 2012; YANG, et al. 2015).

5. CONCLUSÃO

A riqueza das assembleias de borboletas frugívoras parece estar negativamente correlacionada com a heterogeneidade espacial, os resultados podem ser consequência do balanço área-heterogeneidade e a competição por recursos em habitats mais específicos que estejam em processo de redução de sua área pode estar levando populações ao declínio.

Os resultados também podem estar refletindo secundariamente o efeito da intensificação da atividade humana em áreas naturais, visto que grande parte da heterogeneidade considerada no desenho é relacionada a isso. Portanto um refinamento na categorização da diversidade espacial e ampliação da escala temporal se fazem necessários. Assim como o uso de modelos que respondam pelas métricas de diversidade das tribos separadamente, já que as assembleias de *Nymphalidae* possuem espécies que se comportam em estruturas e escalas de modos diferentes, como no caso das *Charaxinae* que se dispersam mais longe e por isso podem ser mais influenciadas por processos em escalas mais amplas, em comparação com *Brassolini* (RIBEIRO, et al. 2012). No entanto a maioria das borboletas parece responder melhor a processos e estruturas de escalas menores que podem guardar informação importante que acabou não sendo captada na escala deste estudo, muitas vezes a situação do espaço imediato às unidades amostrais pode oferecer explicações mais solidas sobre a estrutura das assembleias.

REFERÊNCIAS

ALLOUCHE, Omri, et al. "Area–heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities." **Proceedings of the National Academy of Sciences** 109.43 (2012): 17495-17500.

BARLOW, J. O. S. et al. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, n. 5, p. 1001-1012, 2007.

BONEBRAKE, T.C. et al. 2010. "More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation". **Biological conservation**, 143(8), pp.1831-1841.

BROWN, K. S. "Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal." **História Natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas, UNICAMP/FAPESP (1992): 142-187.

BROWN, K. S., & FREITAS, A. V. L. (2000). Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica**, 32(4b), 934-956.

CHASE, J.M et al., 2018. "A framework for dissecting ecological mechanisms underlying the island species-area relationship". **bioRxiv**, p.410126..

de SOUZA JÚNIOR, M.B., FERREIRA, F.F. and de Oliveira, V.M., 2014. "Effects of the spatial heterogeneity on the diversity of ecosystems with resource competition". **Physica A: Statistical Mechanics and its Applications**, 393, pp.312-319.

DENNIS, R.L., DAPPORTO, L. and DOVER, J.W., 2014. Ten years of the resource-based habitat paradigm: the biotope-habitat issue and implications for conserving butterfly diversity. **Journal of Insect Biodiversity**, 2(8), pp.1-32.

FAHRIG, Lenore, et al. "Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes." **Ecology letters** 14.2 (2011): 101-112.

FREITAS, A.V.L., et al. "Studies with butterfly bait traps: an overview." **Revista Colombiana de Entomología** 40.2 (2014): 203-21

FREITAS, A.V.L., Leal, I.R., UEHARA-PRADO, M. and IANNUZZI, L., 2006. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos, RiMa Editora, pp.357-384.

FREITAS, A.V.L. & BROWN, K.S. Jr (2004) Phylogeny of the Nymphalidae(Lepidoptera). **Systematic Biology**, 53, 363–383

FREITAS, A.V.L., BROWN JR, K.S. and OTERO, L.D., 1997. "Juvenile stages of cybdelis, a key genus uniting the diverse" **Tropical Lepidoptera**, 8(1), pp.29-34.

Home page:

Butterflies of America Foundation "Godartiana muscosa (A. Butler, 1870)", Disponível em <http://www.butterfliesofamerica.com/L/godartiana_muscosa.htm>. Acesso em 12 de agosto de 2018

JOLY, Carlos A., METZGER, J.P, e TABARELLI, M. "Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives." **New Phytologist** 204.3 (2014): 459-473.

KALLIMANIS, A.S., MAZARIS, A.D., TZANOPOULOS, J., Halley, J.M., Pantis, J.D. and Sgardelis, S.P., 2008. "How does habitat diversity affect the species–area relationship?". **Global Ecology and Biogeography**, 17(4), pp.532-538.

KERR, Jeremy T.; SOUTHWOOD, T. R. E.; CIHLAR, Josef. Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 20, p. 11365-11370, 2001.

LINDENMAYER, D. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology letters**, 11(1), pp.78-91.

McGARIGAL, K., Cushman, S.A. and Ene, E., 2012. FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

McGEOCH, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological reviews**, 73(2), pp.181-201.

NOBRE, C.E.B., IANNUZZI, L. and SCHLINDWEIN, C., 2012. Seasonality of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in a Brazilian semiarid area. **ISRN Zoology**, 2012.

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; FONTES, Marco Aurélio L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate 1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

PEROVIĆ, David et al. Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 2, p. 505-513, 2015.

PICKETT, Steward TA, and. CADENASSO, Mary L. "Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems." **Science** 269.5222 (1995): 331.

RIBEIRO, D.B.et al., 2012. "The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape". **Biodiversity and Conservation**, 21(3), pp.811-827.

RIBEIRO, Milton Cezar, et al. "The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation." **Biological conservation** 142.6 (2009): 1141-1153.

ROCCHINI, D. et al.,. "Calculating landscape diversity with information-theory based indices: A GRASS GIS solution". **Ecological informatics**, 17, pp.82-93. 2013 apud SHANNON, Claude Elwood. The Mathematical Theory of Communication. By CE Shannon and Warren Weaver. Urbana, 1949.

SCHLEGEL, J. and RUPF, R., 2010. Attitudes towards potential animal flagship species in nature conservation: a survey among students of different educational institutions. **Journal for Nature Conservation**, 18(4), pp.278-290.

da SILVA, J.M.C. e CASTELETI, C.H.M., 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. **CABS and Island Press**, Washington, pp.43-59.

STEWART, A.J. and NEW, T.R., 2007. Insect conservation in temperate biomes: issues, progress and prospects. **Insect conservation biology**, pp.1-33.

TURNER, M.G. et al. 2001. **Landscape ecology in theory and practice** (Vol. 401). New York: Springer.

UEHARA-PRADO, M. et al. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the South Brazilian Atlantic Forest. **Journal of the Lepidopterists' Society**, 2005.

UEHARA-PRADO, M, e RIBEIRO, D.B. "Borboletas em Floresta Atlântica: métodos de amostragem e inventário de espécies na Serra do Itapeti." **Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos 1** (2012): 167-186.

VAN SWAAY, C. et al. Guidelines for standardised global Butterfly Monitoring. **Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network, Leipzig, Alemanha. GEO BON Technical Series**, v. 1, p. 32, 2015.

WALZ, U., 2015. "Indicators to monitor the structural diversity of landscapes". **Ecological modelling**, 295, pp.88-106.

Yang, Z. et al., 2015. "The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient". **Scientific reports**, 5, p.15723.

ZACCA, T, et al. "Revision of *Godartiana* Forster (Lepidoptera: Nymphalidae), with the description of a new species from northeastern Brazil." **Austral Entomology** 56.2 (2017): 169-190.