

SABRINA CASSIMIRO FONSECA DE OLIVEIRA

Estabelecimento de bioindicadores robustos: Drosophilidae (Insecta, Diptera) como modelos em Biologia da Conservação

Tese de doutoramento apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Biologia Animal.

Orientação: Prof^ª. Dr^ª. Rosana Tidon

BRASÍLIA

2013



Tese de Doutorado

SABRINA CASSIMIRO FONSECA DE OLIVEIRA

Título:

“Estabelecimento de bioindicadores robustos: Drosophilidae (Insecta, Diptera) como modelos em Biologia da Conservação”

Comissão Examinadora:

Prof. Dra. Rosana Tidon
Presidente / Orientadora
UnB

Prof. Dra. Ivone Rezende Diniz
Membro Titular Interno não Vinculado ao Programa
UnB

Prof. Dr. Louis Barnard Kluczko
Membro Titular Externo não Vinculado ao Programa
Universidade Estadual de Campinas

Prof. Dr. José Roberto Pujol Luz
Membro Titular Interno não Vinculado ao Programa
UnB

Prof. Dra. Lilián Gimenes Giugliano
Membro Titular Interno Vinculado ao Programa
UnB

Prof. Dr. Renato Caparroz
Membro Suplente
Interno Vinculado ao Programa
UnB

Brasília, 18 de dezembro de 2013.

*“E um dia, os homens descobrirão que esses discos voadores
estavam apenas estudando a vida dos insetos.”*

Mario Quintana

Dedico esta tese aos amores da minha vida: meu noivo

Eduardo, e meus pais, Simone e Domingos.

AGRADECIMENTOS

Nem tenho palavras para agradecer...

- Ao meu noivo, **Eduardo de Souza Moritz**, meu primeiro e último amor, por *iluminar* minha vida! Por me entender, defender e alegrar nos momentos difíceis; por me fazer voltar a sonhar e por me fazer ver a vida de uma nova forma... És a melhor surpresa que a vida me trouxe, és o meu porto seguro, o meu *príncipe encantado*!!! Te amo infinitamente!!!
- Aos meus amados pais, **Simone e Domingos**, minha base, meus eternos exemplos de amor, dedicação, persistência e de caráter. Só tenho que agradecer, por tudo, ontem, hoje e sempre! Amo muito vocês!!!
- Ao meu irmão, **Bernardo**, à **Nilce (Nini)** pelo carinho e incentivo, sempre.
- À minha eterna amiga, minha irmã, **Cris Piazza**, por entender e saber mais sobre mim, do que eu mesma. Obrigada por estar sempre presente na minha vida, mesmo quando distante!
- Aos meus terapeutas, **Evanilde Torres e José Henrique Barcellos**, e ao meus queridos companheiros **Eduardo “Megaman”, Ana Maria, Bel, Elisete e Soraia**, por estarem compartilhando, me ensinando e me fazendo descobrir tantas coisas a meu respeito. Vocês têm sido essenciais nessas descobertas!!!
- Aos amigos queridos **Luiz Carlos (Cal) e Rita de Cássia** pela disponibilidade, carinho e energias positivas durante os últimos dois anos do doutorado.
- À **Vó Renata** e minha sogra **Beatriz**, pela paciência, compreensão e incentivo durante essa correria dos últimos meses do doutorado.

- À minha orientadora **Rosana Tidon**, pela oportunidade de desenvolver esta tese, pelas discussões e aprendizados, e por ter me ensinado tanto sobre a realidade da vida acadêmica.
- À minha querida co-orientadora, **Renata Da Mata**, por ter me ajudado a desenvolver esse trabalho, por todos os ensinamentos científicos, mas principalmente, por escutar meus desabafos, pela amizade, pela cumplicidade. Sentirei saudades!
- Ao **Dr. Miquel De Cáceres**, pela parceria e por ter se disponibilizado, de braços abertos, a me ajudar com as análises do *IndVal*. Eu aprendi muito com este brilhante estatístico e tenho certeza que aprenderia muito mais, se o estágio sanduíche tivesse se efetivado. Quem sabe numa próxima, né?
- Ao **Pedro Henrique Lopes** (o nosso PH), pela dedicação nas muitas idas a campo e no preparo das minhas milhares de mosquinhas para dissecação, pela amizade e pelas muitas risadas que demos juntos nas nossas várias “aventuras” em campo. Minha eterna admiração e gratidão!
- Ao **Francisco Roque**, pelo companheirismo em campo, pelas “ajudas caninas”, pela amizade, pelas risadas, pelos momentos de descontração, fofoca e desabafos!
- Ao **Henrique Valadão**, amigo tão especial, pelas muitas ajudas: científicas, tecnológicas e psicológicas! Obrigada pelo carinho, sempre.
- Ao **Jonas Döge**, pelas muitas e importantes críticas e sugestões ao longo da minha caminhada profissional e pessoal.
- Aos outros companheiros de laboratório, **Pedro Emerich**, **Stefânia**, **Pedrinho**, **Jéssica** e **Jaqueline**, pelas ajudas e momentos de descontração.

- À minha grande amiga **María Cristina Roperó** (a nossa Mamita), pelas tantas ajudas em campo, pelas discussões e dicas científicas, pelas acolhidas em sua casa, por las enseñanzas y muchas risas en las clases de español, pelos muitos momentos alegres que compartilhamos, mas especialmente, por todo carinho, cuidado, companheirismo e incentivo! Muchas gracias, mi querida!!!
- À **Eldianne Lima**, minha querida amiga mateira, pelas ajudas em campo, pelas várias sugestões e auxílios em relação aos macacos, e principalmente, pelo companheirismo e amizade.
- À minha querida irmã drosofilista, **Juliana Cordeiro**, que continuamente me motiva e está sempre pronta a me ajudar, pelos anos de amizade e pela leitura do artigo de diversidade.
- Aos meus queridos ex-orientadores, **Paulo Hofmann** e **Vera Valente**, pelo apoio durante toda a minha caminhada drosofilista.
- À **Mari Graciosa e Daniel**, pelo apoio, pelas muitas hospedagens e por terem permitido que a casa de vocês se tornasse, literalmente, um depósito pra minhas coisas antes de eu voltar pra Floripa! Mari, muito obrigada amiga, por tudo, pela amizade, favores e ouvidos!
- Ao **Tio Chico (*in memoriam*) e Tia Edisa**, pelo acolhimento sempre carinhoso, em sua casa e em seus corações.
- Ao meus queridos **Henrique e Rafa Toledo**, pela amizade, companheirismo, pelas ajudas e acolhidas, pelos muitos momentos de diversão, por terem sido como irmãos, enquanto estive em Brasília.

- As outras pessoas queridas, que conheci durante o doutorado, e que considero grandes amigos: **Danilo Elias** e **Marina, Khesler Name, Renato Barbosa, Carol e Gustavo Valadão**, obrigada pelo apoio.
- Ao **PPG Biologia Animal**, por oportunizar a aquisição de muitos conhecimentos, importantes à minha formação profissional.
- À **Profa. Carol Lucci**, pelo apoio e disponibilidade que sempre me prestou como coordenadora da Pós, pela amizade, compreensão e conselhos, e pela oportunidade de trabalharmos juntas nas comissões do Simpósio de Biologia Animal.
- Às secretárias da pós, **Dani e Ana Paula**, pela eficiência, paciência e amizade.
- Aos gestores do **Parque Nacional de Brasília**, da **Reserva Ecológica do IBGE**, do **Jardim Botânico de Brasília** e da **Estação Ecológica de Águas Emendadas**, por autorizarem a realização das coletas em suas dependências.
- À **Universidade de Brasília**, pelo apoio logístico.
- Ao **CNPq**, pelo apoio financeiro.
- À **biblioteca do CESUSC**, por propiciar um ambiente de trabalho silencioso, nessa reta final.
- A todas as outras pessoas que fizeram parte da minha vida durante estes anos de doutorado e que, de uma forma ou de outra, contribuíram para meu crescimento profissional e pessoal.

Muito obrigada!

Sumário

RESUMO.....	13
ABSTRACT.....	14
CAPÍTULO I: Aspectos gerais da tese.....	15
1. Introdução geral.....	16
1.1 Bioindicadores.....	17
1.1.1 Bioindicadores ambientais.....	19
1.1.2 Bioindicadores ecológicos.....	19
1.1.3 Bioindicadores de diversidade.....	20
1.2 Histórico.....	21
1.3 Identificação e seleção de bioindicadores.....	22
1.4 Táxons utilizados como bioindicadores.....	25
1.4.1 Drosofilídeos como bioindicadores.....	26
2. Justificativa.....	28
3. Objetivos e hipóteses.....	29
4. Material e métodos.....	31
4.1 Caracterização do Cerrado do Distrito Federal.....	31
4.1.1 Matas de galeria.....	31
4.2 Pontos de amostragem.....	32
4.2.1 Graus de perturbação dos pontos de amostragem.....	35
4.3 Desenho experimental.....	37
4.4 Identificação dos espécimes.....	37

4.5 Análises de dados.....	38
4.5.1 Análises gerais.....	38
4.5.2 Análise da estrutura das assembleias de drosofilídeos em relação aos graus de perturbação.....	39
4.5.3 Análise do potencial bioindicador em nível específico.....	39
5. Resultados gerais.....	43
CAPÍTULO II: Estrutura das assembleias de drosofilídeos em matas de galeria do Cerrado com diferentes graus de perturbação.....	46
1. Introdução.....	47
2. Material e Métodos.....	48
3. Resultados e Discussão.....	49
3.1 Riqueza nos pontos com diferentes graus de perturbação.....	49
3.2 Similaridade em escalas espaciais e temporais.....	50
3.3 Diferenças entre assembleias com distintos graus de perturbação.....	51
3.3.1 Estações do ano.....	52
3.3.2 Estação x Unidades de Conservação.....	54
3.3.3 Estação x Unidades de Conservação x Grau de perturbação.....	54
3.3.4 Grau de perturbação.....	55
3.3.5 Resíduo.....	56
4. Conclusões.....	56
Anexo	58

CAPÍTULO III: Estabelecimento da robustez de bioindicadores ambientais: drosofilídeos como modelos.....	60
1. Introdução.....	61
2. Justificativa.....	65
3. Objetivos e hipóteses.....	66
4. Material e métodos.....	67
5. Resultados.....	68
5.1 <i>Indval</i> original.....	68
5.1.1 Espécies características.....	68
5.1.2 Espécies detectoras.....	70
5.2 <i>Indval</i> aprimorado.....	70
5.2.1 Espécies individuais.....	71
5.2.2 Combinações de espécies.....	71
6. Discussão.....	72
6.1 <i>IndVal</i> original.....	72
6.1.1 Espécies características.....	72
6.1.2 Espécies detectoras.....	74
6.2 <i>IndVal</i> aprimorado.....	74
6.2.1 Espécies individuais.....	74
6.2.2 Combinações de espécies.....	75
7. Conclusões.....	79
8. Considerações finais.....	80
Anexo.....	82

CAPÍTULO IV: Substitutos da diversidade: funcionalidade e limitações.....	84
1. Introdução.....	85
2. Objetivos.....	86
3. Material e métodos.....	86
4. Resultados.....	87
5. Discussão.....	87
5.1 Medidas de diversidade.....	87
5.2 A riqueza de espécies e de outros níveis taxonômicos	89
5.3 Outras medidas de diversidade.....	93
6. Considerações finais	95
7. Perspectivas.....	97
CAPÍTULO V: Considerações finais da tese.....	99
REFERÊNCIAS.....	102
APÊNDICES.....	128
• Manuscrito a ser enviado para divulgação na revista <i>Ciência Hoje</i> ..	129
• Submissão de artigo para publicação no periódico <i>Oecologia Australis</i>	136
• Artigo publicado no periódico <i>Drosophila Information Service</i>	141
• Tabelas da abundância de drosofilídeos amostrados de acordo com ocasião amostral e Unidade de Conservação.....	144

RESUMO

A manutenção da biodiversidade constitui-se como um dos maiores e mais importantes desafios conservacionistas mundiais. Duas abordagens vêm sendo apontadas como ferramentas essenciais à conservação da diversidade biológica: o desenvolvimento de táxons bioindicadores robustos e a identificação de áreas prioritárias para conservação. Com o objetivo de contribuir na implementação de medidas conservacionistas no bioma Cerrado, o presente estudo foi estruturado em três capítulos principais, dois empíricos e um teórico. Utilizando a família Drosophilidae como modelo biológico, diversas análises multivariadas foram realizadas para avaliar a estrutura das assembleias amostradas em matas de galeria do Cerrado com distintos graus de perturbação, localizadas no Distrito Federal. Além disso, espécies de drosofilídeos foram analisadas, individualmente ou combinadas, quanto ao seu valor indicador, na tentativa de validar seu *status* bioindicador ambiental em relação a ambientes preservados, perturbados e degradados, ou uma combinação deles. Finalmente, por meio de uma revisão teórica, a aplicação de bioindicadores de diversidade e de níveis taxonômicos acima de espécie como substitutos da diversidade foi avaliada, a fim de examinar se existem subsídios suficientes que justifiquem a execução de testes empíricos para usar os drosofilídeos para tal fim.

ABSTRACT

The maintenance of biodiversity is one of the largest and most important global conservation challenges. Two approaches have been identified as essential tools to biological diversity conservation: the development of robust bioindicators taxa and the identification of priority areas for conservation. Aiming to contribute for the implementation of conservational measures in the Cerrado biome, this study was structured in three main chapters, two empirical and one theoretical. Using the Drosophilidae family as a biological model, several multivariate analyzes were performed to evaluate the structure of assemblies sampled in gallery forests of the Cerrado with different degrees of disturbance, located in the Federal District. Furthermore, drosophilid species were analyzed individually and in combination regarding their indicator value, in attempt to validate their environmental bioindicator status in relation to environments preserved, disturbed and degraded, or a combination thereof. Finally, through a literature review, the application of biodiversity indicators and higher taxa as diversity surrogates were evaluated, in order to examine whether there are sufficient benefits that justify the execution of empirical tests to apply drosophilids for this target.

CAPÍTULO I
Aspectos gerais da tese

1. Introdução geral

A extinção de espécies é uma consequência natural do processo evolutivo. Entretanto, nos últimos séculos, impactos humanos têm elevado em milhares de vezes a taxa de extinção em relação à taxa natural, atingindo magnitudes comparáveis às ocorridas nas grandes extinções em massa (Biodiversity Hotspots 2013).

O aumento da taxa de extinção ocorreu em virtude da aceleração do processo de degradação ambiental e seus efeitos associados – fragmentação e desaparecimento de habitats naturais. Nas últimas décadas, esse processo vem alcançando níveis sem precedentes, inclusive em escala global (Soulé 1991).

A crescente preocupação com os impactos do processo de degradação ambiental levou à emergência da Biologia da Conservação como ciência, no início da década de 1980 (Wilson 1985). Esta ciência tem como objetivos avaliar os impactos das atividades antrópicas sobre as comunidades biológicas e tentar diminuir e/ou impedir a extinção de espécies.

Na década de 1990, as nações signatárias da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) comprometeram-se com o desenvolvimento de medidas estratégicas para a redução significativa da perda de biodiversidade. Duas das abordagens propostas pela CDB vêm sendo intensamente apontadas como ferramentas essenciais à conservação da diversidade biológica: a identificação/monitoramento de táxons bioindicadores, e a identificação de centros de diversidade para o estabelecimento de áreas protegidas em ecossistemas ameaçados (MMA 2000).

1.1. Bioindicadores

Bioindicadores são tradicionalmente definidos como sistemas biológicos, em qualquer nível taxonômico, que refletem processos gerais do ambiente no qual ocorrem, sendo úteis como medidas indiretas de características abióticas ou bióticas (Andersen 1997, McGeoch 1998, McGeoch & Chown 1998, Rice 2003, De Cáceres et al. 2010). A teoria dos bioindicadores se fundamenta no princípio da estabilidade dos ecossistemas. Todos os sistemas biológicos se adaptaram a um complexo de fatores ambientais ao longo de sua evolução, ocupando um determinado nicho ecológico, onde encontram condições necessárias e favoráveis a sua sobrevivência e reprodução. Alterações ambientais originadas por fatores bióticos ou abióticos promovem reações nesses sistemas, levando-os a outros estados de equilíbrio, quando seus limites de tolerância são ultrapassados. Portanto, quando submetidos a condições adversas, os sistemas biológicos se adaptam às novas características locais, mas quando esta adaptação não ocorre, migram ou se extinguem.

Os bioindicadores são ferramentas importantes na Biologia da Conservação (Hilty & Merenlender 2000), uma vez que possibilitam isolar aspectos-chave do ambiente a partir de uma imensa variedade de sinais (Niemi & McDonald 2004). Eles atuam por meio de um *trade off* funcional entre sensibilidade e previsibilidade: devem ser sensíveis às alterações do ecossistema mas, ao mesmo tempo, precisam permanecer relativamente estáveis, para que possam ser facilmente detectáveis e rotineiramente monitorados (Dale & Beyeler 2001).

Os bioindicadores podem ser aplicados em estudos pontuais (bioindicação) ou de observação contínua (biomonitoramento), e as informações providas pelo seu emprego podem ser generalizadas para outros táxons, substituindo estudos globais,

que normalmente são impraticáveis (Rice 2003). Portanto, eles constituem um método eficiente, rápido e economicamente viável (Noss 1990) para: avaliar o atual estado de conservação de um ambiente ou da biota; diagnosticar as causas de mudanças ambientais; indicar estratégias de manejo para conservação; verificar a efetividade de ações mitigadoras para danos ambientais já instalados; e prognosticar danos ambientais iminentes (Niemi & McDonald 2004).

A resposta de um bioindicador a alterações ambientais pode variar segundo o nível organizacional no qual se expressa, sendo que isso pode ocorrer desde o nível genético até o de comunidades. Para estudos conservacionistas, a avaliação de comunidades é a mais adequada, por permitir inferências mais abrangentes (Rice 2003). Em função do nível organizacional em que se expressa, a resposta do bioindicador pode ser medida por meio de diferentes parâmetros como: presença/ausência, abundância relativa, sucesso reprodutivo, estrutura da comunidade (i.e. composição e diversidade), funcionamento da comunidade (i.e. estrutura trófica) ou combinações destes e de outros parâmetros (Landres *et al.* 1988, Rice 2003).

A especificidade de resposta em relação ao fator causador do estresse também é variável: um bioindicador é considerado específico quando um único fator é capaz de promover sua resposta e, inespecífico quando a resposta pode ser gerada por diferentes fatores ambientais. O tempo de resposta de um bioindicador está relacionado a sua sensibilidade. Um bioindicador é considerado sensível quando responde imediatamente a pequenas variações ambientais, em uma escala cronológica curta. Por outro lado, quando a reação do bioindicador é passível de reconhecimento somente após um longo período de tempo e após um acúmulo significativo de danos, ele é considerado acumulativo.

A resposta do bioindicador pode ser representativa de uma condição do hábitat, de padrões populacionais da biota ou ainda, da diversidade de outros táxons presentes no mesmo hábitat (Rice 2003). Em função disso, os bioindicadores são classificados como bioindicadores ambientais, ecológicos ou de diversidade (Andersen 1997, McGeoch & Chown 1998, Rice 2003):

1.1.1. Bioindicadores ambientais

Esta é a categoria de bioindicadores mais aceita e estudada da literatura científica (Rice 2003). Táxons cuja presença, abundância e/ou funções vitais quantificam o grau de integridade do ambiente definem esta categoria (McGeoch 1998, Caro & O'Doherty 1999). O termo bioindicador ambiental surgiu na Botânica, havendo um grande volume de estudos que abordam o uso de plantas para tal fim. Entretanto, diversos outros táxons, como vertebrados terrestres e invertebrados aquáticos, são muito utilizados como bioindicadores ambientais (Rice 2003).

Dentro desta categoria estão inclusas as espécies exploratórias (cuja presença está positivamente relacionada a um distúrbio e indicam sua probabilidade), espécies características (refletem o estado ambiental momentâneo), espécies detectoras (respondem a distúrbios ambientais de forma mensurável, indicando o sentido da mudança), espécies acumuladoras (acumulam químicos em quantidades mensuráveis) e sentinelas (espécies introduzidas para prognosticar danos ambientais) (McGeoch 1998).

1.1.2. Bioindicadores ecológicos

Se enquadram nesta categoria grupos cuja estrutura, composição e/ou funcionamento avaliam a integridade da biota, permitindo interpretar como

mudanças ocorridas no ambiente físico se materializam sobre a comunidade biológica (Rice 2003). Portanto, a forma como este bioindicador responde às mudanças ambientais é representativa da resposta de outros organismos presentes no mesmo hábitat (McGeoch 1998, Caro & O’Doherty 1999).

Os termos bioindicador ambiental e bioindicador ecológico muitas vezes são utilizados como sinônimos, apesar de avaliarem impactos distintos. O primeiro tipo reflete apenas os impactos sobre o ambiente, enquanto o segundo reflete os impactos sobre a biota, sendo aplicável exclusivamente para processos ecológicos (McGeoch 1998, Caro & O’Doherty 1999).

1.1.3. Bioindicadores de diversidade

Esta terceira categoria de bioindicadores vem dominando a literatura científica (Noss 1990, Flather *et al.* 1997, Prendergast *et al.* 1997, McGeoch 1998). Esse tipo de bioindicador pode ser definido como grupos de organismos cuja diversidade reflete os padrões de diversidade de outros táxons (McGeoch 1998). Este tipo de bioindicador tem sido aplicado também para identificar centros de diversidade, pela inferência da diversidade regional por meio da diversidade do bioindicador (Rice 2003).

Entretanto, a diversidade do grupo bioindicador pode não refletir adequadamente medidas de diversidade de outros táxons, caso tenham seguido caminhos evolutivos independentes. Nesse contexto, uma estratégia mais ampla vem sendo empregada: os “substitutos de diversidade” incluem a aplicação de níveis taxonômicos acima de espécie como indicadores para avaliar padrões de diversidade de outros táxons (Noss 1990).

1.2. Histórico

A prática da bioindicação é longínqua. O homem primitivo já fazia uso deste método: pela observação da floração e de movimentos migratórios sazonais de animais, conseguia prever mudanças nas condições ambientais (Niemi & McDonald 2004).

Por volta de 1600, o conceito de bioindicação começou a ser estruturado para plantas e animais. Entretanto, foi somente no século XIX que alguns organismos começaram a ser utilizados como bioindicadores ambientais, com intuito de avaliar condições edáficas, qualidade da água e do ar (canários em minas de carvão, p. ex.). A partir daí, bioindicadores ambientais mais elaborados começaram a ser desenvolvidos, como o sistema saprobiótico, que emprega algas bentônicas e planctônicas na bioindicação de zonas de decomposição em cursos d'água (Niemi & McDonald 2004).

No início do século XX, o termo “espécie indicadora” foi cunhado por Kolkwitz e Marsson, para fazer referência ao impacto da poluição orgânica sobre organismos aquáticos. Desde então, a literatura especializada em bioindicadores tem se desenvolvido com o intuito de incluir também os conceitos de bioindicadores ecológicos e de diversidade surgidos em 1942 e 1980, respectivamente (Rice 2003). Já na segunda metade desse século, houve um grande impulso na aplicação de bioindicadores para avaliar condições ecológicas e a diversidade para a tomada de decisões conservacionistas (Niemi & McDonald 2004), embora o maior volume da literatura científica específica, ainda permaneça focada em bioindicadores ambientais.

1.3. Identificação e seleção de bioindicadores

Nas últimas décadas, estudos focados na aplicação de bioindicadores foram bastante criticados em relação a sua validade, devido à falta de rigor científico e de técnicas padronizadas para definir táxons com tal propósito (Noss 1990, Reyers *et al.* 2000). Os organismos utilizados como bioindicadores eram elegidos de forma arbitrária, a partir de critérios cientificamente inválidos, como o desejo de se estudar um táxon favorito ou mesmo o carisma de algumas espécies da macrofauna (Landres *et al.* 1988, Noss 1990, McGeoch & Chown 1998, Simberloff 1998, Hilty & Merenlender 2000).

Somente nas últimas décadas, a obtenção de bioindicadores fidedignos despertou o interesse dos biólogos conservacionistas (Andersen 1997). Em decorrência das críticas, um protocolo rigoroso para selecionar táxons bioindicadores adequados foi criado (Noss 1990) (Figura 1), fundamentado em características essenciais à bioindicação, os denominados critérios de seleção *a priori* (Tabela 1).

1. Determinar o objetivo do bioindicador (ambiental, ecológico ou diversidade);
2. Eleger um táxon, baseado em critérios de seleção *a priori*
3. Obter dados relacionais (grau de distúrbio ambiental, variáveis microclimáticas, medidas de diversidade da biota local);
4. Relacionar estatisticamente o táxon escolhido e os dados relacionais;
5. Estabelecer a robustez do táxon escolhido por testes de hipóteses;
6. Se robusto, fazer recomendações para o seu emprego.

Figura 1: Etapas do protocolo para a seleção de táxons como bioindicadores.

Tabela 1: Critérios de seleção *a priori* para seleção de táxons bioindicadores mais citados na literatura, conforme sua relevância para as categorias de bioindicadores

Atributos	Critérios de seleção	Bioindicadores		
		Ambientais	Ecológicos	Diversidade
Mensuráveis	Representa outros táxons	-	Sim	Sim
	Taxonomicamente bem conhecido	Sim	Sim	Sim
	Amostragem simples e barata	Sim	Sim	Sim
	Sítios de criação acessíveis	Sim	Sim	Sim
	Literatura disponível	Sim	Sim	Sim
História de vida	Tamanho corporal reduzido	Sim	-	-
	Tempo de geração curto	Sim	Sim	-
	Alta taxa metabólica	Sim	Sim	-
Ecológicos	Área de vida ampla	Sim	-	-
	Espécies móveis	Sim	Sim	-
	Espécies residentes/migratórias	Res./Mig.	Res.	-
	Nível trófico particular	Sim	Sim	-
Ocorrência	Alta abundância	Sim	Sim	Sim
	Ampla distribuição geográfica	Sim	Sim	Sim
	Ocupação de habitats	Ampla	Ampla	Ampla
Sensibilidade	Sensíveis a distúrbios antrópicos	Sim	Sim	-
	Baixa variabilidade de resposta ao distúrbio	Sim	Sim	-
Sociais	Valor intrínseco/econômico	Sim	Sim	Sim

Adaptado de Pearson (1994), McGeoch (1998), Caro & O'Doherty (1999) e Rice (2003); Sim: critério relevante e - : critério indiferente.

O emprego deste protocolo aumentou a robustez dos apontamentos fornecidos pelos bioindicadores, uma vez que a eficiência e a validade destes organismos está sendo considerada (Noss 1990). Assim, atualmente, a seleção de um táxon como bioindicador depende da questão a ser respondida e do mérito

científico que ele suporta, e não somente da frequência de seu emprego (Rice 2003).

Mesmo quando um táxon bioindicador é adequadamente selecionado, ainda existem controvérsias em relação à abrangência das inferências feitas a partir de observações em um único nível de organização (Noss 1990, Croonquist & Brooks 1991, Kremen 1992, Kremen *et al.* 1993 Saetersdal & Birks 1993, Kremen 1994, Launer & Murphy 1994, Lambeck 1997, Caro & O'Doherty 1999, Mata *et al.* 2008). Observações feitas em apenas um nível podem, na melhor das hipóteses, captar padrões e processos pertinentes àquele nível unicamente (Zurlini & Girardin 2003). Para Simberloff (1998), a extrapolação das informações fornecidas por bioindicadores de nível único é apenas conjectura, e não ciência. Assim, visando potencializar a credibilidade das inferências, a literatura recomenda a aplicação de um sistema bioindicador, que utiliza simultaneamente um conjunto de variáveis indicadoras complementares em diferentes níveis (p.ex. espécies e assembleias) (Hilty & Merenlender 2000, Zurlini & Girardin 2003, Mata *et al.* 2008).

Outras críticas à prática do uso de bioindicadores vêm sendo tecidas com relação à utilização de escalas espaço-temporais únicas. Táxons bioindicadores precisam ser validados, ou seja testados em escalas espaço-temporais diversificadas para que sejam assumidos como confiáveis (Prendergast *et al.* 1993, McGeoch 1998, Sahlen & Ekestubbe 2001).

Diante da necessidade de utilizar vários táxons e de realizar uma confirmação empírica dos resultados pela validação em diferentes escalas espaço-temporais, os bioindicadores têm perdido parte do seu apelo inicial como respostas rápidas e de fácil obtenção. De fato, as etapas iniciais de seleção e avaliação de bioindicadores ambientais, ecológicos e de diversidade necessitam,

temporariamente, de recursos intensivos. Porém, elas são absolutamente necessárias para garantir a validade do táxon bioindicador e a precisão de suas inferências (Rice 2003).

1.4. Táxons utilizados como bioindicadores

Os bioindicadores tradicionais estão inclusos em meio a uma restrita gama de táxons. Entre os animais, os invertebrados geralmente são considerados melhores bioindicadores que os vertebrados, devido à rapidez de resposta às mudanças ambientais, a sua alta diversidade e facilidade de amostragem (Pearson & Cassola 1992, Kremen *et al.* 1993, Weaver 1995). Os invertebrados apresentam uma longa e bem sucedida história como bioindicadores em ambientes aquáticos (Andersen 1997). Moluscos (Amin *et al.* 2009, Santana *et al.* 2008), crustáceos (Külköylüoglu 2004, Bortoluzzi *et al.* 2007) e efêmeras (Arimoro & Muller 2009) estão entre os grupos mais utilizados. Apesar disso, em ambientes terrestres, os vertebrados foram os organismos tradicionalmente mais utilizados em estudos de bioindicação, mesmo não se enquadrando na maioria dos critérios de seleção *a priori* (Pearson 1994). Anfíbios (Welsh & Ollivier 1998), répteis (Mazzotti *et al.* 2009), aves (O'Connell *et al.* 2000, Piratelli *et al.* 2008, Ritchie *et al.* 2008, Robledano *et al.* 2009) e mamíferos (Leis *et al.* 2008, McLean *et al.* 2009) foram amplamente estudados neste sentido.

Recentemente, entretanto, o uso de invertebrados como bioindicadores terrestres vem sendo intensamente sugerido. Comparados aos vertebrados, esses organismos apresentam padrões mais estáveis de distribuição, maiores biomassa e diversidade específica e são fundamentais para o funcionamento de ambientes terrestres (Andersen 1997). Vários grupos de invertebrados têm sido utilizados

como bioindicadores, mas os insetos merecem destaque por representarem o grupo de animais mais diverso, além de serem organismos-chave de vários processos regulatórios dos ecossistemas (Pyle *et al.* 1981, Pearson & Cassola 1992, Kremen *et al.* 1993, Weaver 1995, Andersen 1997, Brown Jr. 1997, Andersen *et al.* 2001). Dentre os invertebrados já utilizados estão: aranhas (Klimes 1987, Churchill 1997, Marc *et al.* 1999), minhocas (Suthara *et al.* 2008), abelhas (Balayiannis & Balayiannis 2008), besouros (Butterfield *et al.* 1995, Rykken *et al.* 1997, Carroll & Pearson 1998, Rodriguez *et al.* 1998), borboletas (Erhardt 1985, Kremen 1992, Beccaloni & Gaston 1995, Brown Jr & Freitas 2000), cigarras (Milton & Dean 1992, Hollier *et al.* 2005), colêmbolos (Greenslade 2007), formigas (Andersen 1990, Touyama *et al.* 2002, Majer 2007, Delabie *et al.* 2009), gafanhotos (Fischer *et al.* 1997, Andersen *et al.* 2001), libélulas (Clark & Samways 1996, Samways & Steytler 1996, Sahlen & Ekestubbe 2001, Rice 2003, Foote & Hornung 2005) e moscas (Parsons 1991, Mata *et al.* 2008).

1.4.1. Drosofilídeos como bioindicadores

As moscas da família Drosophilidae estão emergindo como um táxon bioindicador promissor, por se ajustar à maioria dos critérios de seleção *a priori* (Parsons 1991, Avondet *et al.* 2003, Mata & Tidon 2003, Ferreira & Tidon 2005, Tidon 2006, Mata *et al.* 2008). Drosophilidae é um táxon amplamente especioso (inclui cerca de 4.000 espécies), vastamente distribuído geograficamente, e cujas assembleias são compostas por muitos indivíduos e espécies. São dípteros geralmente pequenos, pouco longevos, facilmente amostráveis e manipuláveis e extremamente sensíveis às variações ambientais, sendo que algumas espécies apresentam alta capacidade de associação a ambientes antropizados (Gottschalk

2004, Ferreira & Tidon 2005, Tidon 2006, Garcia *et al.* 2009, Bächli 2013). Adicionalmente, são modelos biológicos privilegiadamente estudados, havendo uma vasta literatura a respeito de sua biologia (Powell 1997).

Os drosofilídeos começaram a ser sugeridos como bioindicadores adequados no final da década de 1980. Desde então, vários estudos desenvolvidos no país avaliaram seu potencial como bioindicadores ambientais. Em ambientes florestais amazônicos, três espécies do grupo *willistoni* – *Drosophila equinoxialis*, *Drosophila paulistorum* (Furtado 2006) e *Drosophila willistoni* (Martins 1989) – foram apontadas como indicadoras de preservação. A última espécie também foi classificada como indicadora de preservação em áreas de Mata Atlântica (Saavedra *et al.* 1995, Oliveira *et al.* 2006).

Em matas de galeria do Cerrado, *Drosophila willistoni*, *Drosophila paraguayensis* (grupo *tripunctata*) e *Drosophila ornatifrons* (grupo *guarani*) foram propostas como bioindicadores de integridade ambiental (Mata *et al.* 2008). Nos ambientes savânicos deste bioma, *Drosophila nebulosa* (grupo *willistoni*) e *Drosophila mercatorum* (grupo *repleta*) foram consideradas bioindicadores de áreas não-perturbadas (Ferreira & Tidon 2005, Mata *et al.* 2008).

Espécies exóticas de drosofilídeos, em especial as invasoras, foram sugeridas como bioindicadores de perturbação ambiental. *Drosophila melanogaster* foi considerada espécie característica de ambientes urbanizados atlânticos e savânicos (Saavedra *et al.* 1995, Avondet *et al.* 2003, Gottschalk 2004, Tidon *et al.* 2005, Mata *et al.* 2008). *Drosophila simulans* foi qualificada como bioindicadora de distúrbio ambiental em matas de galeria do Cerrado (Mata *et al.* 2008) e *Drosophila malerkotliana* foi apontada como espécie típica de áreas com elevada ação antrópica da Amazônia (Martins 1989). Além destas três espécies do grupo

melanogaster, *Drosophila immigrans* foi classificada como bioindicadora de ambientes impactados em Cerrado *sensu stricto* (Ferreira & Tidon 2005) e *Zaprionus indianus*, como bioindicadora de degradação em todos os ambientes florestais tropicais (Gottschalk 2004, Mata *et al.* 2008).

2. Justificativa

A biodiversidade enfrenta atualmente uma crise de proporções históricas e mundiais, gerada pelo o consumo insustentável dos recursos naturais (Biodiversity Hotspots 2013). Diante disso, a manutenção da biodiversidade constitui-se como um dos maiores e mais importantes desafios conservacionistas mundiais (Soulé 1991).

A extinção de espécies é o aspecto mais grave da crise de biodiversidade, por ser um processo irreversível. Uma vez que, os esforços para conservação são insuficientes, devido ao elevado número de espécies ameaçadas de extinção, a identificação de áreas prioritárias para conservação tornou-se fundamental. Em 1988, o ecólogo britânico Norman Myers criou o conceito *hotspot* de biodiversidade, para designar áreas que se configuram como as mais relevantes para a conservação imediata da biodiversidade (Biodiversity Hotspots 2013).

O Cerrado brasileiro encontra-se entre os 34 *hotspots* mundiais de conservação, sendo o único composto por ecossistemas savânicos (Biodiversity Hotspots 2013). Tal *status* deve-se ao fato deste ser um dos biomas brasileiros mais ameaçados e conter a savana tropical mais biodiversa do mundo (Ratter *et al.* 1997). O Cerrado apresenta atualmente aproximadamente 17% da sua vegetação nativa. Suas matas de galeria abrigam uma enorme riqueza de espécies e elevadas taxas de endemismo (Sano *et al.* 2008). No entanto, são as fitofisionomias mais

degradadas deste bioma, apesar de serem legalmente protegidas. Neste contexto, estudos que contribuam para a diagnose e o monitoramento da biodiversidade no Cerrado constituem-se como medidas urgentes e oportunas, para a elaboração de estratégias de manejo e conservação.

3. Objetivos e hipóteses

Tendo em vista as abordagens propostas pela Convenção sobre Diversidade Biológica, o presente estudo tem como objetivo contribuir para a implementação de medidas conservacionistas em matas de galeria do bioma Cerrado. Para isto, moscas da família Drosophilidae foram utilizadas como modelos biológicos.

No capítulo II, a estrutura das assembleias de drosofilídeos de matas de galeria do Cerrado que se encontravam sob diferentes graus de perturbação foi avaliada de acordo com a hipótese abaixo:

- A riqueza e composição das assembleias é espacialmente e temporalmente distinta entre ambientes preservados, perturbados e degradados.
 - Matas preservadas apresentam maior riqueza de espécies que matas perturbadas e degradadas.

No capítulo III, o *status* bioindicador ambiental de drosofilídeos do Cerrado foi analisado e discutido. Espécies anteriormente sugeridas como bioindicadores ambientais foram testadas em outras escalas espaço-temporais, conforme as seguintes hipóteses:

- *Drosophila ornatifrons*, *D. paraguayensis* e *D. willistoni* são consideradas espécies características de preservação ambiental;
 - Espécies neotropicais endêmicas e com distribuição restrita são mais frequentes em matas preservadas;
- *Drosophila simulans* e *Zaprionus indianus* são consideradas espécies características de distúrbio ambiental;
 - Espécies exóticas e cosmopolitas são mais frequentes em matas perturbadas e degradadas.
- *Drosophila busckii*, *Drosophila hydei*, *Drosophila immigrans*, *Drosophila mercatorum*, *Drosophila prosaltans* e *Scaptodrosophila latifasciaeformis* são consideradas detectoras da direção da mudança ambiental.
 - Espécies neotropicais com ampla distribuição são detectoras.

No capítulo VI, a aplicação e a funcionalidade de substitutos de diversidade foram avaliadas por meio de revisão bibliográfica, focalizando diversos táxons, visando fornecer subsídios que justifiquem testar, futuramente, os drosofilídeos como bioindicadores de diversidade.

4. Material e métodos

4.1. Caracterização do Cerrado do Distrito Federal

Cerrado é uma denominação que faz referência ao bioma situado no Planalto Central Brasileiro, coberto por florestas, savanas, matas de galeria e matas secas (Ribeiro *et al.* 2001). O clima predominante desta região é *Aw* (tropical com estação seca invernal), de acordo com o sistema de Köppen-Geiger. Este regime climático caracteriza-se por uma estação chuvosa e quente de outubro a abril, com temperatura e precipitação médias mensais de 22°C e 222 mm; e uma estação seca e amena de maio a setembro, com médias mensais de 20°C e 23 mm (Climadata.org 2013). A pequena variação de temperatura e amplas variações pluviométricas ao longo do ano são os fatores-chave que determinam as dinâmicas populacionais de flora e fauna do Cerrado (Munhoz & Felfili 2005, Tidon *et al.* 2005, Oliveira & Felfili 2008, Pessoa-Queiroz *et al.* 2008).

4.1.1. Matas de galeria

As matas de galeria do Cerrado são fitofisionomias que abrigam elevadas taxas de diversidade tanto para flora, quanto para a fauna (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Elas compreendem as formações florestais perenifólias, caracterizadas pela sobreposição de copas, que formam corredores fechados sobre pequenos cursos d'água, podendo estar sujeitas a inundações. Geralmente, estão localizadas no fundo de vales ou em cabeceiras de drenagem, onde os cursos d'água ainda não escavaram seus canais definitivos (Figura 2). Seu dossel apresenta altura média de 20 a 30 m e a cobertura arbórea varia de 70 a 95%, o que mantém a umidade relativa do ar sempre elevada (Ribeiro *et al.* 2001).



Figura 2: Aspecto geral das matas de galeria do Cerrado do Distrito Federal. Crédito fotográfico: Zig Koch, disponível em: http://www.naturezabrasileira.com.br/foto/22601/parque_nacional_de_brasilia_df.aspx

4.2. Pontos de amostragem

As amostragens de drosofilídeos foram realizadas em 12 pontos de mata de galeria do Cerrado do Distrito Federal (Figura 3), inseridos em quatro unidades de conservação de proteção integral. Essas unidades foram declaradas pela UNESCO como áreas componentes da Região Nuclear da Reserva da Biosfera do Cerrado.

A Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC AE) apresenta área de 105.047 ha e situa-se a 50 km de Brasília, na região de Planaltina (Figura 3-A). Nessa unidade as amostragens de drosofilídeos foram realizadas nas matas dos córregos Monteiro ($15^{\circ}34'41,80''S$ $47^{\circ}39'36,90''O$) (Figura 4-A), Tabatinga ($15^{\circ}32'43,20''S$ $47^{\circ}33'59,30''O$) (Figura 4-B) e Fumal ($15^{\circ}35'19,40''S$ $47^{\circ}39'38,10''O$) (Figura 4-C).

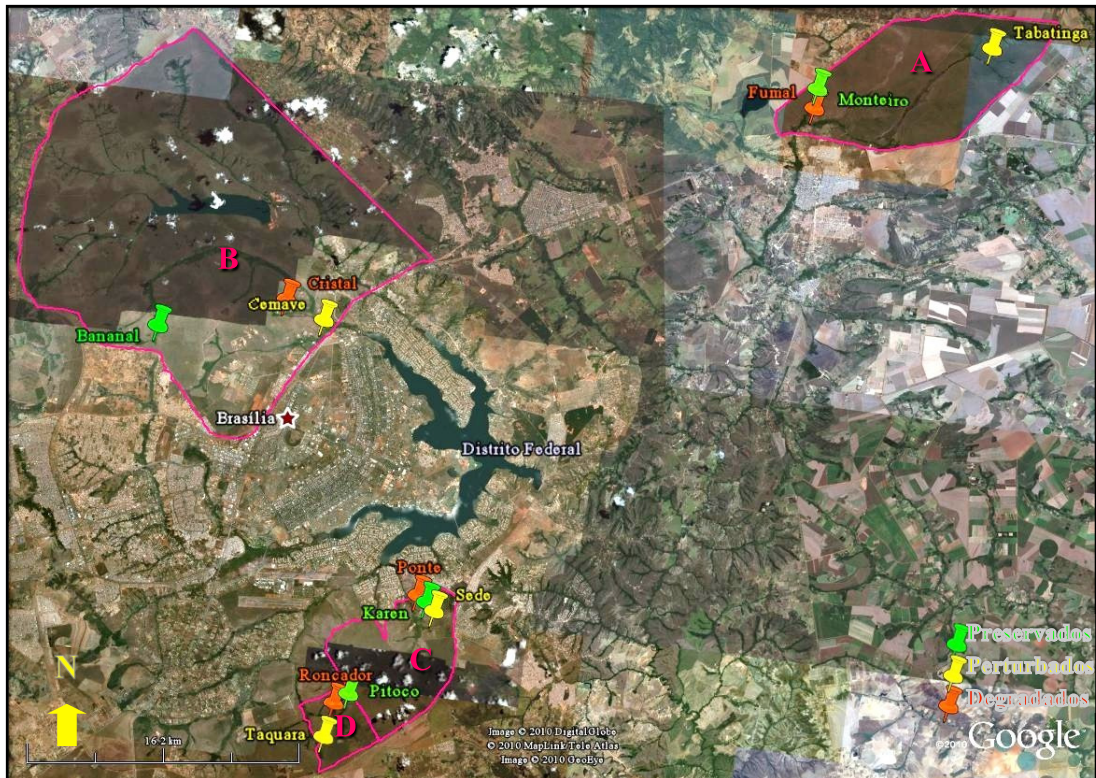


Figura 3: Localização das unidades de conservação onde os drosofilídeos foram amostrados com indicações dos pontos de amostragem. A) Estação Ecológica de Águas Emendadas, B) Parque Nacional de Brasília, C) Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília e D) Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

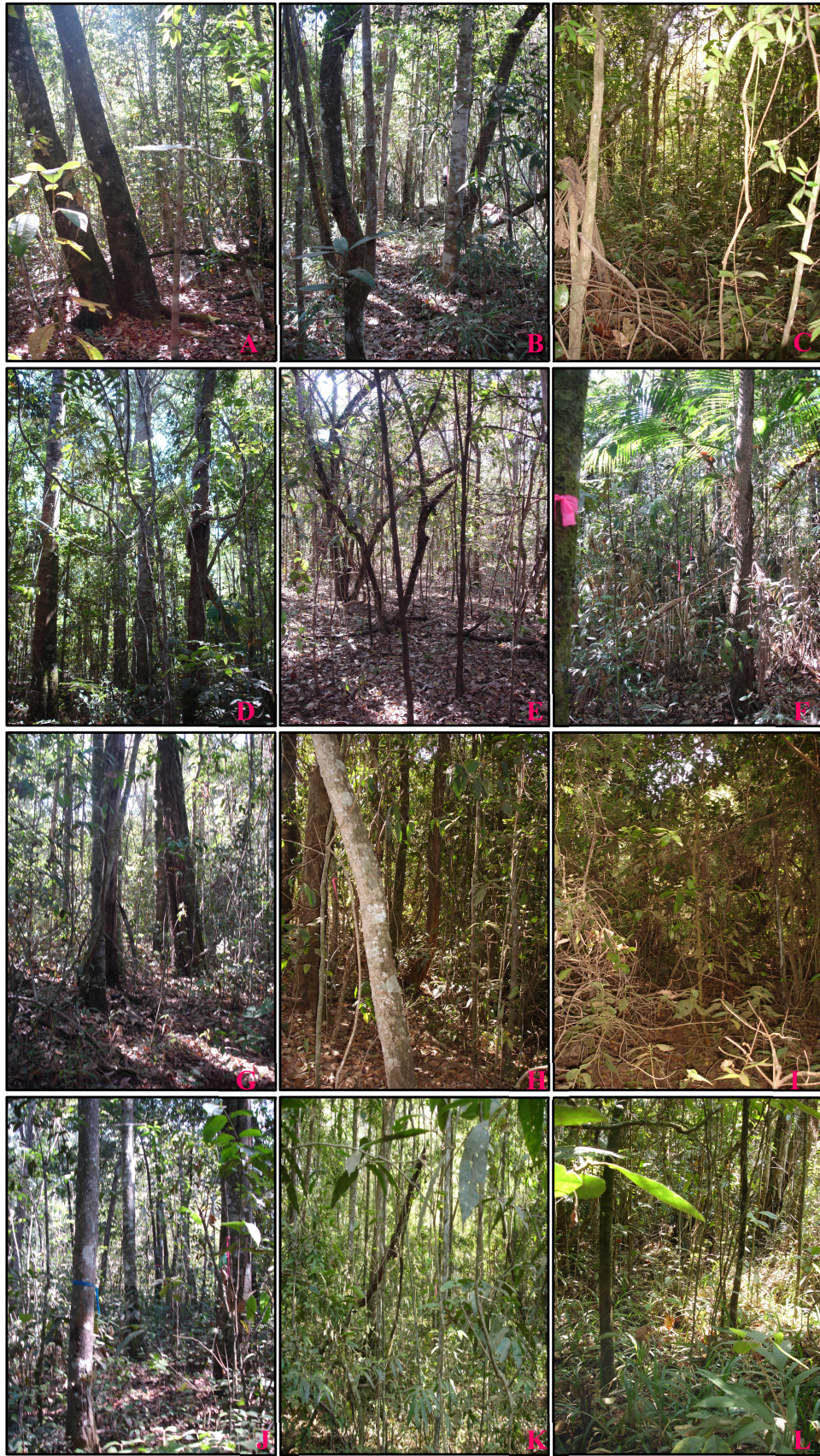


Figura 4: Aspecto da vegetação nos pontos de amostragem dos drosofilídeos. A) Monteiro, B) Tabatinga, C) Fumal, D) Bananal, E) Cemave, F) Cristal, G) Sede, H) Karen, I) Ponte, J) Pitoco, K) Taquara e L) Roncador.

O Parque Nacional de Brasília (PNB), popularmente conhecido como Parque da Água Mineral, é considerado o maior parque nacional urbano bem preservado do mundo. Apresenta área de 30.000 ha e está localizado a apenas 10 km do centro de Brasília (Figura 3-B). As amostragens foram realizadas nas matas do Bananal (15°44'52,10"S 48°00'32,50"O) (Figura 4-D), Cemave (15°44'02,90"S 47°55'03,80"O) (Figura 4-E) e Rego/Cristal Água (15°43'32,40"S 47°56'23,10"O) (Figura 4-F).

As duas Unidades de Conservação subsequentes localizam-se na Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça de Veado. A Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília (JBB) compreende 3.992 ha e dista 20 km do centro de Brasília (Figura 3-C). As amostragens foram realizadas no único fragmento de mata de galeria da unidade, em três pontos com diferentes graus de perturbação: Sede (15°52'54,00"S 47°50'12,30"O) (Figura 4-G), Karen (15°52'39,60"S 47°50'29,90"O) (Figura 4-H) e Ponte (15°52'28,30"S 47°50'49,00"O) (Figura 4-I).

A Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR) ocupa uma área de 1.350 ha e está situada a 30 km do centro da capital federal (Figura 3-D). As amostragens ocorreram nas matas dos córregos Pitoco (15°55'52,80"S 47°52'42,80"O) (Figura 4-J), Taquara (15°57'21,60"S 47°53'21,90"O) (Figura 4-K) e Roncador (15°56'14,60"S 47°53'10,10"O) (Figura 4-L).

4.2.1. Grau de perturbação dos pontos de amostragem

Os pontos de amostragem foram selecionados segundo o grau de perturbação em que se encontravam. Os pontos foram categorizados como: preservados, perturbados ou degradados (Tabela 2).

Tabela 2: Classificação dos pontos de amostragem segundo o grau de perturbação em que se encontravam

UC	Ponto de amostragem	Grau de perturbação
ESECAE	Monteiro	Preservado
ESECAE	Tabatinga	Perturbado
ESECAE	Fumal	Degradado
PNB	Bananal	Preservado
PNB	Cemave	Perturbado
PNB	Cristal	Degradado
JBB	Sede	Preservado
JBB	Karen	Perturbado
JBB	Ponte	Degradado
RECOR	Pitoco	Preservado
RECOR	Taquara	Perturbado
RECOR	Roncador	Degradado

Uma área é considerada degradada, quando o impacto ambiental sofrido por ela impede ou diminui drasticamente sua resiliência natural. Por outro lado, uma área é considerada perturbada, quando após um distúrbio, ela mantém condições de regeneração biótica (IBAMA 2011).

Para estabelecer o grau de perturbação no qual cada ponto se encontrava foram utilizados os seguintes parâmetros: altura e diâmetro à altura do peito (DAP) médios dos componentes do estrato arbóreo, e presença de gramíneas e espécies exóticas. Foram classificados como preservados, os pontos que apresentavam altura e DAP médios de 14 m e 18 cm, respectivamente, e ausência de gramíneas e de espécies vegetais exóticas. Foram considerados perturbados, os pontos que apresentavam altura e DAP médios de 12 m e 16 cm, respectivamente, mas que não exibiam gramíneas e nem espécies vegetais exóticas. Por fim, foram qualificados como degradados, os pontos que apresentavam altura e DAP médios de 10 m e 12 cm, respectivamente, associados à presença de gramíneas e de espécies vegetais exóticas.

4.3. Desenho experimental

Dez coletas foram realizadas bimestralmente, entre Fevereiro de 2010 e Agosto de 2011. Em cada ponto de amostragem, cinco armadilhas contendo iscas de banana fermentada com *Saccharomyces cerevisiae* foram dispostas em transectos lineares, a 1,5 m do solo e distantes 10 m entre si.

As armadilhas usadas (Figura 5) seguem o modelo de Roque *et al.* (2011), que é um aprimoramento do modelo padrão aplicado pelos drosofilistas. Em cada ocasião amostral, foi utilizado um esforço amostral total de 60 armadilhas, que permaneceram em campo por três dias, com exceção de Junho de 2011, período em que as 15 armadilhas do PNB não puderam ser dispostas em campo.

4.4. Identificação dos espécimes

Os espécimes coletados foram congelados e posteriormente sexados e identificados *a priori*, por morfologia externa, de acordo com a chave dicotômica de Freire-Maia & Pavan (1949) e descrições das espécies (Bächli 2013). Machos de espécies crípticas foram dissecados por adaptações do método de Wheeler & Kambysellis (1966) e identificados por suas terminálias, com base em Vilela & Bächli (1990). Já as fêmeas foram determinadas por proporção sexual, assumindo que suas populações seguem o princípio de Fisher. Os indivíduos foram preservados em solução de álcool 70°GL a -18°C.



Figura 5: Modelo da armadilha utilizada para apreensão dos drosofilídeos.

4.5. Análise de dados

4.5.1. Análises gerais

Testes de autocorrelação espacial e temporal de Mantel foram realizados para verificar a independência entre as armadilhas, pontos de amostragem e as ocasiões amostrais, utilizando o software SAM versão 4.0 (Rangel *et al.* 2010). Em

caso de autocorrelações, as amostras seriam tratadas como pseudoréplicas e, conseqüentemente, seus dados somados.

4.5.2. Análise da estrutura das assembleias de drosofilídeos em relação aos graus de perturbação

Análises exploratórias da estrutura das assembleias de drosofilídeos foram realizadas para verificar a existência de similaridade entre as amostras em função do grau de perturbação dos pontos de amostragem. A riqueza média ($\bar{x} \pm s$) foi calculada para cada ponto com distintos graus de perturbação. A diferença entre a riqueza dos diferentes pontos amostrais foi testada por ANOVA.

A partir de matrizes baseadas no índice de similaridade de Bray Curtis, análises de proximidade nMDS (*non Metric Multidimensional Scaling*) foram realizadas para visualizar os padrões de semelhança na estrutura das assembleias em relação às escalas espacial (grau de perturbação e unidades de conservação) e temporal (sazonalidade). Posteriormente, análises de variância permutacional não paramétrica (PERMANOVA) foram utilizadas para avaliar a significância das diferenças na estrutura das assembleias. Ambas as análises foram efetuadas utilizando o software Primer 6.13 + PERMANOVA (Clarke & Gorley 2006), sendo que na primeira foram utilizadas 1.000 permutações, e na segunda 9.999 permutações.

4.5.3. Análise do potencial bioindicador de drosofilídeos em nível específico

As espécies de drosofilídeos sugeridas como bioindicadores ambientais para o Cerrado por Mata *et al.* (2008) foram testadas pelo método do *Indicator*

Value Index (IndVal), desenvolvido por Dufrêne & Legendre (1997). Para a espécie *i* no hábitat *j* esse índice é calculado por:

$$IndVal = E_{ij} \times F_{ij} \times 100$$

Sendo que a especificidade é: $E_{ij} = N \text{ indivíduos } ij / N \text{ indivíduos } i$

Onde: *N* indivíduos *ij* é a média do número de indivíduos da espécie *i* nos sítios do hábitat *j*, e *N* indivíduos *i* é a soma do número médio de indivíduos da espécie *i* em todos os tipos de hábitat

E a fidelidade é: $F_{ij} = N \text{ sítios } ij / N \text{ local } j$

Onde: *N* sítios *ij* é o número de sítios no hábitat *j* em que a espécie *i* ocorre, e *N* local *j* é o número total de sítios no hábitat *j*

Assim, este índice atribui uma porcentagem para cada espécie amostrada, pelo produto de duas variáveis, denominadas especificidade e fidelidade (Figura 6). A especificidade corresponde ao grau de preferência da espécie em relação a um tipo de hábitat, ou seja, informa o poder preditivo positivo da espécie, como bioindicador daquele grupo de sítios. Por outro lado, a fidelidade corresponde à frequência de ocorrência (e, portanto, quão facilmente) a espécie é encontrada em sítios do grupo de sítios sob estudo.

		Fidelidade (ocorrência)		
		Baixa	Média	Alta
Especificidade (preferência)	Baixa	Rurais		Generalistas
	Média		Detectoras	
	Alta	Vulneráveis		Características

Figura 6: Níveis de especificidade e fidelidade em relação a um hábitat, com destaque para as espécies características e detectoras.

Espécies que apresentam baixa especificidade como as rurais e generalistas, comumente reagem de forma lenta às mudanças ambientais (Figura 7). Por outro lado, espécies que apresentam especificidade mediana, como as detectoras, respondem rapidamente às condições adversas, se ajustando a uma ampla gama de estados ecológicos, já que vários habitats podem fornecer recursos adequados. Consequentemente, apresentam alta probabilidade de deslocamento para habitats adjacentes, sendo capazes de invadir habitats recentemente modificados (Van Rensburg *et al.* 1999). Elas fornecem indícios da direção das mudanças ambientais, sendo apropriadas para estudos de biomonitoramento (McGeoch 1998, Mata *et al.* 2008). Por fim, espécies que apresentam alto grau de preferência pelo habitat, como as vulneráveis e as características, são restritas a um único estado ecológico, respondendo rapidamente às condições adversas. Logo, é pouco provável que se desloquem de seu habitat preferido para habitats adjacentes, mesmo sob condições desfavoráveis (Van Rensburg *et al.* 1999). As vulneráveis, por apresentarem baixa fidelidade, não podem ser utilizadas para fins conservacionistas, enquanto as características, devido à alta fidelidade, refletem condições ambientais momentâneas, sendo consideradas bioindicadores úteis (McGeoch *et al.* 2002) (Figura 6).

No presente estudo, as espécies amostradas que obtiveram $IndVal > 70\%$ e significativos (limite subjetivo, adotado por diversos autores) foram classificadas como espécies características. Por outro lado, as espécies detectoras foram consideradas como tal, segundo os seguintes critérios:

1. Apresentaram $50\% < IndVal \leq 70\%$ em pontos degradados e $5\% < IndVal < 50\%$ em pontos perturbados (McGeoch 1998, Mata *et al.* 2008) ou,
2. Apresentaram $IndVal \geq 50\%$, e esse valor foi mais elevado em ambientes degradados do que em preservados.

As espécies foram avaliadas utilizando duas versões do *IndVal*. Primeiramente, foi aplicado o método original desenvolvido por Dufrêne & Legendre (1997), o mesmo utilizado por Mata *et al.* (2008). O *IndVal* original foi calculado apenas para as espécies que apresentaram um valor mínimo de 20 indivíduos. O cálculo das espécies características foi rodado no software *IndVal* 2.0 (Dufrêne 2013), utilizando 999 randomizações e $p=0,05$. Já as detectoras foram calculadas manualmente, com auxílio do software Microsoft Excel for Mac 2011.

Uma vez que os nichos ecológicos não podem ser compartimentalizados, De Cáceres *et al.* (2012) propuseram refinamentos do método original do *IndVal*, para lidar com a variação de amplitude de nicho, tornando possível associar cada espécie ou conjuntos de espécies com habitats particulares ou mesmo uma combinação deles. O método aprimorado também foi aplicado no presente estudo, sendo que as espécies, individualmente ou em conjunto, podiam ser consideradas bioindicadores de habitats particulares ou da combinação que melhor correspondessem as suas preferências de nicho (preservado-perturbado, perturbado-degradado ou preservado-degradado). Estes cálculos foram efetuados com auxílio do pacote “Indicspecies” para o software “R”, sendo que os dados foram transformados por $\text{Log}(x+1)$ e foram utilizadas 9.999 permutações. Os testes foram limitados para ocorrer dentro de uma mesma ocasião amostral, visando diminuir forte efeito da sazonalidade do Cerrado.

5. Resultados gerais

Foram obtidos 15.503 espécimes de drosofilídeos, alocados em 64 espécies. Destas, 50 são espécies nominais enquanto as outras catorze não se enquadraram em nenhuma das descrições disponíveis na literatura e, provavelmente, representam espécies novas para a ciência. Das espécies amostradas, 60 pertencem ao gênero *Drosophila* Fallen, uma ao *Micodrosophila* Oldenberg, uma ao *Rhinoleucophenga* Hendel, uma ao *Scaptodrosophila* Duda e uma ao *Zaprionus* Coquillet (Tabela 3).

No presente estudo foi estabelecido o primeiro registro de *Amiota felipes* no Brasil. *Drosophila araicas* Pavan & Nacur, *Drosophila camargoi* Dobzhansky & Pavan, *Drosophila quadrum* (Wiedemann), *Drosophila schineri* Pereira & Vilela, e *Drosophila setula* Heed & Wheeler foram registradas, pela primeira vez, no Cerrado.

A análise de autocorrelação espacial, calculada por meio da autocorrelação de Mantel, mostra relações (medidas pelo R de Pearson) muito baixas, mesmo nas primeiras classes de distância (2 Km). Este resultado sugere que as unidades amostrais (pontos de amostragem) estão fracamente correlacionadas e, portanto, foram consideradas independentes entre si (Figura 7).

Tabela 3: Lista das 50 espécies nominais de drosofilídeos amostrados

Espécies amostradas
<i>Amiota felipes</i>
<i>Drosophila annulimana</i>
<i>Drosophila araicus</i>
<i>Drosophila ararama</i>
<i>Drosophila arauna</i>
<i>Drosophila atrata</i>
<i>Drosophila austrosaltans</i>
<i>Drosophila bocainensis</i>
<i>Drosophila busckii</i>
<i>Drosophila calloptera</i>
<i>Drosophila camargoi</i>
<i>Drosophila canalinea</i>
<i>Drosophila caponei</i>
<i>Drosophila capricorni</i>
<i>Drosophila cardini</i>
<i>Drosophila cardinoides</i>
<i>Drosophila fumipennis</i>
<i>Drosophila fuscolineata</i>
<i>Drosophila guaru</i>
<i>Drosophila hydei</i>
<i>Drosophila immigrans</i>
<i>Drosophila maculifrons</i>
<i>Drosophila malerkotliana</i>
<i>Drosophila mediopunctata</i>
<i>Drosophila mediotriata</i>
<i>Drosophila melanogaster</i>
<i>Drosophila mercatorum</i>
<i>Drosophila nebulosa</i>
<i>Drosophila neocardini</i>
<i>Drosophila neoelliptica</i>
<i>Drosophila neoguaramunu</i>
<i>Drosophila neomorpha</i>
<i>Drosophila onca</i>
<i>Drosophila ornatifrons</i>
<i>Drosophila pallidipennis</i>
<i>Drosophila paraguayensis</i>
<i>Drosophila paulistorum</i>
<i>Drosophila polymorpha</i>
<i>Drosophila prosaltans</i>
<i>Drosophila quadrum</i>
<i>Drosophila saltans</i>
<i>Drosophila schildi</i>
<i>Drosophila schineri</i>
<i>Drosophila setula</i>
<i>Drosophila simulans</i>
<i>Drosophila sturtevanti</i>
<i>Drosophila trapeza</i>
<i>Drosophila willistoni</i>
<i>Scaptodrosophila latifaciaeformis</i>
<i>Zapionus indianus</i>

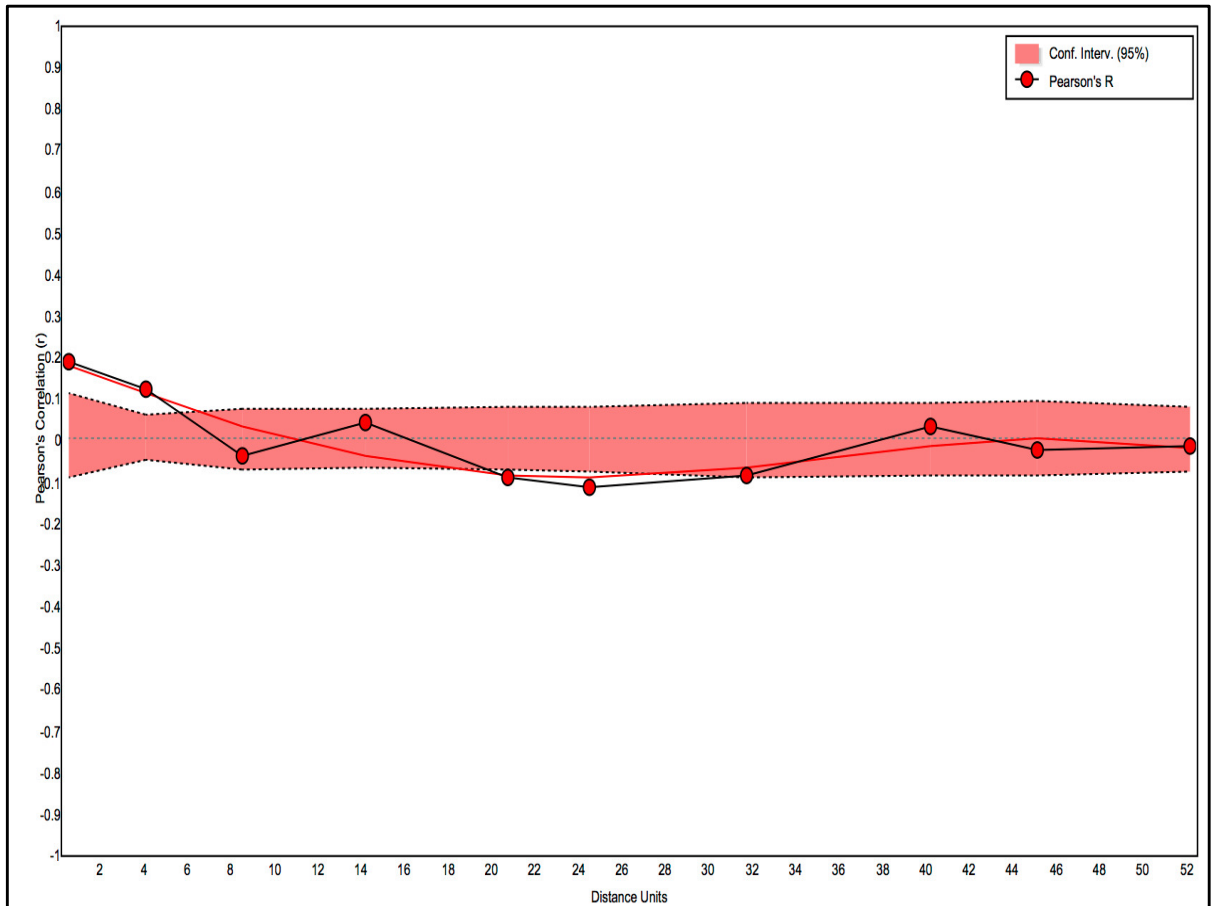


Figura 7: Análise de autocorrelação espacial de Mantel para verificar o grau de independência entre as unidades amostrais.

CAPÍTULO II

Estrutura das assembleias de drosofilídeos em matas de galeria do Cerrado com diferentes graus de perturbação

1. Introdução

O estudo da diversidade propicia a oportunidade de encontrar amplos padrões na natureza (Price *et al.* 2011). No entanto, compreender e explicar a diversidade de uma dada localidade ainda representa um dos maiores desafios para a ciência. Isso ocorre porque a abundância e a distribuição das espécies são determinadas por fatores abióticos e bióticos (Diamond 1986), que por sua vez não são estáticos, variando espacialmente e temporalmente. Compreender as origens e de que maneira essas variações afetam os sistemas biológicos é uma tarefa árdua (Samways *et al.* 2010) porém, fundamental para identificar escalas relevantes de variação tanto para sistemas naturais, como antrópicos (Underwood *et al.* 2000).

O estudo de assembleias de drosofilídeos se configura como um excelente modelo para o entendimento de variações ambientais (Gilpin *et al.* 1986), uma vez que muitas espécies são especialistas de hábitat e, conseqüentemente, intimamente associadas a variáveis ambientais específicas (Powell 1997, Mata *et al.* 2008).

As matas de galeria do Cerrado vêm sofrendo distúrbios ao longo de muitas décadas. Entender como a perturbação ambiental vem influenciando a estrutura das comunidades locais é de suma importância, uma vez que essas fitofisionomias são essenciais à manutenção do equilíbrio ambiental do Cerrado, por abrigarem as maiores taxas de riqueza de espécies e endemismo do bioma.

Este capítulo focaliza a estrutura das assembleias de drosofilídeos de matas de galeria do Cerrado com diferentes graus de perturbação, em função de pressões antrópicas sofridas pelos hábitats. Serão testadas as hipóteses de que a composição das assembleias é espacialmente e temporalmente distinta entre ambientes preservados, perturbados e degradados.

2. Material e métodos

Visando compreender como a diversidade de drosofilídeos varia em matas de galeria do bioma Cerrado com diferentes graus de perturbação, foram realizadas diversas análises exploratórias. Inicialmente, a riqueza média ($\bar{X} \pm s$) foi calculada para os pontos com distintos graus de perturbação e a diferença entre eles foi testada por ANOVA, utilizando o software PAST 2.17 B (Hammer *et al.* 2001).

Das 585 amostras obtidas nesse estudo, 94 foram excluídas das análises multivariadas por terem apresentado abundância igual a zero. Os dados foram então transformados para raiz quadrada, visando dar mais peso para as espécies raras, e assim equilibrar sua contribuição com as espécies comuns, uma vez que assembleias de drosofilídeos, normalmente apresentam um grande número de espécies raras. Uma matriz de similaridade entre unidades amostrais baseada no índice de similaridade de Bray Curtis foi obtida. Subsequentemente, análises de proximidade nMDS (*non Metric Multidimensional Scaling*) foram realizadas visando visualizar padrões de semelhança entre assembleias amostradas em pontos com diferentes graus de perturbação. A matriz de similaridade foi então submetida à análise de variância permutacional não paramétrica (PERMANOVA), para testar a significância das diferenças na estrutura das assembleias entre estações do ano, unidades de conservação e os distintos graus de perturbação, bem como a interação destes fatores. Esta análise foi realizada com 9.999 permutações. Todas as análises multivariadas foram efetuadas utilizando o software Primer 6.13 + PERMANOVA (Clarke & Gorley 2006).

3. Resultados e Discussão

3.1. Riqueza nos pontos com diferentes graus de perturbação

A riqueza média em áreas preservadas correspondeu a $24,8 \pm 2,9$ ($\bar{X} \pm s$) espécies, em áreas perturbadas $28,0 \pm 2,5$ e em degradadas $27,0 \pm 6,2$. Entretanto, estas diferenças não foram estatisticamente significantes em testes de ANOVA ($F=0,6205$; $p=0,5592$), sugerindo que o número de espécies não se altera entre matas de galeria do Cerrado com distintos graus de perturbação.

A perturbação do hábitat pode ter efeitos significativos sobre a estrutura das comunidades de artrópodes tropicais, já que ambientes espacialmente heterogêneos proporcionam maior variedade de microhábitats. No entanto, a forma como atua sobre os diferentes parâmetros das comunidades é variável. O efeito dos impactos sobre a riqueza de espécies é muitas vezes incerto, enquanto parâmetros como abundância e composição de espécies se alteram de forma previsível, como por exemplo: em ambientes alterados, espécies generalistas tornam-se mais abundantes e especialistas mais raras. Estudos que descrevem esse padrão chamaram a atenção para a necessidade de considerar a identidade das espécies, ao invés de apenas medir a riqueza entre ambientes com diferentes graus de perturbação (Brown Jr. 1997, McGeoch & Chown 1997, Spitzer *et al.* 1997, Didham *et al.* 1998, Basset *et al.* 2004, Beck *et al.* 2006, Botes *et al.* 2007, Uehara-Prado *et al.* 2007).

O fato da riqueza ser similar nos diferentes graus de perturbação pode estar relacionado à perturbação nos distintos pontos amostrados não ter sido tão intensa, a ponto disponibilizar nichos ecológicos. Outra possibilidade é que outros fatores abióticos possam ter maior influência sobre riqueza do que o grau de perturbação nesses pontos.

3.2. Similaridade em escalas espaciais e temporais

As análises de nMDS levam em consideração parâmetros da assembleia como abundância relativa e composição de espécies além da riqueza, e foram aplicadas como análises exploratórias. Estas análises apresentaram padrões em relação às ocasiões amostrais, realizadas em períodos chuvosos e secos, independente do ano em que a amostra foi obtida, sugerindo que o fator sazonalidade influenciou a estrutura das assembleias de drosofilídeos (Figura 8).

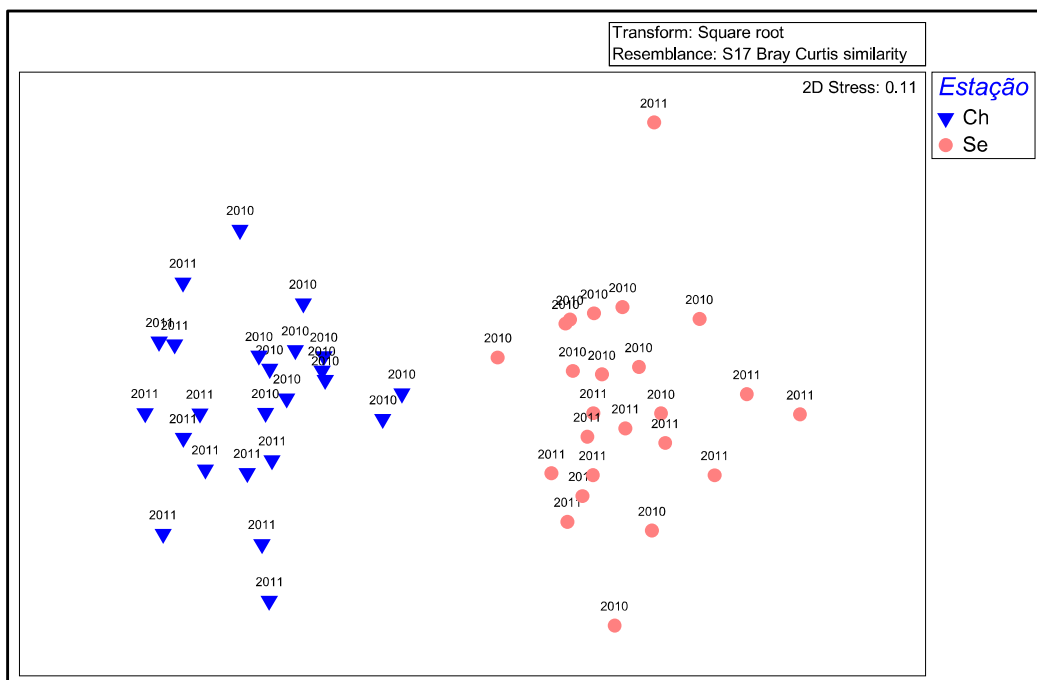


Figura 8: Relações de similaridade obtidas pelo centroe das cinco armadilhas de cada ponto de amostragem, classificadas de acordo com as estações e ano de amostragem, por meio do índice de similaridade de Bray Curtis e dados transformados por raiz quadrada; Ch: período chuvoso e Se: período seco.

Também foi possível verificar padrões espaciais relacionados aos pontos de amostragem. Era esperado que os pontos agrupassem em função do grau de perturbação em que se encontram. Entretanto, as análises mostraram que eles reuniram-se com base na unidade de conservação em que estão localizados. Assim, parece que a proximidade física tem maior relevância do que o grau de perturbação para a estruturação das assembleias de drosofilídeos (Figura 9).

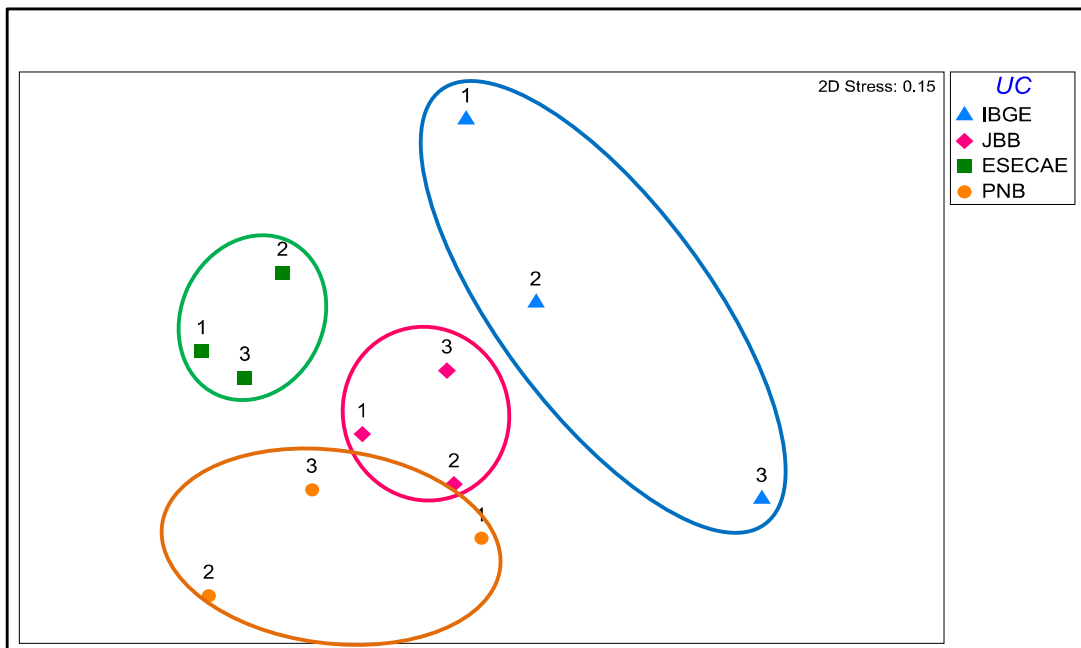


Figura 9: Relações de similaridade obtidas pelo centroide das cinco armadilhas de cada ponto de amostragem, classificadas de acordo com as estações, unidades de conservação e grau de perturbação, através do índice de similaridade de Bray Curtis e dados transformados por raiz quadrada; 1: preservado, 2: perturbado, 3: degradado, IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, JBB: Jardim Botânico de Brasília, ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas, PNB: Parque Nacional de Brasília.

3.3. Diferenças entre assembleias com distintos graus de perturbação

As análises exploratórias realizadas anteriormente indicaram qual modelo analítico seria o mais apropriado para verificar a significância das diferenças na estrutura das assembleias de drosofilídeos por meio da PERMANOVA. Foram utilizados três fatores fixos: estação, unidade de conservação e grau de perturbação, em um modelo fatorial, considerando todas as interações entre os termos (Anexo).

Todos os fatores analisados contribuíram significativamente para a variação das assembleias, exceto a interação entre estação e grau de perturbação (Tabela 4). Conforme esperado para o Cerrado, a sazonalidade foi um dos fatores primordiais na estruturação das assembleias.

Tabela 4: Componentes de variação da PERMANOVA e suas respectivas interações em relação à estrutura das assembleias de drosofilídeos de matas de galeria do Cerrado do Distrito Federal

Fonte de variação	gl	SQ	QM	Pseudo-F	p	Variação
Estação do ano	1	283730	28730	113.990	0.0001	35
Unidade de Conservação (UC)	3	27278	9093	3.653	0.0001	7
Grau de perturbação (GP)	2	14289	7145	2.870	0.0002	5
Estação x UC	3	32661	10887	4.374	0.0001	12
Estação x GP	2	6493	3427	1.304	0.1730	3
UC x GP	6	29205	4868	1.956	0.0003	8
Estação x UC x GP	6	24372	4062	1.632	0.0038	9
Resíduo	479	1218400	2489			50

3.3.1. Estação do ano

Flutuações temporais em populações de insetos têm sido associadas a oscilações de fatores abióticos e bióticos (Wolda 1978). Populações de drosofilídeos de regiões temperadas sofrem drásticos afinamentos no inverno, em função das baixas temperaturas (Patterson 1943; Poppe *et al.* 2013). Já nos trópicos, a temperatura oscila pouco ao longo do ano, e os ciclos sazonais de drosofilídeos parecem ser controlados pela umidade (Prakash & Reddy 1979), o que explica o afinamento das populações de drosofilídeos do Cerrado, que ocorre em períodos secos (Roque 2013). No entanto, estudos anteriores não foram bem sucedidos em associar as flutuações populacionais destas moscas com fatores abióticos como: pluviosidade, umidade, temperatura e luminosidade (Tidon 2006).

Outra relação que pode ser feita é que variações sazonais nos tamanhos das populações de insetos reflitam alterações na disponibilidade de recursos (Wolda 1978, Döge 2006). O estudo de Valadão (2013) encontrou correlações fortes e significativas nesse sentido. A riqueza e abundância de drosofilídeos, bem como a de frutos (que são os sítios de alimentação e criação dessas moscas), foram notavelmente maiores na estação chuvosa. Na estação seca, quando houve o afinilamento das populações das moscas, foi registrada uma drástica redução na oferta de frutos.

As amostras do presente estudo foram obtidas utilizando armadilhas iscadas com banana fermentada, em todas as ocasiões amostrais. Diante disso, as variações sazonais observadas na estrutura das assembleias amostradas não poderia, a princípio, ser explicada pela disponibilidade de recursos, uma vez que o recurso utilizado pelos indivíduos amostrados era a isca. Entretanto, é importante ressaltar que o recurso alimentar dos drosofilídeos na realidade não é o fruto, mas sim as bactérias e leveduras presentes sobre ele, que estão envolvidas no seu processo de decomposição. Variações ambientais sazonais, possivelmente, interferem na microbiota presente nos recursos (Valadão 2013), sendo assim, é provável que a microbiota presente na isca também seja influenciada por tais fatores, o que justificaria a variação sazonal das assembleias de drosofilídeos obtidas mesmo por meio de armadilhas.

3.3.2. Estação x Unidades de Conservação

A PERMANOVA também revelou o efeito da estação e sua interação com as UCs sobre a estruturação das assembleias de drosofilídeos (Tabela 4). Independente dos distintos graus de perturbação que apresentam, os pontos de amostragem de cada UC formaram agrupamentos bem nítidos, mostrando que cada unidade apresenta uma identidade própria. Tal achado sugere que o efeito da proximidade física é maior do que a influência da perturbação ambiental, indicando que a estratégia de estabelecer áreas protegidas em diferentes locais é importante para conservar a identidade específica de cada localidade, conservando adequadamente a diversidade regional.

3.3.3. Estação x Unidade de conservação x Grau de perturbação

A interação significativa entre os três fatores analisados sugere que a estrutura das assembleias variou em função dos ciclos seca-chuva, da UC na qual assembleia foi amostrada e do grau de perturbação (Tabela 4). Na estação chuvosa de 2010, nenhum padrão claro em relação às UCs ou ao grau de perturbação emergiu. Já na estação seca de 2010, os pontos degradados de todas as UCs ficaram próximos, sugerindo que o grau de perturbação apresentou certo efeito, mesmo que tênue, mas que pode ter sido responsável pela interação positiva entre esse fator e os demais. Na Chuva de 2011, os agrupamentos formaram-se em função das UCs. Na Seca de 2011, esse efeito do grau de perturbação volta a aparecer, para três dos quatro pontos degradados no entanto, a influência da proximidade física sobressai a tal fator (Figura 10).

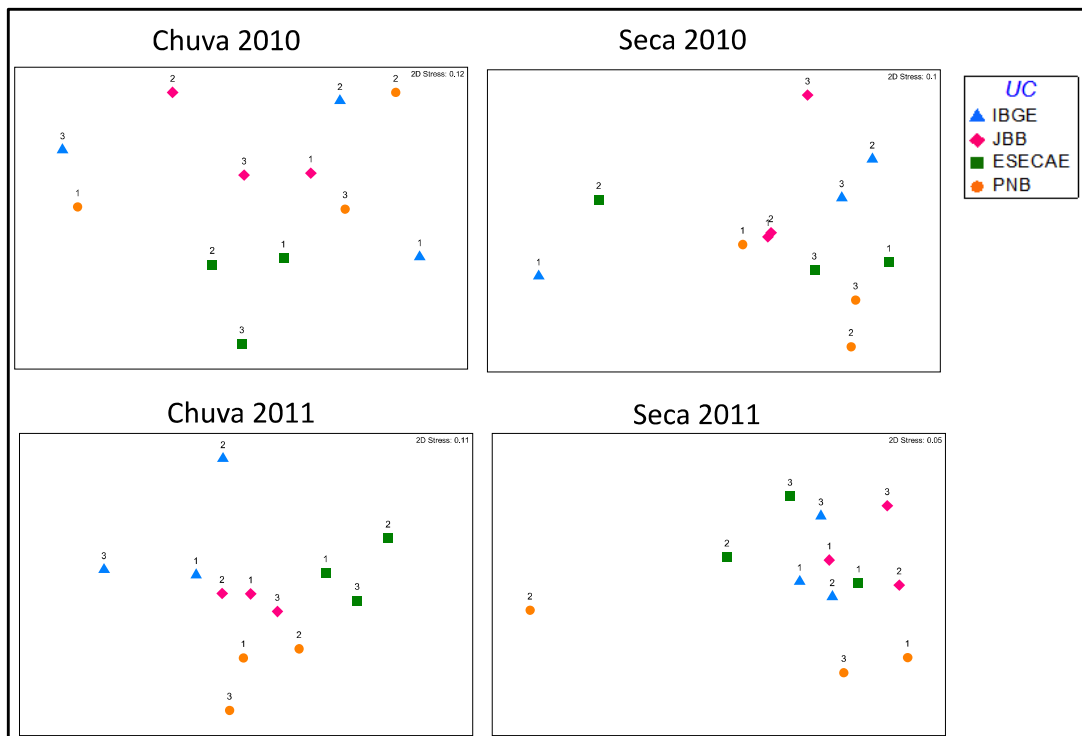


Figura 10: Relações de similaridade de Bray Curtis para dados transformados por raiz quadrada entre os pontos de amostragem (centroide das cinco armadilhas) classificados conforme estação, unidade de conservação e grau de perturbação; 1: preservado, 2: perturbado, 3: degradado, IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, JBB: Jardim Botânico de Brasília, ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas, PNB: Parque Nacional de Brasília.

3.3.4. Grau de perturbação

A influência do grau de perturbação, individualmente ou em conjunto com os demais fatores foram os componentes que menos contribuíram na variação da estrutura das assembleias (Tabela 4). Possivelmente, isso ocorreu não porque os drosofilídeos não sejam capazes de apontar variações ocasionadas pela perturbação ambiental, mas sim porque seu efeito pode ter sido encoberto por uma grande variabilidade em escala microespacial.

3.3.5. Resíduo

A variação do resíduo pode ser interpretada como a diferença entre a menor unidade de comparação, nesse caso, entre armadilhas. Esse foi o componente que apresentou maior valor (Tabela 4), indicando que dentro de cada ponto de amostragem a variabilidade microespacial é bastante significativa. Roque *et al.* (2013) sugeriram que diferenças entre armadilhas amostradas dentro de um único ponto, em uma mesma ocasião amostral, refletem variações microambientais, típicas de florestas tropicais, como é o caso das matas de galeria do Cerrado. Ou seja, no interior de um mesmo ponto amostral, é possível haver várias assembleias de drosofilídeos distintas, em função da heterogeneidade de microhábitats.

Apesar da tentativa de dispor as armadilhas dentro de cada ponto amostral seguindo um padrão (distantes 10 m entre si), nem sempre foi possível padronizar sua disposição em relação à distância do córrego ou da borda das matas. Assim, variações microambientais relacionadas a esses fatores provavelmente influenciaram as assembleias amostradas. Portanto, é admissível que possam ter sido considerados erroneamente, dentro de uma mesma assembleia, hábitats que pertencem a assembleias distintas (Begon *et al.* 2007).

4. Conclusões

No presente estudo, a maior parte da variação da estrutura das assembleias de drosofilídeos ocorreu em escala local, não em função da perturbação ambiental como esperado, mas sim devido a ampla variabilidade entre armadilhas. Isso reflete o elevado grau de heterogeneidade microespacial, típico de florestas tropicais.

A escala temporal, e em menor grau, a escala regional foram também muito significativas, apontando que o efeito da estação e da proximidade física

entre os pontos influem mais do que o grau de perturbação na estruturação das assembleias de drosofilídeos de matas de galeria do Cerrado do Distrito Federal.

É interessante enfatizar que o presente estudo foi realizado dentro de unidades de conservação, locais cujo objetivo maior é manter os ambientes naturais livres da interferência antrópica. Consequentemente, a diferença no grau de perturbação entre os pontos de amostragem pode não ter sido tão intensa a ponto de produzir maior variação na estrutura das assembleias do que a forte sazonalidade e os fatores regionais, que refletem a enorme heterogeneidade natural do bioma Cerrado.

Anexo: Output do software com os resultados da PERMANOVA

PERMANOVA
Permutational MANOVA

Resemblance worksheet

Name: Resem1
Data type: Similarity
Selection: All
Transform: Square root
Resemblance: S17 Bray Curtis similarity

Sums of squares type: Type III (partial)
Fixed effects sum to zero for mixed terms
Permutation method: Permutation of residuals under a reduced model
Number of permutations: 9999

Factors

Name	Abbrev.	Type	Levels
Estação	Es	Fixed	2
UC	UC	Fixed	4
Distúrbio	Di	Fixed	3

PERMANOVA table of results

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Es	1	2.8373E5	2.8373E5	113.99	0.0001	9934
UC	3	27278	9092.8	3.653	0.0001	9880
Di	2	14289	7144.7	2.8703	0.0002	9922
EsxUC	3	32661	10887	4.3738	0.0001	9896
EsxDi	2	6493.2	3246.6	1.3043	0.173	9922
UCxDi	6	29205	4867.5	1.9555	0.0003	9854
EsxUCxDi	6	24372	4062.1	1.6319	0.0038	9866
Res	467	1.1624E6	2489.1			
Total	490	1.593E6				

Details of the expected mean squares (EMS) for the model

Source	EMS
Es	$1 * V(\text{Res}) + 233.56 * S(\text{Es})$
UC	$1 * V(\text{Res}) + 118.41 * S(\text{UC})$
Di	$1 * V(\text{Res}) + 155.95 * S(\text{Di})$
EsxUC	$1 * V(\text{Res}) + 59.206 * S(\text{EsxUC})$
EsxDi	$1 * V(\text{Res}) + 77.976 * S(\text{EsxDi})$
UCxDi	$1 * V(\text{Res}) + 39.553 * S(\text{UCxDi})$
EsxUCxDi	$1 * V(\text{Res}) + 19.776 * S(\text{EsxUCxDi})$
Res	$1 * V(\text{Res})$

Construction of Pseudo-F ratio(s) from mean squares

Source	Numerator	Denominator	Num.df	Den.df
Es	1*Es	1*Res	1	467
UC	1*UC	1*Res	3	467
Di	1*Di	1*Res	2	467
EsxUC	1*EsxUC	1*Res	3	467
EsxDi	1*EsxDi	1*Res	2	467
UCxDi	1*UCxDi	1*Res	6	467
EsxUCxDi	1*EsxUCxDi	1*Res	6	467

Estimates of components of variation

Source	Estimate	Sq.root
S(Es)	1204.1	34.701
S(UC)	55.768	7.4678
S(Di)	29.852	5.4637
S(EsxUC)	141.84	11.91
S(EsxDi)	9.7141	3.1167
S(UCxDi)	60.132	7.7545
S(EsxUCxDi)	79.537	8.9183
V(Res)	2489.1	49.891

CAPÍTULO III

Estabelecimento da robustez de bioindicadores ambientais: drosofilídeos como modelos

1. Introdução

A identificação de associações entre espécies e condições ecológicas específicas apresenta uma longa história dentro da Ecologia (Bakker 2008). Muitos estudos nessa área têm como objetivo analisar a relação entre espécies individuais e grupos de sítios. Esses grupos podem ser determinados por semelhanças em relação: às condições ambientais dos sítios (tipos de hábitat, graus de perturbação), à composição de espécies, ou ainda, ao desenho amostral do estudo (regiões geográficas, anos de amostragem). No que diz respeito às espécies, a análise da força de sua associação com grupos de sítios fornece uma caracterização de suas preferências ecológicas. Quanto aos sítios, a avaliação dessa associação pode ser útil para fins preditivos (De Cáceres & Legendre 2009).

Espécies que apresentam preferência por um dado conjunto de condições abióticas e bióticas são utilizadas em estudos ecológicos aplicados para monitorar mudanças ambientais e avaliar os impactos de distúrbios sobre um ecossistema (McGeoch & Chown 1998). Nesse contexto, um dos maiores e mais importantes desafios conservacionistas da atualidade é o estabelecimento de bioindicadores confiáveis (MMA 2000). O desempenho de um táxon como bioindicador é dependente da sua capacidade de refletir uma variedade de condições ambientais ou ecológicas. Os bioindicadores são, muitas vezes, determinados pela análise da relação entre a ocorrência ou abundância de espécies amostradas em determinados pontos, e a classificação desses em grupos (De Cáceres *et al.* 2012). Para ter uma ampla aplicabilidade, eles devem estar associados com o mesmo grupo de sítios, em múltiplas ocasiões (Bakker 2008). Se o bioindicador reproduz apenas respostas individuais, de uma situação específica, não pode ser considerado eficiente (Andersen 1999).

O mérito dos bioindicadores e sua aplicação para estudar efeitos de distúrbios ambientais têm sido extensivamente discutidos na literatura (Landres *et al.* 1988, Andersen 1990, Parsons 1991, Kremen 1992, Brown Jr. 1997, Favila & Halfpeter 1997, Dufrêne & Legendre 1997, Lawton *et al.* 1998, Mistry 1998, McGeoch 1998, McGeoch & Chown 1998, Rodriguez *et al.* 1998, Rice 2003, Andersen *et al.* 2004, Piratelli *et al.* 2008, Uehara-Prado *et al.* 2009, Amin *et al.* 2009). Entretanto, poucos estudos realizaram a validação do *status* bioindicador de táxons previamente sugeridos como tal (McGeoch 1998, Andersen 1999). A validação consiste na realização de reamostragens em diferentes escalas, a fim de verificar a estabilidade do bioindicador, tanto temporal quanto espacialmente.

Diversas técnicas de análise para a determinação de bioindicadores ambientais em nível específico têm sido desenvolvidas (McGeoch & Chown 1998). Os índices de correlação analisam a preferência (positiva e negativa) das espécies por um determinado grupo de sítios, em comparação com os grupos restantes. Por outro lado, índices de valor indicador avaliam o quanto o grupo de sítios alvo corresponde ao grupo de sítios onde a espécie é encontrada, não avaliando preferências negativas. Dentre as técnicas mais difundidas estão a Análise a dois fatores de espécies indicadoras (TWINSPAN) e o *Indicator Value Index (IndVal)* (De Cáceres *et al.* 2010), que são índices de valor indicador, e o Coeficiente de Associação *Phi*, que é um índice de correlação.

O TWINSPAN é o método mais utilizado. Entretanto apresenta alguns deficiências importantes. O próprio método é responsável por gerar a divisão dos grupos de habitats para os sítios (De Cáceres *et al.* 2010). Além disso, este método identifica como indicador pseudoespécies com um nível de corte muito baixo (Cunha 2006). Todavia, sua principal desvantagem é que, por ser uma

análise multivariada, o valor indicador de uma espécie é dependente das abundâncias das demais (McGeoch e Chown 1998).

Ao contrário do TWINSPAN, o Coeficiente de Associação *Phi* é calculado independentemente para cada espécie. No entanto, suas principais desvantagens são: o método exige que o número total de indivíduos seja igual entre todos os sítios e que os grupos de habitats devem ter o mesmo número de sítios (De Cáceres & Legendre 2009).

Por sua vez, o *Indicator Value Index* desenvolvido por Dufrêne & Legendre (1997), tem sido considerado o método mais sensível entre as análises multivariadas utilizadas para encontrar espécies indicadoras e grupos característicos de habitats (McGeoch & Chown 1998, Cunha 2006, De Cáceres & Legendre 2009). Assim como o *Phi*, o *IndVal* é calculado independentemente para cada espécie (permitindo comparações entre organismos não relacionados taxonomicamente, que pertençam a diferentes grupos funcionais ou comunidades distintas, possibilitando comparar espécies com diferentes capturabilidades, padrões de atividade e comportamentos). Esse método não é afetado por diferenças na abundância entre sítios de um grupo de habitats, nem entre o número de sítios de distintos grupos de habitats, como acontece com o *Phi*. O *IndVal* é independente também em relação ao número de observações e é invariável quando multiplicado por uma constante. Além disso, é um método flexível em relação à categorização dos habitats, que podem ser hierarquizados ou não, e podem ser qualitativa ou quantitativamente agrupados. Finalmente, a significância do valor de *IndVal* obtido para cada espécie pode ser testada por procedimentos de aleatorização, a fim de avaliar diferenças entre os grupos de habitats (Dufrêne & Legendre 1997). O *Indval* gera um valor indicador para

cada espécie, expresso em porcentagem, baseado na sua especificidade (abundância média em um tipo de hábitat) e fidelidade (frequência relativa dentro desse hábitat), para cada grupo de sítios comparado com todos os outros.

Recentemente, algumas modificações do algoritmo original do *IndVal* foram propostas. Um dos aprimoramentos foi baseado no fato de que a amplitude de nicho varia entre as espécies, ou seja, algumas espécies podem estar relacionadas a apenas um grupo de sítios, enquanto outras podem estar associadas a mais de um grupo. Assim, visando refinar as análises de espécies indicadoras Tsiripidis *et al* (2009) propuseram modificar o algoritmo do *IndVal* admitindo a possibilidade de associar as espécies com mais de um grupo de sítios, pela incorporação de combinações entre grupos de hábitats em seu cálculo. No entanto, a abordagem proposta por esses autores não permite inferências estatísticas e só é aplicável para dados de presença-ausência. Diante disso, De Cáceres *et al.* (2010) aprimoraram o algoritmo original do *IndVal* visando possibilitar seu uso para dados quantitativos e com aplicação de testes estatísticos. Assim, nessa versão aprimorada é feita uma associação entre a abundância das espécies e cada uma das possíveis combinações de grupos de hábitats, sendo que cada uma será considerada bioindicador da combinação que melhor corresponder as suas preferências de nicho, tudo testado estatisticamente.

Normalmente, a análise de valor do indicador para um determinado grupo de sítios consiste em uma lista de espécies que são significativamente associadas a eles, apresentada em ordem decrescente de valor indicador. Quando qualquer espécie é considerada bioindicador de um sítio, esse pode ser inserido ao grupo de sítios assim, quanto maior o número de espécies indicadoras encontradas em um sítio, maior a certeza da alocação dele no grupo de sítios. Para quantificar este grau

de confiança, no entanto, seria desejável conhecer a probabilidade do grupo de sítios indicado em relação à ocorrência conjunta de todas as espécies indicadoras encontradas para ele, mas, essa probabilidade não era proporcionada pela análise do *IndVal* tradicional. Então, De Cáceres *et al.* (2012) modificaram novamente o algoritmo do *IndVal*, introduzindo também a possibilidade de combinar espécies. Esta nova incorporação representa um importante avanço em relação ao método original, porque grupos de espécies podem ter maior valor preditivo do que espécies tomadas individualmente, evitando falsos-positivos.

O *IndVal* é apontado como um dos métodos mais adequados para a determinação de bioindicadores ambientais. Este tipo de bioindicador quantifica o grau de integridade do ambiente (McGeoch 1998, Caro & O'Doherty 1999), e corresponde à categoria de bioindicadores mais aceita e estudada da literatura.

2. Justificativa

O entendimento de padrões e processos de grandes comunidades são geralmente realizados por testes de hipóteses, baseados em poucos grupos taxonômicos, na expectativa de que esses representem o todo ou, ao menos, uma boa parte do sistema. Poucos organismos foram tão utilizados como modelos biológicos quanto as moscas da família *Drosophilidae*, e devido ao acúmulo de evidências de que esse táxon é muito sensível às variações ambientais, suas espécies têm sido utilizadas como modelos ecológicos e como bioindicadores.

O potencial dos drosofilídeos como bioindicadores ambientais em matas de galeria do Cerrado foi testado anteriormente por Mata *et al.* (2008), pela aplicação do método original do *IndVal*. Naquele estudo, os pontos de mata de galeria foram classificados como preservados ou não preservados, não tendo sido

considerado um grau intermediário de perturbação. A reavaliação desses resultados refinando o grau de perturbação das matas de galeria seria conveniente, bem como verificar a constância do *status* bioindicador em diferentes escalas espaço-temporais. Além disso, devido ao surgimento de versões aprimoradas do *IndVal*, é interessante reavaliar se o *status* bioindicador ambiental de drosofilídeos do Cerrado permanece robusto com o método modificado.

3. Objetivos e hipóteses

No presente estudo, as espécies de Drosophilidae sugeridas na literatura como bioindicadores ambientais de matas de galeria do Cerrado foram testadas pelas duas versões do método do *IndVal*, a original proposta por Dufrêne & Legendre (1997) e a aprimorada por De Cáceres *et al.* (2012), de acordo com as seguintes hipóteses:

- *Drosophila ornatifrons*, *Drosophila paraguayensis* e *Drosophila willistoni* são consideradas espécies características de preservação ambiental;
- *Drosophila simulans* e *Zaprionus indianus* são consideradas espécies características de distúrbio ambiental;
- *Drosophila busckii*, *Drosophila hydei*, *Drosophila immigrans*, *Drosophila mercatorum*, *Drosophila prosaltans* e *Scaptodrosophila latifasciaeformis* são consideradas detectoras da direção da mudança ambiental.

4. Material e métodos

As espécies de drosofilídeos sugeridas por Mata *et al.* (2008) como bioindicadores ambientais para matas de galeria do Cerrado foram reavaliadas pelo método original desenvolvido por Dufrêne & Legendre (1997). Esta reavaliação teve como objetivo averiguar se seu *status* bioindicador é robusto em escalas espaciais mais refinadas e em outra escala temporal.

A análise do *IndVal* original foi aplicada para 17 das 64 espécies amostradas, que apresentaram valor mínimo de 20 indivíduos, sendo que seus dados foram relativizados. As espécies que obtiveram *IndVal* significantes e maior que 70% (limite subjetivo, adotado por diversos autores) foram classificadas como características, que são espécies que refletem as condições ambientais momentâneas de um único estado ecológico, pois apresentam alta especificidade e fidelidade. O cálculo das espécies características foi realizado no software *IndVal* 2.0 (Dufrêne 2013), utilizando 999 randomizações e $p=0,05$.

Por outro lado, com auxílio do software Microsoft Excel for Mac 2011, cálculos manuais do *IndVal* foram efetuados para encontrar espécies detectoras, que são espécies que refletem a direção das mudanças ambientais, pois apresentam especificidade e fidelidade medianas. Foram classificadas como detectoras, as espécies que:

1. Apresentaram $50\% < IndVal \leq 70\%$ em pontos degradados e $5\% < IndVal < 50\%$ em pontos perturbados ou;
2. Apresentaram $IndVal \geq 50\%$, e esse valor foi mais elevado em ambientes degradados do que em preservados (McGeoch 1998, Mata *et al.* 2008).

Devido aos argumentos expostos na introdução, o método do *IndVal* aprimorado por De Cáceres *et al.* (2012) também foi aplicado, para confirmar se as espécies anteriormente sugeridas na literatura sustentam seus valores indicadores com o novo método. Além disso, foi possível verificar se novas espécies ou combinações delas poderiam ser recomendadas como bioindicadores ambientais. Foram consideradas biologicamente válidas as combinações de espécies que tiveram *IndVals* estatisticamente significativos e que são compostas por espécies frequentes e que apresentem preferências ecológicas similares. Os testes do *IndVal* aprimorado foram limitados para ocorrer dentro de uma mesma ocasião amostral, visando anular o grande efeito que a sazonalidade apresenta sobre amostragens realizadas no Cerrado. Os dados foram transformados por $\text{Log}(x+1)$, para diminuir a influência das espécies comuns, e os cálculos realizados utilizando 9.999 permutações, com auxílio do pacote “Indicspecies” para o software R.

5. Resultados

5.1. *IndVal* original

5.1.1. Espécies características

Das espécies amostradas, 17 apresentaram mais de 20 indivíduos e foram analisadas pelo *IndVal* original. Destas, nenhuma obteve valor indicador $\geq 70\%$ para pontos preservados ou degradados. Somente *D. paraguayensis* atingiu valor superior ao limiar, e foi considerada espécie característica de ambientes perturbados (Figura 11).

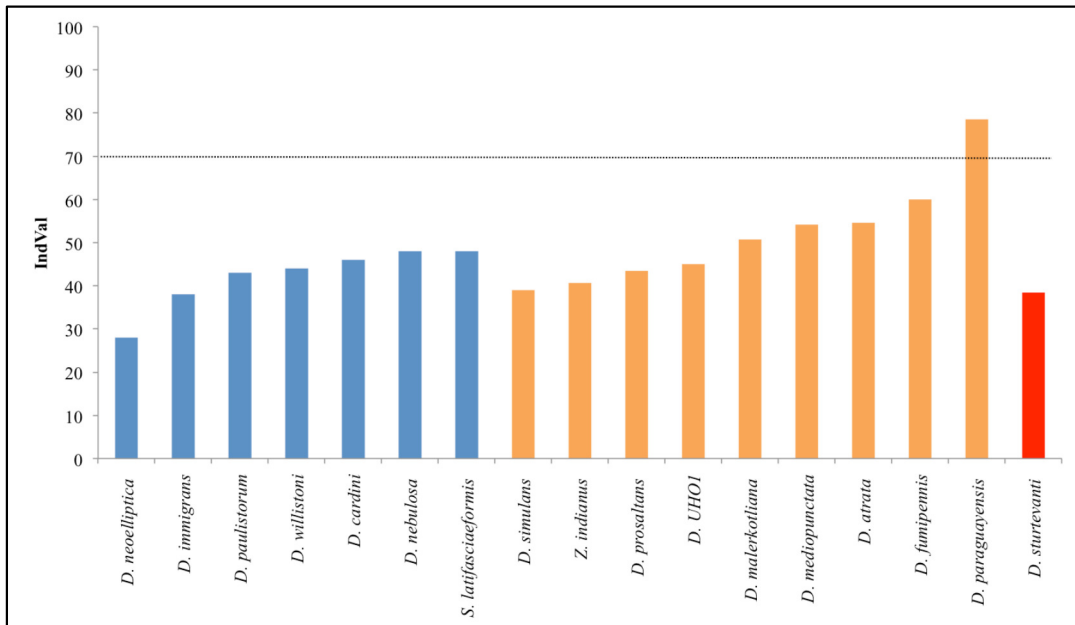


Figura 11: Valores indicadores obtidos pelo método original do *IndVal* das espécies analisadas, apresentados em relação ao grau de perturbação no qual foram significativos; azul: preservado, laranja: perturbado, vermelho: degradado.

Das espécies sugeridas como características de preservação ambiental por Mata *et al.* (2008), somente uma não foi analisada. *Drosophila ornatifrons* teve que ser excluída das análises, por não ter atingido o mínimo de indivíduos. *Drosophila paraguayensis* apresentou *IndVal* significativo e alto para ambientes perturbados, sendo apontada como espécie característica desse grau de perturbação. Por sua vez, *D. willistoni* apresentou *IndVal* significativo, porém menor do que o limiar para ser considerada espécie característica de ambientes preservados. Já em relação às espécies sugeridas como características de distúrbio ambiental por Mata *et al.* (2008), tanto *D. simulans* quanto *Z. Indianus* apresentam *IndVals* significativos em ambientes perturbados no presente estudo. Entretanto, nenhuma delas foi caracterizada como bioindicador, devido aos baixos valores indicadores obtidos, 39% e 41%, respectivamente (Figura 11).

5.1.2. Espécies detectoras

No presente estudo, dez espécies enquadraram-se em um ou ambos critérios de classificação e foram consideradas detectoras (Tabela 5). Das seis espécies apontadas como detectoras por Mata *et al.* (2008), três foram validadas no presente estudo: *D. immigrans*, *D. prosaltans* e *S. latifasciaeformis*.

Tabela 5: Valores indicadores das espécies detectoras em relação ao(s) critério(s) pelo(s) qual(is) foram consideradas, calculados com o método do *IndVal* original

Espécie	<i>IndVal</i> em relação ao grau de perturbação (%)			Critério
	Preservado	Perturbado	Degradado	
<i>D. cardini</i>	22	4	70	2
<i>D. immigrans</i>	19	16	65	1 e 2
<i>D. malerkotliana</i>	7	25	67	1 e 2
<i>D. mediopunctata</i>	5	27	66	1 e 2
<i>D. paulistorum</i>	20	8	72	2
<i>D. prosaltans</i>	11	22	50	2
<i>D. simulans</i>	28	16	56	1 e 2
<i>D. sturtevanti</i>	14	19	66	1 e 2
<i>D. UHO1</i>	14	15	71	2
<i>S. latifasciaeformis</i>	24	15	61	1 e 2

Critério 1: $50\% < IndVal \leq 70\%$ em pontos degradados e $5\% < IndVal < 50\%$ em pontos perturbados; Critério 2: $IndVal \geq 50\%$, com valor mais elevado em ambientes degradados do que em preservados.

5.2. *IndVal* aprimorado

A análise do *IndVal* pelo método aprimorado foi aplicada no presente estudo, visando analisar a preferência das espécies de drosofilídeos (individualmente ou associadas) por habitats com diferentes graus de perturbação (preservado, perturbado, degradado) ou por uma combinação deles (preservado-perturbado, perturbado-degradado, ou menos provavelmente preservado-degradado).

5.2.1. Espécies individuais

Primeiramente, as análises foram realizadas para buscar espécies características individuais, mas os resultados não foram muito promissores. Somente uma espécie não determinada, identificada como *Drosophila* sp. PMNP emergiu como característica de degradação ambiental (Anexo-A). Em uma segunda tentativa de análise, além de terem sido restritas a uma mesma ocasião amostral, as permutações foram limitadas também para ocorrer dentro da mesma unidade de conservação. Porém, os resultados foram semelhantes, sendo que *Drosophila* sp. PMNP emergiu novamente como bioindicador de degradação. Além disso, *D. atrata* apareceu como bioindicador da combinação preservado-perturbado (Anexo-B).

5.2.2. Combinações de espécies

As análises de *IndVal* utilizando combinações de espécies foram calculadas para 22 espécies, que estavam presentes em pelo menos 10 amostras. Um total de 1.793 combinações foram calculadas. Para as análises com permutações restritas às ocasiões amostrais, a combinação *D. araicus* + *D. paulistorum* + *D. willistoni* emergiu como bioindicador de preservação (única combinação significativa, Anexo-C); *D. fumipennis* + *D. prosaltans* + *D. sgr. willistoni* mostrou resultados significativos para ambientes perturbados (dentre 17 combinações, Anexo-D); e *D. guaru* + *D. malerkotliana* + *D. sgr. willistoni* emergiu como bioindicador de degradação (dentre nove combinações, Anexo-E). Para combinação de habitats, *D. fumipennis* + *D. nebulosa* apresentou resultados significativos para a combinação preservado-perturbado (dentre duas combinações, Anexo-F); e *D. mediopunctata* + *D. simulans* emergiu como bioindicador da

combinação perturbado-degradado (dentre três combinações significativas, Anexo-G).

Quando as permutações foram limitadas também em relação às unidades de conservação, novamente a combinação *D. araicis* + *D. paulistorum* + *D. willistoni* mostrou resultados significativos como bioindicador de preservação (Anexo-H) e *D. fumipennis* + *D. prosaltans* + *D. sgr. willistoni* como bioindicador de perturbação (Anexo I). Para ambientes degradados, o grupo *D. malerkotliana* + *D. neoelliptica* + *D. sgr. willistoni* apresentou resultado significativo (Anexo-J). Em combinações de hábitats, *D. atrata* emergiu novamente como bioindicador para preservado-perturbado (Anexo-K); e *D. mediopunctata* + *D. simulans* como bioindicador da combinação perturbado-degradado (Anexo-L).

6. Discussão

6.1. *IndVal* original

6.1.1. Espécies características

A partir do método original do *IndVal*, somente *D. paraguayensis* emergiu como espécie característica. Mata *et al.* (2008) apontaram esta espécie como característica de ambientes preservados porém, no presente estudo, ela emergiu como bioindicador de perturbação ambiental (Figura 11). Essa discordância pode estar associada ao fato de que autoras citadas classificaram suas matas de galeria apenas como preservadas ou não preservadas, não tendo sido considerado um grau intermediário de perturbação. Consequentemente, é provável que *D. paraguayensis* tenha sido considerada bioindicador de preservação ambiental, porque os pontos perturbados foram incorporados aos preservados em tal estudo.

Drosophila willistoni é uma espécie frequentemente sugerida na literatura como característica de preservação em florestas tropicais (Gottschalk 2004, Döge 2006, Tidon 2006). Contudo, em geral, sua identificação não é feita em nível específico, fato que leva a sua não diferenciação das demais espécies crípticas do subgrupo *willistoni*. Isso pode ter influência sobre a análise do seu valor indicador, uma vez que o *IndVal* de uma espécie pode ser antagônico ao de sua críptica. Dessa forma, várias afirmações sobre o *status* bioindicador de *D. willistoni* inclusas na literatura podem estar sendo sustentadas por análises distorcidas, fato que pode ter ocorrido no estudo de Mata *et al.* (2008).

No presente estudo, o subgrupo *willistoni* foi criteriosamente identificado em nível específico, sendo que duas espécies foram amostradas, *D. willistoni* e *D. paulistorum*. As duas espécies obtiveram *IndVals* significativos e similares para ambientes preservados (44 e 43, respectivamente, Figura 11). Uma vez que, seus *IndVals* ficaram abaixo do limiar, nenhuma delas pode ser considerada característica de preservação ambiental. Ambas foram bem amostradas em todos os pontos, demonstrando que são típicas de ambientes florestais (Dobzhansky & Pavan 1950, Saavedra *et al.* 1995, Martins 2001, Gottschalk 2004, Döge 2006), independente do grau de perturbação. A similaridade entre os valores de indicadores de *D. willistoni* e *D. paulistorum* demonstra que elas apresentam preferências ecológicas muito semelhantes e que, talvez, não haja a necessidade de diferenciar espécies do subgrupo *willistoni* para análises de *IndVal*. No entanto, isso não pode ser afirmado indubitavelmente, porque o presente estudo não amostrou as demais espécies que compõem tal subgrupo.

Tanto *D. simulans* quanto *Z. Indianus* já foram apontadas por diversos autores como bioindicadores de perturbação ambiental (Gottschalk 2004, Döge 2006, Chaves 2007, Mata *et al.* 2008, Mata *et al.* 2010, Döge 2013). No presente estudo, ambas espécies apresentaram resultados significativos para ambientes perturbados, porém, nenhuma pode ser caracterizada como bioindicador, devido aos baixos valores indicadores obtidos.

6.1.2. Espécies detectoras

Drosophila immigrans, *D. prosaltans* e *S. latifasciaeformis* mostraram especificidade e fidelidade medianas e se enquadraram em um ou ambos critérios para serem consideradas espécies detectoras. Essas espécies já tinham sido apontadas como tal por Mata *et al.* (2008) e, portanto, seu *status* bioindicador foi validado. Espécies detectoras são úteis em estudos conservacionistas pois indicam a direção das mudanças ambientais e são complementares às informações fornecidas pelas espécies características (McGeoch *et al.* 2002). Assim, essas três espécies podem ser aplicadas como bioindicadores robustos em estudos de monitoramento ambiental.

6.2. IndVal aprimorado

6.2.1. Espécies individuais

Drosophila sp. PMNP, emergiu como bioindicador de degradação ambiental, em duas análises com o método aprimorado. Apesar de estatisticamente significativo, este resultado não apresenta fins conservacionistas, uma vez que essa é uma espécie rara (foram capturados apenas seis indivíduos) e não apresenta uma identidade taxonômica bem estabelecida, fatores que entram em contradição com

dois dos critérios de seleção *a priori* adotados para o desenvolvimento de bioindicadores ambientais (Pearson 1994, McGeoch 1998, Rice 2003).

Drosophila atrata emergiu como bioindicador da combinação preservado-perturbado. Apesar de ser uma espécie determinada, ela normalmente é rara em matas de galeria do Cerrado (Roque *et al.* 2013), o que limita seu uso como bioindicador. Esta espécie obteve *IndVal* significativo para ambientes perturbados com o método original, porém com baixo valor (Figura 11). Diante disso pode-se presumir que, o método aprimorado foi mais eficiente do que o original, ao menos para esse caso.

6.2.2. Combinações de espécies

Uma das maiores dificuldades na obtenção de bioindicadores ambientais robustos é a distribuição agregada dos organismos (Giller 1996, Veech *et al.* 2003). Nesse contexto, o uso de combinações de espécies pode auxiliar no aumento dos valores indicadores, reduzindo o risco de usar táxons individuais, cujo valor como bioindicador pode ser comprometido, por exemplo, pela sazonalidade (Nakamura *et al.* 2007).

A combinação *D. araicas* + *D. paulistorum* + *D. willistoni* emergiu como bioindicador de preservação ambiental, tanto em análises limitadas em relação às ocasiões amostrais quanto em relação à unidade de conservação. As três espécies são neotropicais típicas de ambientes florestais (Bachli 2013). *D. araicas* é encontrada em baixa abundância em florestas úmidas (Sene *et al.* 1980, Gottschalk 2004), no entanto, as outras duas espécies pertencem ao subgrupo *willistoni* de *Drosophila*, táxon reconhecidamente dominante em assembleias de drosofilídeos de ambientes florestais (Dobzhansky & Pavan 1950, Saavedra *et al.* 1995, Martins

2001, Gottschalk 2004, Roque *et. al.* 2013). Este subgrupo é originário da América do Sul (Throckmorton 1975) e apresenta distribuição contínua na região neotropical (Ehrman & Powell 1982) (Tabela 6), sendo muito comum no Brasil (Petersen 1960). No Cerrado, *D. willistoni* é classificada como pouco vulnerável, pois possui ampla distribuição, sendo capaz de colonizar vários tipos de ambientes desse bioma (Chaves 2007). Por serem moscas de ambientes florestais em geral, não se pode afirmar com precisão, que essa combinação seja indicadora de preservação ambiental, até mesmo porque suas espécies não emergiram individualmente como tal.

A combinação *D. fumipennis* + *D. prosaltans* + *D. sgr. willistoni*, apresentou resultados em relação à perturbação ambiental. A primeira espécie possui pequena amplitude de distribuição (Tabela 6) e é considerada vulnerável no Cerrado. *D. prosaltans*, por sua vez, é uma espécie frequente em coletas realizadas no Cerrado, apresentando-se amplamente distribuída nesse bioma (Chaves 2007). O subgrupo *willistoni* é taxonomicamente muito próximo à primeira espécie e comum em ambientes florestais do Cerrado, como citado anteriormente. Portanto, esta combinação biologicamente não apresenta grande potencial para ser aplicada como bioindicador.

Para ambientes degradados, *D. guaru* + *D. malerkotliana* + *D. sgr. willistoni* emergiu como combinação indicadora. A primeira espécie pertence ao grupo *guarani* e é rara. *D. malerkotliana* é uma espécie asiática (Tabela 6), introduzida no Brasil na década de 1970, que apresenta ampla distribuição espacial no Cerrado (Ferreira & Tidon 2005, Tidon 2006), mas é temporalmente mal distribuída, sendo abundante em poucos meses do ano (Tidon 2006, Chaves & Tidon 2008). Novamente, o subgrupo *willistoni* é comum em matas de galeria do

Tabela 6: Espécies amostradas segundo sua origem e distribuição geográfica

Espécies	Origem	Distribuição
<i>A. felipes</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. annulimana</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. araicas</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. ararama</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. arauana</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. atrata</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. austrosaltans</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. bocainensis</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. busckii</i>	Oriental	Cosmopolita
<i>D. calloptera</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. camargoi</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. canalinea</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. caponei</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. capricorni</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. cardini</i>	Neotropical	Ampla
<i>D. cardinoides</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. fumipennis</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. fuscolineata</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. guaru</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. hydei</i>	Neotropical	Cosmopolita
<i>D. immigrans</i>	Oriental	Cosmopolita
<i>D. maculifrons</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. malerkotliana</i>	Oriental	Ampla
<i>D. mediopunctata</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. mediotriata</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. melanogaster</i>	Afrotropical	Cosmopolita
<i>D. mercatorum</i>	Neártica	Ampla
<i>D. nebulosa</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. neocardini</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. neoelliptica</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. neoguaramunu</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. neomorpha</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. onca</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. ornatifrons</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. pallidipennis</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. paraguayensis</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. paulistorum</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. polymorpha</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. prosaltans</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. quadrum</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. saltans</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. schildi</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. schineri</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. setula</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. simulans</i>	Afrotropical	Cosmopolita
<i>D. sturtevantii</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. trapeza</i>	Neotropical	Endêmica
<i>D. willistoni</i>	Neotropical	Restrita
<i>S. latifasciaeformis</i>	Afrotropical	Cosmopolita
<i>Z. indianus</i>	Afrotropical	Ampla

Distribuição restrita: ocorrência em duas regiões biogeográficas; distribuição ampla: ocorrência em pelo menos três regiões; distribuição cosmopolita: ocorrência nas seis regiões (David & Tsacas 1981).

Cerrado. Assim, apesar dessa combinação englobar uma espécie exótica, a primeira é uma espécie rara e a última ocorre em ambientes florestais em geral, fazendo com que esta combinação também não seja aplicável como bioindicador.

A combinação *D. fumipennis* + *D. nebulosa* apresentou resultados significativos para a combinação de habitats preservado-perturbado, no entanto esta combinação também não é promissora. Ambas espécies pertencem ao subgrupo *bocainensis* do grupo *willistoni*; *D. fumipennis* é típica de ambientes florestais (Döge 2006, Schmitz 2006), enquanto *D. nebulosa* é ecologicamente mais versátil. A segunda espécie apresenta grande sucesso de colonização, o que possibilita, virtualmente, que ocorra em todos os tipos de fitofisionomias, sendo a única espécie do grupo *willistoni* que apresenta maior abundância em regiões abertas do que em florestais (Dobzhansky & Pavan 1950, Tidon *et al.* 2003).

Drosophila mediopunctata + *D. simulans* foram significativas para a combinação ambiental perturbado-degradado. Essa combinação de espécies é um tanto inesperada, uma vez que a primeira espécie, pertencente ao grupo *tripunctata* de *Drosophila*, geralmente não se associa a ambientes antropicamente alterados (Dobzhansky & Pavan 1950, Sene *et al.* 1980), apesar de ocorrer em condições ambientais extremas. *D. simulans*, por outro lado, é uma espécie exótica originária da África que apresenta *status* de invasora (Tabela 6) (Döge 2013). É a espécie de *Drosophilidae* introduzida que melhor se adaptou às diferentes regiões fitogeográficas dos Neotrópicos (Saavedra *et al.* 1995, Tidon *et al.* 2003), sendo um dos três drosofilídeos mais abundantes do Cerrado (Pavan 1950, Chaves & Tidon 2008). Seu grande sucesso de colonização possivelmente está relacionado com o fato de apresentar picos populacionais na estação seca e ocupar nichos de dossel e

borda das matas (Roque *et al.* 2013). Diante disso, não é possível afirmar se essa combinação é ou não promissora como bioindicador.

O grupo *D. malerkotliana* + *D. neoelliptica* + *D. sgr. willistoni* emergiu como bioindicador de ambientes degradados. A primeira é uma espécie exótica asiática (Tabela 6), que possui ampla distribuição no Cerrado (Ferreira & Tidon 2005, Chaves 2007), mas apresenta pequeno sucesso de colonização (Döge 2013), sendo abundante em poucos meses do ano (Tidon 2006, Chaves & Tidon 2008). A segunda é uma espécie típica de borda em ambientes florestais atlânticos (Döge 2006), ou seja está mais apta a variações ambientais. Novamente, o *sgr. willistoni* é típico de ambientes florestais. Assim, esta foi a única combinação de espécies que apresenta indicativos biológicos para ser aplicada como bioindicador.

7. Conclusões

Com o método do *IndVal* original, nenhuma das espécies características sugeridas por Mata *et al.* (2008) puderam ser validadas. Por outro lado, *D. paraguayensis* emergiu como característica de ambientes perturbados, sendo assim, um novo *status* bioindicador está sendo proposto para essa espécie. Não foi possível identificar espécies características para os demais graus de perturbação. Dentre as espécies detectoras propostas por Mata *et al.* (2008), *D. immigrans*, *D. prosaltans* e *S. latifasciaeformis* foram validadas.

Já com o método aprimorado, algumas espécies individuais e várias combinações de espécies apresentaram significância estatística para serem aplicadas como bioindicadores. Entretanto, nenhuma espécie individual e somente uma combinação de espécies (*D. malerkotliana* + *D. neoelliptica* + *D. sgr.*

willistoni) mostrou-se biologicamente válida para ser aplicada para fins conservacionistas, sendo considerada bioindicador de ambientes degradados.

8. Considerações finais

Alguns fatores são citados na literatura como promotores da não obtenção de bioindicadores válidos com o método aprimorado. A intensidade de amostragem é um deles: mesmo em grandes conjuntos de dados, bioindicadores adequados apresentam baixa probabilidade de serem encontrados quando o número de pontos pertencentes aos grupos de sítios é pequeno (menor do que dez) (De Cáceres *et al.* 2012). Tal fator pode ter interferido na análise realizada no presente estudo, uma vez que foram amostrados apenas quatro pontos para cada grupo de sítios.

Outro fator que pode dificultar a obtenção de bioindicadores fidedignos é a forma como os grupos de sítios são definidos, em função da forte heterogeneidade espaço-temporal (Bakker 2008). Uma classificação hierárquica dos sítios demasiado rígida pode impedir que a preferência de nicho da espécie-alvo seja capturada (De Cáceres *et al.* 2010). Análises realizadas no capítulo anterior dessa tese mostraram que, dentro de Unidades de Conservação, as diferenças entre os graus de perturbação contribuem em menor grau que a heterogeneidade natural do Cerrado (sazonalidade e fatores regionais). Na literatura, estudos que conseguiram demonstrar os efeitos da perturbação antrópica sobre assembleias de drosofilídeos utilizaram graus de perturbação mais contrastantes, como diferenças evidentes entre matas preservadas e degradadas (Mata *et al.* 2008) e gradientes de urbanização (Gottschalk 2004, Ferreira & Tidon 2005). Assim, o refinamento do grau de perturbação aplicado no presente estudo pode ter sido um fator de viés, pois é

possível que as espécies de drosofilídeos não apresentem tamanha sensibilidade, a ponto de discriminar graus de perturbação tão apurados como os considerados.

Anexo: Output das espécies e suas combinações que foram estatisticamente significativas utilizando o método do *IndVal* aprimorado.

Permutações limitadas dentro de cada estação do ano

A. Group degraded #sps. 1

	A	B	stat	p.value
D.SP.PMNP	1.0000	0.1026	0.32	0.0305 *

Permutações limitadas dentro de cada estação do ano e de cada unidade de conservação

B. Group degraded #sps. 1

	A	B	stat	p.value
D.SP.PMNP	1.0000	0.1026	0.32	0.0393 *

Group disturbed+preserved #sps. 1

	A	B	stat	p.value
D.ATRATA..	0.8654	0.1795	0.394	0.0268 *

Permutações com combinações de espécies limitadas dentro de cada estação do ano

C. Group preserved #sps. 1

	A	B	stat	p.value
D.ARAICAS.+PAULISTOS+D.WILLISTO	1.0000	0.1026	0.32	0.0342 *

D. Group disturbed #sps. 17

	A	B	stat	p.value
D.MALERKOT+D.MEDIOPUN+D.SIMULANS	0.6822	0.2051	0.374	0.0299 *
D.MEDIOPUN+D.NEBULOSA+D.SIMULANS	0.6822	0.2051	0.374	0.0198 *
D.FUMIPENN+D.PROSALTA+D.STURTEVA	0.7565	0.1795	0.368	0.0201 *
D.FUMIPENN+D.NEBULOSA+D.SG.WILLI	0.7314	0.1795	0.362	0.0127 *
D.FUMIPENN+D.NEBULOSA+D.PROSALTA	0.7166	0.1795	0.359	0.0277 *
D.FUMIPENN+D.PROSALTA+D.SG.WILLI	1.0000	0.1282	0.358	0.0104 *
D.FUMIPENN+D.MALERKOT+D.PROSALTA	0.8062	0.1538	0.352	0.0201 *
D.ATRATA..+D.FUMIPENN	0.8033	0.1538	0.352	0.0153 *
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.NEBULOSA	0.7670	0.1538	0.344	0.0318 *
D.FUMIPENN+D.PAULISTO+D.PROSALTA	0.8798	0.1282	0.336	0.0205 *
D.ATRATA..+D.MEDIOPUN	0.7314	0.1538	0.335	0.0343 *
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.PROSALTA	0.8682	0.1282	0.334	0.0240 *
D.FUMIPENN+D.SG.WILLI+Z.INDIANUS	0.8481	0.1282	0.330	0.0375 *
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.SG.WILLI	1.0000	0.1026	0.320	0.0299 *
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.MALERKOT	0.7819	0.1282	0.317	0.0343 *
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.STURTEVA	0.7819	0.1282	0.317	0.0343 *
D.FUMIPENN+D.MEDIOPUN+D.PAULISTO	0.7602	0.1026	0.279	0.0339 *

E. Group degraded #sps. 9

	A	B	stat	p.value
GR.REPLETA+D.MALERKOT	0.8798	0.1282	0.336	0.0325 *
GR.REPLETA+D.MALERKOT+D.STURTEVA	0.8798	0.1282	0.336	0.0325 *
D.MALERKOT+D.NEOELLIP+D.SG.WILLI	0.8776	0.1282	0.335	0.0290 *
D.GUARU...+D.MALERKOT	0.7303	0.1538	0.335	0.0316 *
D.GUARU...+D.MALERKOT+D.STURTEVA	0.7303	0.1538	0.335	0.0316 *
GR.REPLETA+D.MALERKOT+D.SIMULANS	1.0000	0.1026	0.320	0.0291 *
GR.REPLETA+D.STURTEVA+D.SG.WILLI	1.0000	0.1026	0.320	0.0366 *
D.GUARU...+D.MALERKOT+D.SG.WILLI	1.0000	0.1026	0.320	0.0263 *
GR.REPLETA+D.IMMIGRAN+D.SIMULANS	0.7670	0.1282	0.314	0.0405 *

F. Group disturbed+preserved #sps. 2

	A	B	stat	p.value
D.FUMIPENN+D.NEBULOSA	0.9183	0.2051	0.434	0.0275 *
D.FUMIPENN+D.NEBULOSA+D.STURTEVA	0.9027	0.1795	0.403	0.0446 *

G. Group degraded+disturbed #sps. 3		A	B	stat	p.value
D.MEDIOPUN+D.SIMULANS	0.9036	0.2051	0.431	0.0421	*
D.MALERKOT+D.MEDIOPUN+D.SG.WILLI	0.9303	0.1410	0.362	0.0465	*
D.MEDIOPUN+D.SIMULANS+Z.INDIANUS	1.0000	0.1282	0.358	0.0447	*

Permutações com combinações de espécies limitadas dentro de cada estação do ano e de cada Unidade de Conservação

H. Group preserved #sps. 1		A	B	stat	p.value
D.ARAICAS.+D.PAULISTO+D.WILLISTO	1.0000	0.1026	0.32	0.0371	*

I. Group disturbed #sps. 18		A	B	stat	p.value
D.MALERKOT+D.MEDIOPUN+D.SIMULANS	0.6822	0.2051	0.374	0.0418	*
D.MEDIOPUN+D.NEBULOSA+D.SIMULANS	0.6822	0.2051	0.374	0.0191	*
D.FUMIPENN+D.PROSALTA+D.STURTEVA	0.7565	0.1795	0.368	0.0237	*
D.FUMIPENN+D.NEBULOSA+D.SG.WILLI	0.7314	0.1795	0.362	0.0130	*
D.FUMIPENN+D.NEBULOSA+D.PROSALTA	0.7166	0.1795	0.359	0.0325	*
D.FUMIPENN+D.PROSALTA+D.SG.WILLI	1.0000	0.1282	0.358	0.0084	**
D.FUMIPENN+D.MALERKOT+D.PROSALTA	0.8062	0.1538	0.352	0.0261	*
D.ATRATA..+D.FUMIPENN	0.8033	0.1538	0.352	0.0199	*
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.NEBULOSA	0.7670	0.1538	0.344	0.0311	*
D.FUMIPENN+D.PAULISTO+D.PROSALTA	0.8798	0.1282	0.336	0.0242	*
D.ATRATA..+D.MEDIOPUN	0.7314	0.1538	0.335	0.0395	*
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.PROSALTA	0.8682	0.1282	0.334	0.0234	*
D.FUMIPENN+D.SG.WILLI+Z.INDIANUS	0.8481	0.1282	0.330	0.0275	*
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.SG.WILLI	1.0000	0.1026	0.320	0.0251	*
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.MALERKOT	0.7819	0.1282	0.317	0.0427	*
D.ATRATA..+D.FUMIPENN+D.STURTEVA	0.7819	0.1282	0.317	0.0427	*
D.FUMIPENN+D.MEDIOPUN+D.PAULISTO	0.7602	0.1026	0.279	0.0346	*
D.ATRATA..+D.NEBULOSA+D.SG.WILLI	0.7471	0.1026	0.277	0.0442	*

J. Group degraded #sps. 11		A	B	stat	p.value
GR.REPLETA+D.MALERKOT	0.8798	0.1282	0.336	0.0297	*
GR.REPLETA+D.MALERKOT+D.STURTEVA	0.8798	0.1282	0.336	0.0297	*
D.MALERKOT+D.NEOELLIP+D.SG.WILLI	0.8776	0.1282	0.335	0.0252	*
D.GUARU...+D.MALERKOT	0.7303	0.1538	0.335	0.0292	*
D.GUARU...+D.MALERKOT+D.STURTEVA	0.7303	0.1538	0.335	0.0292	*
GR.REPLETA+D.MALERKOT+D.SIMULANS	1.0000	0.1026	0.320	0.0392	*
GR.REPLETA+D.STURTEVA+D.SG.WILLI	1.0000	0.1026	0.320	0.0348	*
D.GUARU...+D.MALERKOT+D.SG.WILLI	1.0000	0.1026	0.320	0.0234	*
GR.REPLETA+D.IMMIGRAN+D.SIMULANS	0.7670	0.1282	0.314	0.0367	*
D.NEOELLIP+D.SG.WILLI	0.7350	0.1282	0.307	0.0481	*
D.NEOELLIP+D.STURTEVA+D.SG.WILLI	0.7350	0.1282	0.307	0.0481	*

K. Group disturbed+preserved #sps. 4		A	B	stat	p.value
D.FUMIPENN+D.NEBULOSA	0.9183	0.2051	0.434	0.0285	*
D.FUMIPENN+D.NEBULOSA+D.STURTEVA	0.9027	0.1795	0.403	0.0459	*
D.ATRATA..	0.8654	0.1795	0.394	0.0243	*
D.ATRATA..+D.STURTEVA	0.8604	0.1667	0.379	0.0353	*

L. Group degraded+disturbed #sps. 1		A	B	stat	p.value
D.MEDIOPUN+D.SIMULANS	0.9036	0.2051	0.431	0.036	*

CAPÍTULO IV

Substitutos da diversidade: funcionalidade e limitações

1. Introdução

Um dos critérios desejáveis para o estabelecimento de áreas protegidas em ecossistemas ameaçados é que sua criação ocorra sobre centros de diversidade (Wilson *et al.* 2007). Para fazer a identificação destes centros, é necessário conhecer a diversidade total do local, medindo a diversidade de cada grupo de organismos que ali ocorre. Dada a enorme complexidade dos ecossistemas e a disponibilidade limitada de tempo, recursos e especialistas, este constitui-se como um objetivo improvável de ser atingido na prática (Blair 1999, Williams *et al.* 2006).

Os biólogos conservacionistas têm buscado estratégias efetivas, rápidas e economicamente acessíveis para acessar a diversidade total de um ambiente, que dispensem a necessidade de conhecer individualmente a diversidade de cada grupo de organismos do local. Dentre as estratégias mais comuns estão: a aplicação de táxons bioindicadores, o uso de outros níveis taxonômicos ou de morfoespécies como substitutos para dados em nível de espécies, ou ainda o uso de variáveis ambientais (Cardoso *et al.* 2004, Sánchez-Fernández *et al.* 2006, Mazaris *et al.* 2012). Os dois primeiros métodos são os que têm recebido maior atenção (Vieira *et al.* 2012).

Os bioindicadores de diversidade são definidos como grupos de organismos cuja diversidade reflete os padrões de diversidade de outros táxons (McGeoch 1998). Eles são baseados em duas questões-chave: o bioindicador deve representar grande parte da diversidade da área e responder aos mesmos processos ecológicos que geram e mantêm a diversidade total (Siqueira *et al.* 2012). Nesse contexto, é necessário que o bioindicador apresente padrões, em relação à riqueza

de espécies, endemismo, raridade ou vulnerabilidade, similares àqueles de táxons não amostrados que coexistem na mesma área (Pearson 1994), permitindo sua aplicabilidade como uma inferência da diversidade regional (Rice 2003). Os bioindicadores de diversidade têm sido foco de muitos estudos (Noss 1990, Pearson & Cassola 1992, Chase *et al.* 2001, Gladstone 2002, Summerville 2004, Bennet *et al.* 2009, Gerlach *et al.* 2013), e diversos grupos de organismos, considerados potencialmente bioindicadores, têm sido investigados neste sentido.

A abordagem em outros níveis taxonômicos pode ser definida como a aplicação da riqueza de níveis taxonomicamente acima de espécie, como substituta da riqueza específica. Esta estratégia foi proposta por Gaston & Williams (1993) e tem sido objeto de vários estudos (Andersen 1995, Balmford *et al.* 2000, Cardoso *et al.* 2004, Vieira *et al.* 2012).

2. Objetivos

No presente trabalho, a aplicação de bioindicadores de diversidade e níveis taxonômicos acima de espécie como substitutos da diversidade foi avaliada e discutida teoricamente, por meio de revisão bibliográfica. O desenvolvimento destas abordagens foi analisado em relação a diversos táxons, para averiguar se elas se apresentam suficientemente corroboradas, fornecendo subsídios que justifiquem testar futuramente, o potencial dos drosofilídeos como substitutos de diversidade.

3. Material e Métodos

Foi realizada uma busca nas bases de dados Periódicos Capes e *Web of Science*, com objetivo de reunir artigos publicados e disponíveis até o corrente ano, que abordavam tópicos relacionados ao tema substitutos da diversidade. Foram

utilizadas as seguintes combinações como palavras-chave: *biodiversity*, *cross-taxa*, *genus richness*, *higher taxa*, *indicator*, *species richness* e *surrogate*. Adicionalmente, as referências bibliográficas dos artigos encontrados foram examinadas para verificar se alguma publicação não havia sido listada pelas bases de dados.

Foram analisados trabalhos experimentais e revisões que tratavam da aplicação de bioindicadores de diversidade e/ou substitutos em outros níveis taxonômicos, que tinham ou não como objetivo, o estabelecimento de áreas protegidas. Um levantamento refinado da bibliografia obtida foi realizado, a fim de verificar se todos os artigos tratavam especificamente do tema central do presente trabalho.

4. Resultados

Trinta e nove estudos tratavam especificamente do tema substitutos de diversidade e foram utilizados no presente estudo. Todos foram publicados entre 1992 e 2013, sendo que oito foram publicados na década de 1990 e os demais na década de 2000. Somente um estudo abordou substitutos de diversidade com enfoque em fungos, 16 trataram de invertebrados, sete abordaram grupos vertebrados e 15 trabalharam com diversos grupos animais e vegetais simultaneamente.

5. Discussão

5.1. Medidas de diversidade

A diversidade tradicionalmente tem sido avaliada por meio de parâmetros relacionados à estrutura da comunidade: o número de espécies presentes em um

determinado local, e a combinação deste número com a uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies (Duelli & Obrist 2003).

A riqueza de espécies é o componente da diversidade mais simples e mais estudado. Ela é representada pelo número de espécies presentes em um local, e pode ser obtida pela contagem direta ou por meio de estimativas. Como a contagem direta só é possível em comunidades muito simples, nas comunidades complexas a riqueza geralmente é estimada a partir da análise de amostras, pela aplicação de métodos como curvas de rarefação ou estimadores (Krebs 1999).

Um segundo componente inserido na ideia de diversidade é a equitabilidade, definida como o padrão pelo qual os indivíduos se distribuem entre as espécies. A maioria das comunidades apresenta um número reduzido de espécies dominantes e uma grande quantidade de espécies raras, às vezes representadas por um único indivíduo (*singletons*). A equitabilidade baseia-se na tentativa de quantificar a distribuição dos indivíduos entre as espécies, comparando-a com uma comunidade teórica, na qual a dominância e a raridade não existem, ou seja, onde todas as espécies são igualmente comuns (Krebs 1999).

Outro componente da diversidade, que vem sendo investigado para comparar comunidades, é a composição específica. Pela identificação de quais espécies estão presentes em cada comunidade, é possível avaliar qual delas apresenta maior diversidade (Margurran 2004). Neste contexto, a proporção entre espécies nativas e exóticas, especialistas e generalistas, com distribuição geográfica ampla ou restrita, por exemplo, podem fornecer importantes parâmetros para estimar a diversidade.

5.2. A riqueza de espécies e de outros níveis taxonômicos

A riqueza de espécies é a medida mais abordada no desenvolvimento de substitutos da diversidade, assim como nos demais estudos ecológicos. Esta medida é extensivamente utilizada (Gerlach *et al.* 2013) por ser, juntamente com a raridade, o critério mais popular na avaliação de conservação, apesar de inúmeras vezes apresentar-se inversamente proporcional à perturbação antrópica (Prendergast *et al.* 1999). Outra explicação para o uso frequente da riqueza de espécies é que este é o único componente da diversidade que foi inequivocamente medido (Simberloff 1999). Entretanto, sua aplicação vem sendo questionada (Prendergast & Eversham 1997, Prendergast *et al.* 1999, Bilton *et al.* 2006, Wolters *et al.* 2006, Axmacher *et al.* 2011), uma vez que estudos que abordam a correspondência entre a riqueza de diferentes grupos de organismos têm apresentado resultados conflitantes.

Alguns estudos identificaram congruência entre a riqueza de espécies de diferentes grupos de invertebrados terrestres. A riqueza de Araneae e Hemiptera do arquipélago de Açores apresentou correlação com a riqueza de Coleoptera, Julida, Lepidoptera, Psocopterae, Thysanoptera (Gaspar *et al.* 2010), assim como foi verificada congruência entre a riqueza de formigas predadoras e não predadoras da Colômbia (Cabra-García *et al.* 2012). Em ambientes aquáticos, por sua vez, foi observado que a riqueza de espécies de moluscos de costões rochosos da Austrália é congruente com a riqueza de outros macroinvertebrados da região (Gladstone 2002), e a riqueza de espécies de besouros aquáticos apresentou correlação com a riqueza de Plecoptera, Trichoptera, Mollusca, Heteroptera e Ephemeroptera em ambientes lóticos e lênticos do Mediterrâneo (Sánchez-Fernández *et al.* 2006). Correlações positivas entre a riqueza de espécies de grupos de vertebrados também foram observadas, em diferentes escalas espaciais. Foi registrada congruência entre

a riqueza de vários grupos de vertebrados da África subsaariana (Moore *et al.* 2003), assim como entre anfíbios, répteis, aves e mamíferos do Canadá (Warman *et al.* 2004). Padrão similar foi observado também em escala global, por Lamoreux *et al.* (2006), que registraram correlações fortes entre a riqueza de anfíbios, aves e mamíferos. Essa tendência foi observada, adicionalmente, em alguns estudos com maior abrangência taxonômica. Pearson & Cassola (1992), por exemplo, compilaram cinco revisões da literatura e identificaram correlações positivas entre a riqueza de espécies de escaravelhos, borboletas e aves da Índia e da Oceania, dados corroborados para os dois últimos grupos, por Blair (1999), na Califórnia. Os trabalhos de Negi & Gadgil (2002), abordando líquens, musgos, hepáticas e formigas da Índia, e de Sauberer *et al.* (2004), com plantas avasculares e vasculares, aranhas, besouros carabídeos, formigas, gafanhotos, grilos, moluscos gastrópodes e aves de paisagens agrícolas do leste da Áustria estão entre os poucos estudos que verificaram correlação simultânea entre a riqueza de táxons animais e vegetais.

Por outro lado, a maioria dos estudos encontrados na literatura revelaram pouca ou nenhuma correspondência entre a riqueza de espécies de diferentes grupos de organismos. Nesse contexto, foram avaliadas a riqueza de plantas tropicais e de borboletas de Madagascar (Kremen 1992); nematoides de solo, besouros, borboletas, cupins, formigas cortadeiras e de dossel e aves da África Central (Lawton *et al.* 1998); aves e pequenos mamíferos da Califórnia (Chase *et al.* 2001); plantas vasculares, borboletas e aves do Parque Nacional Yellowstone (Su *et al.* 2004); plantas, borboletas, mamangavas, escaravelhos, besouros e aves da Suécia (Vessby *et al.* 2002); orquídeas, plantas vasculares, gafanhotos, grilos, anfíbios, lagartos, tartarugas aquáticas e terrestres e aves terrestres do norte da Grécia (Kati

et al. 2004); abelhas, gafanhotos e vespas aculeadas da Suíça (Oertli *et al.* 2005); besouros, moscas d'água, mosquitos quironomídeos e moluscos gastrópodes de lagos do Reino Unido (Bilton *et al.* 2006); e plantas vasculares, besouros carabídeos e mariposas das famílias Arctiidae e Geometridae do norte da China (Axmacher *et al.* 2011). Em todos os casos, a riqueza não foi congruente entre os grupos avaliados. Revisões extensas, realizadas a partir de dados da literatura, confirmam a ausência de correlações robustas entre a riqueza de espécies de diferentes grupos taxonômicos. Wolters *et al.* (2006) reavaliaram 237 correlações entre a riqueza de espécies de 43 táxons, incluindo plantas vasculares, besouros, borboletas, aves e mamíferos, e concluíram que nenhum táxon analisado pode ser considerado um bom preditor da riqueza de outro. Conclusões semelhantes foram obtidas para ecossistemas aquáticos: tanto em ambientes lóticos quanto em lênticos dos continentes americano e europeu, não foram encontradas correlações suficientemente fortes entre a riqueza de diferentes táxons a ponto de viabilizar a aplicação de um táxon como substituto de outro (Heino 2009). Mesmo em estudos mais restritos, realizados entre grupos taxonomicamente relacionados, têm sido encontradas incongruências entre a riqueza de espécies. Na região do Colorado, por exemplo, não foram encontradas relações significativas entre a riqueza de espécies de borboletas e de mariposas, que são grupos filogeneticamente muito próximos (Ricketts *et al.* 2002).

Uma questão adicional, que corrobora as críticas quanto ao uso da riqueza de espécies para o desenvolvimento de substitutos da diversidade, está relacionada a um fator de ordem prática: quantificar o número de espécies de uma área não é tão simples quanto parece, é um processo moroso e que exige um vasto conhecimento taxonômico (Gaston 2000). Diante disso, alguns estudos começaram

a avaliar a riqueza de outros níveis taxonômicos, como a riqueza de gêneros ou de famílias, como substituta da riqueza de espécies (Gaston 2000). Apesar das ressalvas por não constituírem unidades naturais e nem sempre serem comparáveis, a abordagem de gêneros ou de famílias apresenta grandes vantagens em relação à riqueza de espécies: níveis taxonômicos acima de espécie são mais rapidamente documentados (uma vez que existem em menor número dentro de uma área) e são mais facilmente distinguíveis do que espécies (Williams & Gaston 1994, Báldi 2003, Vieira *et al.* 2012). Além disso, este enfoque permite a obtenção de informações biológicas a respeito de um vasto número de táxons, possibilitando a compreensão de padrões que são importantes na definição de áreas prioritárias para conservação (Cardoso *et al.* 2004).

Apesar do estudo de Andersen (1995) ter apontado que a riqueza de gêneros e de espécies de formigas da Austrália não têm relação entre si, em geral a riqueza de gêneros apresenta bom potencial como substituta para a riqueza de espécies, particularmente para invertebrados. Tal padrão foi verificado para as ordens Coleoptera do Mediterrâneo (Sánchez-Fernández *et al.* 2006), Aranae e Hymenoptera de Portugal (Cardoso *et al.* 2004, Vieira *et al.* 2012, respectivamente), Acarii, Coleoptera e Diptera da Hungria (Báldi 2003) e Blattodea, Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Myriapoda e Mollusca da África do Sul (Lovell *et al.* 2007). Dentre os vertebrados, a riqueza de gêneros também mostra relação com a riqueza de espécies para as principais ordens neotropicais da Amazônia e América Central (Grelle 2002) e para anfíbios, répteis, aves e mamíferos da Grécia (Mazaris *et al.* 2008). Esse tipo de relação também foi observada para outros reinos, como é o caso de ordens de macrofungos do Reino Unido (Balmford *et al.* 2000).

Normalmente, níveis taxonômicos menos elevados tendem a predizer melhor a riqueza de espécies do que níveis mais elevados (Samways *et al.* 2010). Isso foi evidenciado por vários autores, que verificaram que geralmente a riqueza de famílias ou de ordens não apresenta relação com a riqueza de espécies (Balmford *et al.* 2000, Grelle 2002, Cardoso *et al.* 2004). Alguns estudos, entretanto, demonstraram que a riqueza de famílias pode estimar satisfatoriamente a riqueza de espécies, como no caso de macrolíquens, musgos, hepáticas, plantas lenhosas e formigas da Índia (Negi & Gadgil 2002), borboletas e samambaias da Grã-Bretanha, aves australianas e morcegos norte-americanos (Williams & Gaston 1994), grupos de invertebrados estudados por Sánchez-Fernández *et al.* (2006) e Lovell *et al.* (2007) e de vertebrados estudados por Mazaris *et al.* (2008).

A relação contrária, em que a riqueza de níveis taxonômicos menos elevados pode inferir a riqueza de níveis mais elevados foi observada em estudos que abordam a ordem Lepidoptera do continente americano: a riqueza total desta ordem pode ser representada pela riqueza de borboletas da subfamília Ithomiinae das Américas do Sul e Central (Beccaloni & Gaston 1995), bem como pela riqueza de mariposas da família Arctiidae de florestas norte-americanas (Summerville *et al.* 2004). No entanto, para o continente europeu, a riqueza total de Lepidoptera não foi correlacionada com riqueza de famílias de borboletas, segundo o estudo de Prendergast & Eversham (1997), desenvolvido na Grã-Bretanha.

5.3. Outras medidas de diversidade

Uma vez que vários estudos têm comprovado que a riqueza é altamente variável entre diferentes táxons e entre sítios, outras medidas de diversidade têm sido sugeridas, na tentativa de obter resultados mais consistentes para o

desenvolvimento de substitutos da diversidade (Gaspar *et al.* 2010). A equitabilidade, por exemplo, foi empregada para avaliar a correspondência entre comunidades de insetos e plantas do norte da China (Axmacher *et al.* 2011), mas os padrões obtidos foram incongruentes em relação a esta medida.

Uma nova possibilidade que vem sendo investigada é a congruência entre a similaridade da composição de espécies de pares de grupos de diferentes áreas (Gaspar *et al.* 2010), uma vez que comunidades são consideradas equivalentes quando suas estruturas (β -diversidade) estão correlacionadas (Landeiro *et al.* 2012). A composição de espécies das ordens Aranae e Hemiptera apresentaram resultados congruentes com a composição dos demais grupos de invertebrados estudados no arquipélago de Açores (Gaspar *et al.* 2010), padrão também verificado para grupos de macroinvertebrados lacustres do Reino Unido (Bilton *et al.* 2006). Estudos envolvendo maior abrangência taxonômica demonstraram que a composição de espécies de plantas vasculares, borboletas e aves do Parque Nacional Yellowstone são equivalentes entre si (Su *et al.* 2004), assim como lianas e alguns grupos de plantas e de animais da região Amazônica (Landeiro *et al.* 2012). Entretanto, vários outros estudos não obtiveram correlações significativas ou suficientemente fortes em relação a este parâmetro. A ausência de congruência entre a composição de espécies foi verificada em estudos que abordaram exclusivamente táxons invertebrados – abelhas, gafanhotos e vespas aculeadas da Suíça (Oertli *et al.* 2005) e organismos aquáticos do Reino Unido (Heino 2009) – bem como grupos vertebrados de savanas australianas (Bennet *et al.* 2009) e brasileiras (Padiál *et al.* 2010). Investigações que abordaram uma gama mais abrangente de táxons – macrolíquens, musgos, hepáticas, plantas lenhosas e formigas da Índia (Negi & Gadgil 2002) e plantas, borboletas, mamangavas, escaravelhos, besouros e aves da

Suécia (Vessby *et al.* 2002), também não encontraram relações consistentes entre a composição das comunidades avaliadas. Portanto, assim como foi visto para a riqueza, estudos que abordam o poder preditivo da composição de espécies também mostraram resultados antagônicos, apesar deste parâmetro ainda não ter sido suficientemente explorado.

6. Considerações Finais

Predizer a diversidade de uma área utilizando substitutos é, certamente, um método menos realístico do que acessar a diversidade diretamente, ou por meio de estimativas matemáticas. Apesar disso, o uso de substitutos da diversidade têm sido frequentemente sugerido, uma vez que este tipo de abordagem apresenta uma grande vantagem em relação às demais: o custo-benefício em termos de tempo e recursos (Beccaloni & Gaston 1995). Assim, os biólogos conservacionistas têm apontado a aplicação de bioindicadores e de substitutos em outros níveis taxonômicos como potenciais ferramentas para o conhecimento da diversidade de uma área.

O fundamento teórico que embasa o uso de substitutos da diversidade é a hipótese de que diferentes táxons apresentam padrões congruentes de diversidade (Kati *et al.* 2004). Assim, o critério essencial para aplicar um grupo como substituto da diversidade é que haja equivalência entre medidas de diversidade do substituto e de outros organismos presentes no local, e que essa equivalência seja corroborada por correlações estatísticas significativas e fortes. Quando tal relação se estabelece, a medida de diversidade do substituto pode ser aplicada como inferência da riqueza de espécies, no caso da abordagem de níveis taxonômicos mais elevados, ou ainda, como medida indireta da diversidade de outros organismos, podendo ser aplicada

como uma estimativa da diversidade regional, no caso de bioindicadores (Noss 1990, Rice 2003).

Entretanto, muitos estudos têm apresentado resultados inconsistentes a respeito da congruência entre medidas de diversidade para o desenvolvimento de substitutos da diversidade (Hess *et al.* 2006). A ocorrência de correlações que sejam concomitantemente significativas e fortes é pouco frequente. Em muitos casos obtêm-se correlações significativas, porém fracas. Tal situação é comum no caso de análises que apresentam teste de significância baseado em randomizações, onde é possível a obtenção de correlações altamente significativas mesmo quando a força das correlações é muito baixa (Heino 2009). A dificuldade na obtenção de correlações que sejam válidas está diretamente vinculada a variações relacionadas às escalas espaço-temporais, ao método estatístico utilizado, ao tamanho do esforço amostral e ao tipo de ambiente (Weaver 1995, Grelle 2002, Favreau *et al.* 2006, Heino 2009, Heink & Kowarik 2010, Gaspar *et al.* 2010, Banks-Leite *et al.* 2011, Beck *et al.* 2012). Apesar disso, vários pesquisadores têm negligenciado a influência desses fatores, apresentando estudos que exibem sérios vieses relacionados a eles.

A aplicabilidade em diferentes escalas espaciais é um fator de suma importância para o desenvolvimento de substitutos da diversidade (Sauberer *et al.* 2004). A correlação entre medidas de diversidade de diferentes grupos de organismos é geralmente forte em estudos realizados em escalas geográficas amplas, entretanto, esse padrão se dissolve em escalas espaciais mais finas, ou seja, a correlação é geralmente fraca em escalas locais (Gaston 2000, Gerlach *et al.* 2013). Portanto, a variação do grão, da extensão ou mesmo da localização podem explicar, pelo menos em parte, os numerosos resultados contraditórios, uma vez que

há flutuações entre as correlações quando um destes fatores muda (Hess *et al.* 2006). Em relação à escala espacial especificamente para o caso de bioindicadores de diversidade, dois tipos podem ser diferenciados: bioindicadores em escalas locais e bioindicadores em escalas regionais (Sánchez-Fernández *et al.* 2006). Em escala local, o bioindicador precisa estar linearmente correlacionado com táxons da área, enquanto que em escala regional, o valor do bioindicador é dependente da raridade ou singularidade. Assim, uma espécie regionalmente rara apresenta maior valor de conservação em uma avaliação local do que uma espécie comum, uma vez que contribui mais para a biodiversidade regional do que as espécies onipresentes (Duelli & Obrist 2003).

7. Perspectivas

Muitos estudos focados no desenvolvimento de substitutos da diversidade corroboram resultados pouco satisfatórios ou insatisfatórios. A ocorrência de correlações fracas, entre medidas de diversidade de diferentes organismos ou níveis taxonômicos, não fornece subsídios suficientes para definir qualquer grupo de organismos como substituto incondicional da diversidade de outro, ou como um subconjunto mensurável da diversidade regional. Devido a essa inconsistência, nas atuais circunstâncias, é possível afirmar que os substitutos da diversidade ainda não estão suficientemente desenvolvidos para serem aplicados de forma generalizada e confiável.

Para o desenvolvimento adequado deste tipo de substituto, é necessário compreender as razões que promovem a ausência de equivalência entre a diversidade de diferentes níveis taxonômicos ou entre organismos. Tal incongruência certamente está vinculada com a falta de informação a respeito da

similaridade entre os padrões de resposta aos principais processos que estruturam a diversidade total. Alguns estudos têm sugerido o uso de metacomunidades para responder à isso (Siqueira *et al.* 2012). Outro fator que pode influenciar nesse processo é a escolha inadequada de medidas de diversidade utilizadas para o desenvolvimento dos substitutos da diversidade. Algumas opções ainda podem apresentar resultados consistentes: uma delas é dar prosseguimento na investigação da similaridade na composição de espécies. Além disso, outras medidas ainda não exploradas, tais como relações tróficas, relações funcionais e similaridade de nicho, podem ser promissoras para este propósito.

Outra questão que deve ser considerada é que a aplicação de táxons como substitutos da diversidade precisa ocorrer dentro de limites bem definidos de escalas espaço-temporais, incorporando a escala espacial como variável explicativa e avaliando as abordagens de espécies substitutas em escalas temporais mais amplas (Favreau *et al.* 2006). Assim como foi feito para os bioindicadores ambientais, a definição de critérios que orientem a seleção de organismos como substitutos da diversidade, bem como o desenvolvimento de um protocolo para sua implementação, são posturas que podem ajudar a solucionar tais questões.

Por esta ser uma linha de pesquisa relativamente nova e por ainda não existir um consenso sobre sua aplicação, é necessário dar continuidade no investimento em pesquisas voltadas ao desenvolvimento de substitutos da diversidade (Favreau *et al.* 2006, Bennet *et al.* 2009). Diante disso, devido as suas características potenciais, o desenvolvimento de estudos que visem testar os drosofilídeos como substitutos de diversidade, parece ser pertinente.

CAPÍTULO V

Considerações finais da tese

Os padrões de distribuição dos seres vivos no tempo e no espaço são definidos pelo conjunto de condições abióticas que suas populações suportam (variações de temperatura, umidade, etc.) e pelos recursos que conseguem captar (alimentícios, reprodutivos e espaciais). Portanto, a heterogeneidade ambiental é o principal determinante da distribuição de uma espécie, e ela pode ser originada por diversos fatores, dentre eles a perturbação ambiental.

Tendo em vista as estratégias sugeridas pela Convenção sobre Diversidade Biológica para manutenção da biodiversidade, o presente estudo objetivou contribuir com subsídios que auxiliem na implementação de medidas conservacionistas em matas de galeria do bioma Cerrado. Para isto, as moscas da família Drosophilidae foram utilizadas como modelos biológicos.

A estrutura das assembleias de drosofilídeos de matas de galeria do Cerrado com diferentes graus de perturbação foi testada, considerando que a composição das assembleias é espacialmente e temporalmente distinta entre ambientes preservados, perturbados e degradados. A estrutura variou amplamente em função da escala local, posteriormente em escala temporal e em menor grau em escala regional. Isso indica que há grande variabilidade microespacial, e que o efeito da sazonalidade e da proximidade física entre os pontos de amostragem apresentam maior influência que o grau de perturbação ambiental, na estruturação das assembleias de drosofilídeos de matas de galeria do Cerrado do Distrito Federal.

Muitos estudos têm apresentado como um determinado grupo de organismos responde a um conjunto de mudanças ambientais e, em seguida, seus membros são descritos como "bons indicadores". No entanto, táxons bioindicadores devem ser selecionados a partir de métodos robustos. O método do valor indicador

(*IndVal*) é apontado como uma abordagem prática e confiável para avaliar os interesses de diferentes táxons em relação a uma determinada área de estudo, sendo que as espécies que emergem a partir desse procedimento são úteis para conservação da biodiversidade. As espécies de Drosophilidae sugeridas na literatura como bioindicadores ambientais de matas de galeria do Cerrado foram reavaliadas no presente estudo por duas versões do método do *IndVal*, na tentativa de validá-las em outras escalas espaço-temporais. Somente uma espécie, diferente das apontadas, emergiu como característica de ambientes perturbados e três outras já sugeridas foram validadas como detectoras. Algumas combinações de espécies apresentaram indícios estatísticos para serem aplicadas como bioindicadores, entretanto, somente uma mostrou ter significado biológico expressivo para ser aplicada para fins conservacionistas.

Muitos estudos focados no desenvolvimento de substitutos da diversidade corroboram resultados pouco satisfatórios ou insatisfatórios. A ocorrência de correlações fracas entre medidas de diversidade de diferentes organismos ou níveis taxonômicos não possibilitou, até o momento, definir qualquer grupo de organismos como substituto incondicional da diversidade de outro, ou como um subconjunto mensurável da diversidade regional. Devido a essa inconsistência, é possível afirmar que os substitutos da diversidade precisam ser mais estudados e desenvolvidos para serem aplicados de forma generalizada e confiável. Assim, testes futuros para testar o potencial dos drosofilídeos como substitutos de diversidade são fundamentáveis.

REFERÊNCIAS

- Amin, B., A. Ismail, A. Arshad, C.K. Yap & M.S. Kamarudin. 2009. Gastropod assemblages as indicators of sediment metal contamination in mangroves of Dumai, Sumatra, Indonesia. *Water Air Soil Pollution* **201**: 9-18.
- Andersen, A.N. 1990. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proceedings of Ecological Society of Australia* **16**: 347-357.
- Andersen, A.N. 1995. Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation* **73**: 39-43.
- Andersen, A.N. 1997. Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation Ecology* **1**: 8. Disponível em: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art8> Acesso em: 10/2003.
- Andersen, A.N. 1999. My bioindicator or yours? Making the selection. *Journal of Insect Conservation* **3**: 61-64.
- Andersen, A.N., A. Fisher, B.D. Hoffmann, J.L. Read & R. Richards. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* **29**: 87-92.
- Andersen, A.N., J.A. Ludwig, L.M. Lowe & D.C.F. Rentz. 2001. Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology* **26**: 213-222.
- Arimoro, F.O. & W.J. Muller. 2009. Mayfly (Insecta: Ephemeroptera) community structure as an indicator of the ecological status of a stream in the Niger Delta area of Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment* **166**: 581-594.

- Avondet, J.L., R.B. Blair, D.J. Berg & M.A. Ebbert. 2003. *Drosophila* (Diptera: Drosophilidae) response to changes in ecological parameters across an urban gradient. *Environmental Entomology* **32**: 347-358.
- Axmacher, J.C., Y. Liu, C. Wang, L. Li & Z. Yu. 2011. Spatial α -diversity patterns of diverse insect taxa in Northern China: lessons for biodiversity conservation. *Biological Conservation* **144**: 2362-2368.
- Bächli, G. 2013. Taxodros, the database on taxonomy of Drosophilidae. Disponível em: <http://www.taxodros.unizh.ch/>. Acesso: 01/2013.
- Bakker, J. 2008. Increasing the utility of indicator species analysis. 2008. *Journal of Applied Ecology*: **45**, 1829-1835.
- Balayiannis, G. & P. Balayiannis. 2008. Bee honey as an environmental bioindicator of pesticides' occurrence in six agricultural areas of Greece. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **55**: 462-470.
- Báldi, A. 2003. Using higher taxa as surrogates of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic and Applied Ecology* **4**: 589-593.
- Balmford, A., A.J.E. Lyon & R.M. Lang. 2000. Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group: the macrofungi. *Biological Conservation* **93**: 209-217.
- Banks-Leite, C., R.M.Ewers, V.Kapos, A.C. Martensen & J.P. Metzger. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology* **48**: 706-714.

- Basset, Y., J.F. Mavoungou, J.B. Mikissa, O. Missa, S. E. Miller, L. Kitching, A. Roger & A. Alonso. 2004. Discriminatory power of different arthropod data sets for the biological monitoring of anthropogenic disturbance in tropical forests. *Biodiversity and Conservation* **13**: 709-732.
- Beccaloni, G.W. & K.J. Gaston. 1995. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* **71**: 11-86.
- Beck, J., I.J. Kitching & K.E. Linsenmair. 2006. Effects of habitat disturbance can be subtle yet significant: Biodiversity of hawkmoth-assemblages (Lepidoptera : Sphingidae) in Southeast-Asia. *Biodiversity and Conservation* **15**, 465-486.
- Beck, J., L. Pfiffner, L. Ballesteros-Mejia, T. Blick & H. Luka. 2012. Revisiting the indicator problem: can three epigeal arthropod taxa inform about each other's biodiversity. *Diversity and Distributions*: 1-12.
- Begon, M., C.R. Townsend, J.L. Harper. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas* Porto Alegre: Artmed, 740p.
- Bennett, J.M., A.S. Kutt, C.N. Johnson & S.K.A. Robson. 2009. Ants as indicators for vertebrate fauna at a local scale: an assessment of cross-taxa surrogacy in a disturbed matrix. *Biodiversity and Conservation*: doi 10.1007/s10531-009-9650-2.
- Bilton, D.T., L. McAbendroth, A. Bedford & P.M. Ramsay. 2006. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshwater Biology* **51**: 578-590.
- Biodiversity Hotspots. 2013. Disponível em: <http://www.biodiversityhotspots.org/>. Acesso: 01/2013.

- Blair, R. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* **9**: 164-170.
- Bortoluzzi, L.R., A.V. Carvalho, A.R. Castillo, E. Querol & M.V.M. Querol. 2007. Anomuros do gênero *Aegla* Leach, 1820 (Crustacea, Decapoda, Aegliidae) como bioindicador no arroio Imbá, Uruguaiana, Rio Grande do Sul. *Biodiversidade Pampeana* **5**: 9-13.
- Botes, A., M.A. McGeoch & S.L. Chown. 2007. Ground-dwelling beetle assemblages in the northern Cape Floristic Region: Patterns, correlates and implications. *Austral Ecology* **32**: 210-224.
- Brown Jr., K.S. 1997. Diversity, disturbance and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* **1**: 25-42.
- Brown Jr., K.S. & A.V.L. Freitas. 2000. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica* **32**: 934-956.
- Butterfield, J., M.L. Luff, M. Babes & M.D. Eyre. 1995. Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. *Forest Ecology and Management* **79**: 63-77.
- Cabra-García, J., C. Bermúdez-Rivas, A.M. Osorio & P. Chacón. 2012. Cross-taxon congruence of α and β -diversity among five leaf litter arthropod groups in Colombia. *Biodiversity and Conservation* **21**: 1439-1508.
- Cardoso, P., I. Silva, N.G. Oliveira & A.R.M. Serrano. 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation* **117**: 453-459.
- Caro, T.M. & G. O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* **13**: 805-814.

- Carroll, S.S. & D.L. Pearson. 1998. Spatial modeling of butterfly species richness using tiger beetles (Cicindelidae) as a bioindicator taxon. *Ecological Applications* **8**: 531-543.
- Chase, M.K., W.B. Kristan III, A.J. Luanm, M.V. Price & J.T. Rotenberry. 2001. Single species as indicators of species richness and composition in California coastal sage scrub birds and small mammals. *Conservation Biology* **14**: 474-487.
- Chaves, N.B. 2007. Drosophilidae (Insecta, Diptera) do Cerrado: relações faunísticas, distribuição geográfica e vulnerabilidade das espécies. Dissertação de mestrado. Brasília: Universidade de Brasília, 135p.
- Chaves, N.B. & R. Tidon. 2008. Biogeographical aspects of drosophilids (Diptera, Drosophilidae) of the Brazilian savanna. *Revista Brasileira de Entomologia* **52**: 340-348.
- Churchill, T.B. 1997. Spiders as ecological indicators: an overview for Australia. *Memoirs of the Natural Museum Victoria* **56**: 331-337.
- Clark, T.E., & M.J. Samways. 1996. Dragonflies (Odonata) as indicators of biotype quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1001-1012.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2006. *PRIMER: Plymouth routines in multivariate ecological research*. Versão 6.13.
- Clima-data.org. 2013. Disponível em: <http://pt.climate-data.org/location/852/>
Acesso: 12/2013.
- Croonquist, M.J. & R.P. Brooks. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. *Environmental Management* **15**: 701-714.

- Cunha, H.F. 2006. *Cupins (Isoptera) bioindicadores para conservação do Cerrado em Goiás*. Tese de doutoramento. Goiania: Universidade Federal de Goiás, 79p.
- Dale, V.H. & S.C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* **1**: 3-10.
- David, J. & L. Tsacas. 1981. Cosmopolitan, subcosmopolitan and widespread species: different strategies within the drosophilid family (Diptera). *Compte Rendu Sommaire des Seances de la Societe de Biogeographie* **57**: 11-26.
- De Cáceres, M. & P. Legendre. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* **90**: 3566-3574.
- De Cáceres, M., P. Legendre & M. Moretti. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* **119**: 1674-1684.
- De Cáceres, M., P. Legendre, S.K. Wisser & L. Brotons. 2012. Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution*: doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00246.x.
- Delabie, J.H.C., R. Céréghino, S. Groc, A. Dejean, M. Gibernau, B. Corbara & A. Dejean. 2009. Ants as biological indicators of Wayana Amerindian land use in French Guiana. *C R Biologies* **332**: 673-684.
- Diamond J. 1986. Overview: laboratory experiments, field experiments, and natural experiments p. 3-22. In: *Diamond J. & T.J. Case eds. Community Ecology*. New York: Harper & Row Publishers, 688p.
- Didham, R.K., P.M. Hammond, J.H. Lawton, P. Eggleton & N.E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* **68**: 295-323.

- Dobzhansky, T. & C. Pavan. 1950. Local and seasonal variations in relative frequencies of species of *Drosophila* in Brazil. *Journal of Animal Ecology* **91**: 1-14.
- Döge, J.S. 2006. Variação temporal e espacial e efeito do desflorestamento e do efeito de borda em assembleias de drosofilídeos de uma área de Mata Atlântica de Santa Catarina, Brasil. Dissertação de mestrado. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 191p.
- Döge, J.S. 2013. O sucesso de invasão de drosofilídeos no Cerrado: Uma Abordagem Entrópica. Tese de doutorado. Brasília: Universidade de Brasília, 160p.
- Duelli, P. & M.K. Obrist. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **98**: 87-98.
- Dufrêne, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345-366.
- Dufrêne, M. 2013. Système d'informations sur la biodiversité en Wallonie. Disponível em: <http://old.biodiversite.wallonie.be/outils/indval/home.html>. Acesso: 01/2013.
- Ehrman, L. & J.R. Powell. 1982. The *Drosophila willistoni* species group. pp. 193-225. In: Ashburner, M., H.L. Carson & J.N. Thompson (eds). *The genetics and biology of Drosophila*. New York: Academic Press.
- Erhardt, A. 1985. Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *Journal of Applied Ecology* **22**: 849-861.

- Favila, M.E. & G. Halffter. 1997. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana* **72**: 1-25.
- Favreau, J.M., C.A.Drew, G.R. Hess, M.J. Rubino, F.H. Koch & K.A. Eschelbach. 2006. Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity and Conservation* **15**: 3949-3969.
- Ferreira, L. & R. Tidon. 2005. Colonizing potential of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in environments with different grades of urbanization. *Biodiversity and Conservation* **14**: 1809-1821.
- Fischer, F.P., U. Schulz, H. Schubert, P. Knapp & M. Schmöger. 1997. Quantitative assessment of grassland quality: acoustic determination of population sizes of orthopteran indicator species. *Ecological Applications* **7**: 909-920.
- Flather, C.H., K.R. Wilson, D.J. Dean & W.C. McComb. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecological Applications* **7**: 531-542.
- Foote, A.L. & C. R. Hornung. 2005. Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology* **30**: 273-283.
- Freire-Maia, N. & C. Pavan. 1949. Introdução ao estudo de drosófila. *Cultus* **1**: 1-171.
- Furtado, I.S. 2006. *Efeito das clareiras de ação petrolífera sobre a composição de Drosophilidae (Diptera) do Urucu – AM*. Dissertação de mestrado. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 78p.

- Garcia, A.C.L., M.S. Gottschalk, M.A. Montes, V.H. Valiati, C. Rohde & V.L. S. Valente. 2009. Spatial and temporal variation in Drosophilidae (Diptera) abundance in three environments with different vegetal cover levels in a park in Porto Alegre, southern Brazil. *Drosophila Information Service* **94**: 80-87.
- Gaspar, C., K.J. Gaston & P.A.V. Borges. 2010. Arthropods as surrogates of diversity at different spatial scales. *Biological Conservation* **143**: 1287-1294.
- Gaston, K.J. 2000. Biodiversity: higher taxon richness. *Progress in Physical Geography* **24,1**: 117-127.
- Gaston, K.J. & P.H. Williams. 1993. Mapping the world species: the higher taxon approach. *Biodiversity Letters* **1**: 2-8.
- Gerlach, J., M. Samways & J. Pryke. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*: doi 10.1007/s10841-013-9565-9.
- Giller, P.S. 1996. The diversity of soil communities, the “poorman's tropical rainforest”. *Biodiversity and Conservation* **5**: 135-168.
- Gilpin M.E., P. Carpenter, M.J. Pomerantz. 1986. The assembly of a laboratory community: multispecies competition in *Drosophila*. p. 23-40. In: Diamond J. & T.J. Case eds. *Community Ecology*. New York: Harper & Row Publishers, 688p.
- Gladstone, W. 2002. The potential value of indicator groups in the selection of marine reserves. *Biological Conservation* **104**: 211-220.
- Gotelli, N.J. & G.L. Entsminger. 2011. *EcoSim: Null models software for ecology*. Versão 7. Disponível em: <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>. Acesso em: 01/2013.

- Gottschalk, M.S. 2004. *Influência da urbanização sobre assembleias de Drosophilidae na cidade de Florianópolis, SC, Brasil*. Dissertação de mestrado. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, IV Sim 111p.
- Greenslade, P. 2007. The potential of Collembola to act as indicators of landscape stress in Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **47**:424-434.
- Grelle, C.E.V. 2002. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of neotropical mammal diversity? *Biological Conservation* **108**: 100-106.
- Hammer, O., D.A.T. Harper & P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistica software package for education and analysis. *Paleontologia Electronica* **4**: 9.
- Heink, U. & I. Kowarik. 2010. What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodiversity and Conservation* **19**: 3769-3797.
- Heino, J. 2009. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*: doi 10.1016/j.ecolind.2009.04.0.
- Hess, G.R., R.A. Bartel, A.K. Leidner, K.M. Rosenfeldc, M.J. Rubino, S.B. Snider & T.H. Ricketts. 2006. Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation* **132**: 448-457.
- Hilty, J. & A. Merenlender. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* **92**: 185-197.

- Hollier, J.A., N. Maczey, G.J. Masters & S.R. Mortimer. 2005. Grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) as indicators of habitat condition – a comparison of between-site and between-year differences in assemblage composition. *Journal of Insect Conservation* **9**: 299-307.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. 2011. *Instrução Normativa nº 4 de 13/04/2011*. D.O.U. 14/04/2011. Disponível em: <http://www.diariodasleis.com.br/busca/exibelink.php?numlink=216807>. Acesso: 12/2013.
- Kati, V., P. Devillers, M. Dufrière, A. Legaskis, D. Vokou & P. Lebrun. 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at local scale. *Conservation Biology* **18**: 667-675.
- Klimes, L. 1987. Comparison of bioindicative value of vascular plants and spiders in classification of ecosystems. *Ekol CSSR* **6**: 165-178.
- Krebs, C. 1999. *Ecological methodology*. New York: Addison-Wesley Educational Publishers, 620p.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* **2**: 203-217.
- Kremen, C. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological Applications* **4**: 407-422.
- Kremen, C., R.K. Colwell, T.L. Erwin, D.D. Murphy, R.F. Noss, & M.A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* **7**: 796-808.
- Külköylüoğlu, O. 2004. On the usage of ostracods (Crustacea) as bioindicator species in different aquatic habitats in the Bolu region, Turkey. *Ecological Indicators* **4**: 139-147.

- Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* **11**: 849-856.
- Lamoreux, J.F., J.C. Morrison, T.H., Ricketts, D.M. Olson, E. Dinerstein, M.W. McKnight & H.H. Shugart. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* **440**: 212-214.
- Landeiro, V.L., L.M. Bini, F.R.C. Costa, E. Franklin, A. Nogueira, J.L.P. Souza, J. Moraes & W.E. Magnusson. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators* **23**: 366-373.
- Landres, P.B., J. Verner & J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* **2**: 316-328.
- Launer, A. E. & D.D. Murphy. 1994. Umbrella species and the conservation of habitat fragments: a case of a threatened butterfly and a vanishing grassland ecosystem. *Biological Conservation* **69**: 145-153.
- Lawton, J.H., D.E. Bignell, B. Bolton, G.F. Bloemers, P. Eggleton, P.M. Hammon, M. Hodda, R.D. Holt, T.B. Larsen, N.A. Mawdsley, N.E. Stork, D.S. Srivastava & A.D. Watt 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* **391**: 72-76.
- Leis, S.A., D.M. Leslie Jr., D.M. Engle & J.S. Fehmi. 2008. Small mammals as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie. *Environmental Monitoring and Assessment* **137**: 75-84.
- Lovell, S., M. Hamera, R. Slotow & D. Herbert. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation* **139**: 113-125.

- Majer, J.D., G. Orabi & L. Bisevac. 2007. Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass bioindicator scorecard. *Myrmecological News* **10**: 69-76.
- Marc, P., A. Canard & F. Ysnel. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**: 229-273.
- Margurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Malden: Blackwell Science Ltd, 256p.
- Martins, M.B. 1989. Invasão de fragmentos florestais por espécies oportunistas de *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). *Acta Amazônica* **19**: 265-271.
- Martins, M.B. 2001. Drosophilid fruit-fly guilds in forest fragments. p. 175-186. In: Bierregaard Jr., R.O., C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (ed.) *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale: Yale University Press.
- Mata, R.A. & R. Tidon. 2003. Pequenos informantes. *Ciência Hoje* **32**: 64-65.
- Mata, R.A., M.A. McGeoch & R. Tidon. 2008. Drosophilidae assemblages as a bioindicator system of human disturbance in Brazilian Savanna. *Biodiversity and Conservation* **17**: 1-18.
- Mata, R.A., R. Tidon, L.G. Côrtes, P. De Marco Jr. & J.A.F. Diniz-Filho. 2010. Invasive and flexible: niche shift in the drosophilid *Zaprionus indianus* (Insecta, Diptera). *Biological Invasions* **12**: 1231-1249.
- Mazaris, A.D., A.S. Kallimanis, S.P. Sgardelis & J.D. Pantis. 2008. Does higher taxon diversity reflect richness of conservation interest species? The case for birds, mammals, amphibians, and reptiles in Greek protected areas. *Ecological Indicators* **8**: 664-671.

- Mazzotti, F.J., G.R. Best, L.A. Brandt, M.S. Cherkiss, B.M. Jeffery & K.G. Rice. 2009. Alligators and crocodiles as indicators for restoration of Everglades ecosystems. *Ecological Indicators* **9**: 137-149.
- McGeoch M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* **73**: 181-201.
- McGeoch, M.A. & S.L. Chown. 1997. Impact of urbanization on a gall-inhabiting Lepidoptera assemblage: the importance of reserves in urban areas. *Biodiversity and Conservation* **6**: 979-993.
- McGeoch, M.A. & S.L. Chown. 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology and Evolution* **13**: 46-47.
- McGeoch, M.A., B.J. Van Rensburg & A. Botes. 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology* **39**:661-672.
- McLean, C.M., C.E. Koller, J.C. Rodger & G.R. MacFarlane. 2009. Mammalian hair as an accumulative bioindicator of metal bioavailability in Australian terrestrial environments. *Science of the Total Environment* **407**: 3588-3596.
- Milton, S.J. & W.R.J. Dean. 1992. An underground index of rangeland degradation: cicadas in arid southern Africa. *Oecologia* **91**: 288-291.
- Mistry, J. 1998. Corticolous Lichens as Potential Bioindicators of Fire History: A Study in the Cerrado of the Distrito Federal, Central Brazil. *Journal of Biogeography* **25**: 409-441.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2000. *Convenção sobre diversidade biológica*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 30p.

- Moore, J.L., A. Balmford, T. Brooks, N.D. Burgess, L.A. Hansen, C. Rahbek & P.H. Williams. 2003. Performance of sub-saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* **17**: 207-218.
- Munhoz, C.B.R. & J.M. Felfili. 2005. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. *Acta Bot Bras* **19**: 979-988.
- Nakamura, A., C.P. Catterall, A.P.N. House, R.L. Kitching & C. J. Burwell. 2007. The use of ants and other soil and litter arthropods as bioindicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use *Journal of Insect Conservation* **11**: 177-186.
- Negi, H.R. & M. Gadgil. 2002. Cross-taxon surrogacy of biodiversity in the Indian Garhwal Himalaya. *Biological Conservation* **105**: 143-155.
- Niemi, G.J. & M.E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **35**: 89-111.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* **4**: 355-364.
- O'Connell, T.J., L.E. Jackson & R.P. Brooks. 2000. Bird guilds as indicators of ecological condition in the Central Appalachians. *Ecological Applications* **10**: 1706-1721.
- Oertli, S., A. Muller, D. Steiner, A. Breitenstein & S. Dorn. 2005. Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape *Biological Conservation* **126**: 195-205.

- Oliveira-Filho, A.T. & J.A. Ratter. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome p. 91-120. *In: Oliveira, P.S. & R.J. Marquis. The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* New York: Columbia University Press, 367p.
- Oliveira, A.P. & J.M. Felfili. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Revista Brasileira de Botânica* **31**: 597-610.
- Oliveira, S.C.F., J.S. Döge, P.R.P. Hofmann. 2006. Análise da funcionalidade de uma Unidade de Conservação de Mata Atlântica utilizando drosofilídeos como bioindicadores. *In: Resumos do XXVI Congresso Brasileiro de Zoologia-Insecta*. Londrina: Universidade Estadual de Londrina.
- Padial, A.A., L.M. Bini, J.A.F. Diniz-Filho, N.P.R. Souza & L.C.G. Vieira. 2010. Predicting patterns of beta diversity in terrestrial vertebrates using physiographic classifications in the Brazilian Cerrado. *Natureza & Conservação* **8**: 127-132.
- Parsons, P.A. 1991. Biodiversity conservation under global climatic change - the insect *Drosophila* as a biological indicator. *Global Ecology and Biogeography* **1**: 77-83.
- Patterson, J.T. 1943. The Drosophilidae of the Southwest. *University of Texas Publication* **4313**: 7-216.
- Pavan, C. 1950. Espécies brasileiras de *Drosophila*. *Boletim da Universidade de São Paulo. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras* **111**: 3-36.
- Pearson, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Biological Sciences* **345**: 75-79.

- Pearson, D.L. & F. Cassola. 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cincindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* **6**: 376-391.
- Pessoa-Queiroz, R., H.C. Morais & I.R. Diniz. 2008. Abundance and temporal distribution of *Gonioterma exquisita* Duckworth (Lepidoptera, Elachistidae, Stenomatinae) on *Byrsonima pachyphylla* Griseb. (Malpighiaceae) in the Brazilian cerrado. *Revista Brasileira de Entomologia* **52**: 62-67.
- Petersen, J.A. 1960. Studies on the ecology of the genus *Drosophila*. I. Collections in two different zones and seasonal variations in Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biologia* **20**: 3-16.
- Piratelli, A., S.D. Sousa, J.S. Corrêa, V.A. Andrade, R.Y. Ribeiro, L.H. Avelar & E.F. Oliveira. 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **68**: 259-268.
- Poppe, J.L., V.L.S. Valente & H.J. Schmitz. 2013. Population dynamics of drosophilids in the Pampa biome in response to temperature. *Neotropical Entomology* **42**: 269-277.
- Powell, J.R. 1997. *Progress and Prospects in Evolutionary Biology: the Drosophila Model*. New York: Oxford University Press. XIV + 562 p.
- Prakash, H.S. & G.S.Reddy. 1979. Seasonality and population fluctuations in the *Drosophila* of Western Ghats. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences-Animal Sciences* **88**: 193-204.
- Prendergast, J.R. & B.C. Eversham. 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* **20**: 210-216.

- Prendergast, J.R., R.M. Quinn & J.H. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* **13**: 484-492.
- Prendergast, J.R., R.M. Quinn, J.H. Lawton, B.C. Eversham & D.W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* **365**: 335-337.
- Price, P.W., R.F. Denno, M.D. Eubanks, D. L. Finke & I. Kaplan. 2011. *Insect Ecology – Behavior, populations and communities*. Cambridge: Cambridge University Press., 801p.
- Pyle, R., M. Bentzien & P. Opler. 1981. Insect conservation. *Annual Review of Entomology* **26**: 233-258.
- Rangel, T.F., J.A.F. Diniz-Filho & L.M. Bini. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* **33**: 46-50.
- Ratter, J.A., J.F. Ribeiro & S. Bridgewater. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* **80**: 223-230.
- Reyers, B., A.S. van Jaarsveld & M. Kruger. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceeding of the Royal Society of London B Biology* **267**: 505-513.
- Ribeiro, J.F., C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva (Eds). 2001. *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 899p.
- Rice, C. 2003. *Odonates (dragonflies and damselflies) as biological indicator at grazed prairie wetlands*. MSc Thesis. Alberta: University of Alberta, 292p.
- Ricketts, T.H., G.C. Daily & P.R. Ehrlich. 2002. Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological Conservation* **103**: 361-370.

- Ritchie, G.R.S., S. Kirby & D.J.C. Hawkey. 2008. Song learning as an indicator mechanism: modeling the developmental stress hypothesis. *Journal of Theoretical Biology* **251**: 570-583.
- Robledano, F., M.A. Esteve, P. Farinós, M.F. Carreño & J. Martínez-Fernández. 2009. Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of Mediterranean wetlands. *Ecological Indicators* **10**: 274-286.
- Rodriguez, J.P., D.L. Pearson & R. Barrera R. 1998. A test for the adequacy of bioindicator taxa: are tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forests in Venezuela? *Biological Conservation* **83**: 69-76.
- Roque, F. 2013. *Dinâmica metapopulacional e diversidade β de drosofilídeos (Insecta, Diptera) associados a matas de galeria no Cerrado do Distrito Federal*. Tese de doutorado. Brasília: Universidade de Brasília, 99p.
- Roque, F., R.A. Mata & R. Tidon. 2013. Temporal and vertical drosophilid (Insecta; Diptera) assemblage fluctuations in a neotropical gallery forest. *Biodiversity Conservation*: doi 10.1007/s10531-013-0433-4.
- Roque, F., S.C.F. Oliveira & R. Tidon. 2011. Technical adaptations of retention traps used to catch drosophilids. *Drosophila Information Service* **94**: 140-141p.
- Rykken, J.J., D.E. Capen & S.P. Mahabir. 1997. Ground beetles as indicators of land type diversity in the Green Mountains of Vermont. *Conservation Biology* **11**: 522-530.
- Saavedra, C.C.R., S.M. Callegari-Jacques & M. Napp. 1995. A descriptive and analytical study of four neotropical drosophilid communities. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* **33**: 62-74.

- Saetersdal, M. & H.J.B. Birks. 1993. Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway. *Biological Conservation* **65**: 121-132.
- Sahlen, G. & K. Ekestubbe. 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation* **10**: 673-690.
- Samways, M.J., & N.S. Stetler. 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forested landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* **78**: 279-288.
- Samways, M.J., M.A. McGeoch & T.R. New. 2010. *Insect Conservation – A handbook of approaches and methods*. New York: Oxford University Press., 441p.
- Sánchez-Fernández, D., P. Abellán, A. Mellado, J. Velasco, & A. Millán. 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* **15**: 4507-4520.
- Santana, N.S., M.B. Jesus & S.M. Pantaleão. 2008. Uso do bivalve *Mytella falcata* como bioindicador de genotoxicidade fluvial no rio Sergipe/SE, através do teste do micronúcleo. In: *Resumos do 54º Congresso Brasileiro de Genética*, Salvador: SBG.
- Sauberer, N., K.P. Zulka, M. Abensperg-Traun, H.M. Berg, G., Bieringer, N. Milasowszky, D. Moser, C. Plutzer, M. Pollheimer, C. Storch, R. Tröstl, H. Zechmeister & G. Grabherr. 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* **117**: 181-190.

- Schmitz, H.J. 2006. Ecologia de assembleias de Drosophilidae (Insecta, Diptera) de manguezais da Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. Dissertação de mestrado. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 116p.
- Sene, F.M., F.C. Val, C.R. Vilela & M.A.Q.R. Pereira. 1980. Preliminary data on the geographical distribution of *Drosophila* species within morphoclimatic domains of Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* **33**: 315-326.
- Simberloff, D. A. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* **83**: 247-257.
- Simberloff, D.A. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* **115**: 101-111.
- Siqueira, T., L.M. Bini, F.O. Roque & K. Cottenie. 2012. A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. *PLoS ONE* **7**: 1-12.
- Soulé, M.E. 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. *Science* **253**: 744-751.
- Spitzer, K., J. Jaros, J. Havelka & J. Leps. 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation* **80**: 9-15.
- Su, J.C., D.M. Debinski, M.E. Jakubauskas & K. Kindscher. 2004. Beyond species richness: community similarity as a measure of cross-taxon congruence for coarse-filter conservation. *Conservation Biology* **18**: 167-173.
- Summerville K.S., L.M. Ritter & T.O. Crist. 2004. Forest moth taxa as indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biological Conservation* **116**: 9-18.

- Suthara, S., S. Singh & S. Dhawan. 2008. Earthworms as bioindicator of metals (Zn, Fe, Mn, Cu, Pb and Cd) in soils: Is metal bioaccumulation affected by their ecological category? *Ecological Engineering* **32**: 99-109.
- Throckmorton, L.H. 1975. The phylogeny, ecology and geography of *Drosophila*. p. 421-469. In: KING R.C. (ed.) *Handbook of Genetics*. Nova York: Plenum Press.
- Tidon, R. 2006. Relationships between drosophilids (Diptera, Drosophilidae) and the environment in two contrasting tropical vegetations. *Biological Journal of Linnean Society* **87**: 233-247.
- Tidon, R., D.F. Leite & B.F.D. Leão. 2003. Impact of the colonization of *Zaprionus* (Diptera, Drosophilidae) in different ecosystems of the Neotropical Region: 2 years after the invasion. *Biological Conservation* **112**: 299-305.
- Tidon, R., D.F. Leite, L. B. Ferreira & B.F.D. Leão. 2005. Drosofilídeos (Diptera, Insecta) do Cerrado. In: A. Scariot, J.M. Felfili, J.C. Souza-Silva (eds). *Ecologia e Biodiversidade do Cerrado*. 412p.
- Touyama, Y., T. Yamamoto & N. Nakagoshi. 2002. Are ants useful bioindicators? The relationship between ants species richness and soil macrofaunal richness, in Hiroshima Prefecture. *Edaphologia* **70**: 33-36.
- Tsiripidis, I., E. Bergmeier, G. Fotiadis & P. Dimopoulos. 2009. A new algorithm for the determination of differential taxa. *Journal of Vegetal Science* **20**: 233-240.
- Uehara-Prado, M., K.S. Brown, & A.V.L. Freitas. 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., J.O. Fernandes, A.M. Bello, G. Machado, A.J. Santos, F.Z. Vaz-de-Mello & A.V.L. Freitas. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**: 1220-1228.
- Underwood, A.J., M.G. Chapman & S.D. Connell . 2000. Observations in Ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **250**:97-115.
- Valadão, H. 2013. *Associação entre drosofilídeos (Insecta: Diptera) e frutos como sítios de criação larval*. Tese de doutorado. Brasília: Universidade de Brasília, 162p.
- Van Rensburg, B.J., M.A. McGeoch, S.L. Chown & A.S. Van Jaarsveld. 1999. Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland Centre of Endemism, South Africa. *Biological Conservation* **88**: 145-153.
- Veech, J.A., T.O. Crist & K.S. Summerville. 2003. Intraspecific aggregation decreases local species diversity of arthropods. *Ecology* **84**: 3376-3383.
- Vessby, K., B. Söderström, A. Glimskär & B. Svensson. 2002. Species-richness correlation of six different taxa in Swedish seminatural grassland. *Conservation Biology* **16**: 430-439.
- Vieira, L.C., N.G. Oliveira, C.C. Brewster & S.F. Gayubo. 2012. Using higher taxa as surrogates of species-level data in three Portuguese protected areas: a case study on Spheciformes (Hymenoptera). *Biodiversity and Conservation* **21**: 3467-3486.
- Vilela, C.R. & G. Bächli. 1990. Taxonomic studies on neotropical species of seven genera of Drosophilidae (Diptera). *Bulletin of the Société Entomologique de France* **63**: 1-332.

- Warman L.D., D.M. Forsyth, A.R.E. Sinclair, K. Freemark, H.D. Moore, T.W. Barrett, R.L. Pressey & D. White. 2004. Species distributions, surrogacy, and important conservation regions in Canada. *Ecology Letters* **7**: 374-379.
- Weaver, J.C. 1995. Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* **9**: 939-942.
- Welsh Jr., H.H. & L.M. Ollivier. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's Redwoods. *Ecological Applications* **8**: 1118-1132.
- Wheeler, M.R. & M.P. Kambyzellis. 1966. Notes on the Drosophilidae (Diptera) of Samoa. *University of Texas Press* **6615**: 533-565.
- Williams, P.H. & K.J. Gaston. 1994. Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* **67**: 211-217.
- Williams P.H., D. Faith, L. Manne, W. Sechrest & C. Preston. 2006. Complementarity analysis: Mapping the performance of surrogates for biodiversity. *Biological Conservation* **128**: 253-264.
- Wilson, E.O. 1985. The biological diversity crisis. *Bioscience* **35**: 700-706.
- Wilson, K.A., E.C. Underwood, S.A. Morrison, K.R. Klausmeyer, W.W. Murdoch, B. Reyers, G. Wardell-Johnson, P.A. Marquet, P.W. Rundel, M.F. McBride, R.L. Pressey, M. Bode, J.M. Hoekstra, S. Andelman, M. Looker. C. Rondinini, C. Kareiva, M.R. Shaw & H.P. Possingham. 2007. Conserving biodiversity efficiently: what to do, where, and when. *PLoS Biology* **5**: 1850-1861.
- Wolda, H. 1978. Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology* **47**: 369-381.

Wolters, W., J. Bengtsson & A.S. Zaitsev. 2006. Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology* **87**: 1886-1895.

Zurlini, G. & P. Girardin. 2008. Introduction to the special issue on ecological indicators at multiple scales. *Ecological Indicators* **8**: 781-782.

APÊNDICES

**MANUSCRITO A SER SUBMETIDO PARA DIVULGAÇÃO NA
REVISTA CIÊNCIA HOJE**

Opinião



Sabrina Cassimiro Fonseca de Oliveira

Programa de Pós-graduação em Biologia Animal – Universidade de Brasília



Rosana Tidon

Laboratório de Biologia Evolutiva – Universidade de Brasília

Bioindicadores de diversidade: ferramenta útil?

Já há algumas décadas, a conservação da biodiversidade tem se tornado uma das questões mundiais mais preocupantes da atualidade. Desde a assinatura da Convenção sobre Diversidade Biológica durante a Eco 92, nós, brasileiros, temos nos familiarizado com o tema. Mais recentemente, os debates a este respeito intensificaram-se, devido ao Ano Internacional da Biodiversidade em 2010 e à realização da Rio+20.

Uma das principais abordagens utilizadas pelos cientistas na tentativa de preservar a biodiversidade é o estabelecimento de áreas protegidas em locais onde a biodiversidade é alta. No entanto, este objetivo é desafiador, uma vez que para isso

é necessário conhecer a biodiversidade total do local, avaliando a diversidade de cada grupo de organismos que ali ocorre. Esta avaliação parece ser uma tarefa difícil de ser posta em prática devido à enorme complexidade dos ecossistemas, à pouca acessibilidade aos locais biodiversos, à dificuldade em identificar grande parte dos grupos animais, à pequena disponibilidade de especialistas para fazer o trabalho e, finalmente, ao custo extremamente alto de expedições científicas que tenham duração suficiente para amostrar adequadamente uma área.

Uma alternativa para conhecer a diversidade

Diante da dificuldade para identificar locais de alta diversidade, os pesquisadores buscam alternativas efetivas, rápidas e economicamente acessíveis para conhecer a diversidade total de um ambiente, sem que seja necessário avaliar individualmente cada grupo de organismos. Uma possibilidade que vem sendo investigada é o uso de bioindicadores. Bioindicadores de diversidade são organismos capazes de refletir padrões de diversidade de outros seres vivos presentes em um mesmo ambiente. Devido a esta característica, muitos cientistas têm avaliado a diversidade de grupos de organismos considerados potencialmente bioindicadores, na tentativa de encontrar aqueles que apresentam diversidade equivalente à diversidade dos demais organismos presentes no mesmo local, podendo ser utilizados como representantes deles.

Os bioindicadores de diversidade mostram-se eficazes?

Em teoria, a aplicação de bioindicadores de diversidade parece ser uma ferramenta muito útil para os pesquisadores. Porém, nos últimos anos, diversos estudos publicados em revistas científicas importantes, apresentaram resultados

controversos que apontam que a funcionalidade dos organismos bioindicadores é limitada.

Poucos estudos têm obtido resultados positivos para a aplicação de bioindicadores de diversidade, independentemente do ambiente, da medida de diversidade e do grupo de organismos estudados. Para que um grupo de organismos seja adotado como bioindicador, é necessário que as medidas de diversidade do bioindicador e dos demais organismos presentes em um local sejam equivalentes. Tal equivalência só pode ser assumida quando uma correlação estatística simultaneamente significativa e forte entre estas medidas é encontrada, o que não ocorre tão facilmente.

Continuar pesquisando? Eis a questão!!!

Até o presente momento, muitas pesquisas focadas em bioindicadores de diversidade corroboram resultados pouco satisfatórios ou insatisfatórios, demonstrando que este tipo de bioindicador ainda não está suficientemente desenvolvido para ser aplicado de forma confiável. Entretanto, em nossa opinião, é necessário continuar investindo esforços em pesquisas voltadas ao desenvolvimento deste tipo de bioindicador até o total esgotamento das possibilidades. Dentre algumas alternativas que ainda podem ser exploradas estão: a utilização de relações tróficas, funcionais ou de similaridade de nicho como medidas de diversidade, bem como avaliar mais profundamente a similaridade na composição de espécies.

Além disso, apesar da limitação imposta pela enorme variação existente entre a diversidade de diferentes grupos de organismos, é preciso entrar em um consenso a respeito de que grupos de organismos utilizar e qual medida de diversidade é mais adequada para identificar locais de alta diversidade. Finalmente, por ser uma linha

de pesquisa relativamente nova, nós consideramos que a aplicação de bioindicadores de diversidade deve continuar a ser investigada, pois o abandono desta ferramenta, no atual momento, pode configurar-se como uma decisão ainda prematura.

Como a diversidade pode ser medida?

- a) **Riqueza de espécies (S):** número de espécies presentes em um local; para obtenção desta medida é preciso contar quantas espécies há no local.

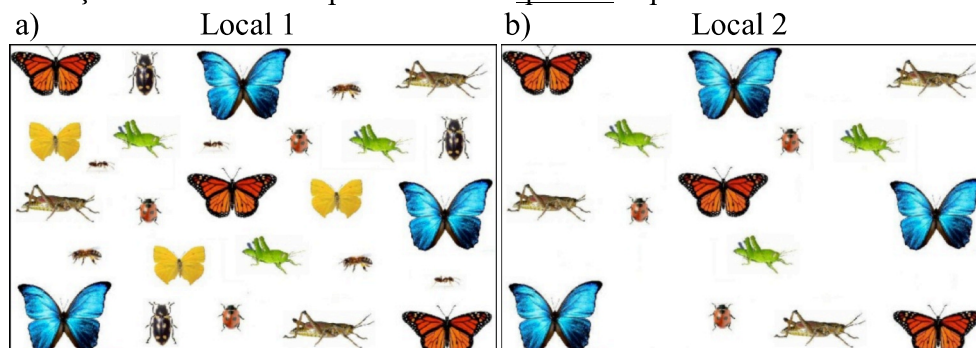


Figura 1: Riqueza de espécies em dois locais: a) $S = 9$; b) $S = 5$.

- b) **Composição de espécies:** quais espécies estão presentes em um local; para esta medida é preciso conhecer quem são as espécies do local.

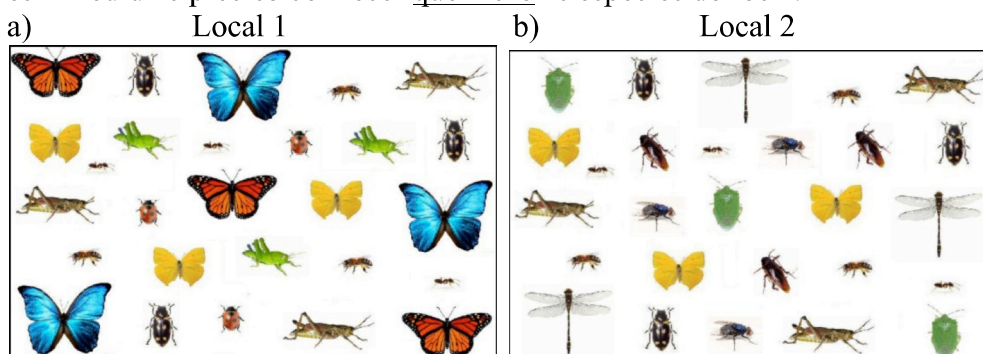


Figura 2: Composição de espécies em dois locais: a) Borboleta monarca, borboleta azul, borboleta amarela, besouro, joaninha, gafanhoto verde, gafanhoto marrom, formiga e abelha; b) Fede-fede, libélula, borboleta amarela, besouro preto, mosca, barata, gafanhoto marrom, formiga e abelha.

- c) **Equitabilidade:** distribuição dos indivíduos entre as espécies; para esta medida é preciso conhecer como se distribuem os indivíduos entre as espécies do local.

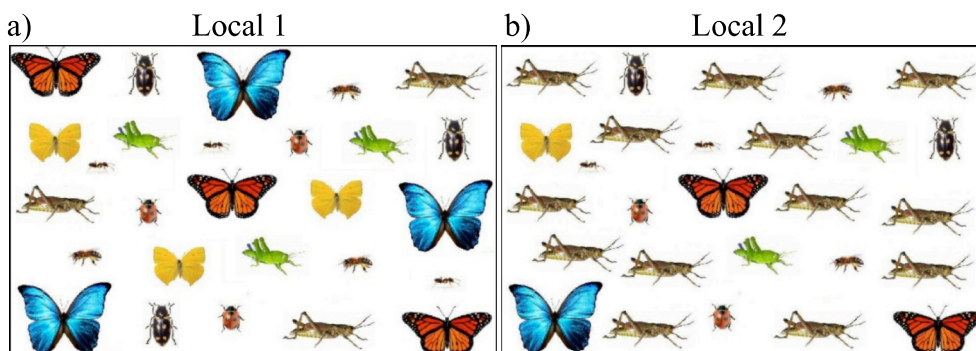


Figura 3: Equitabilidade entre dois locais: a) Três indivíduos de cada espécie; b) Duas borboletas monarca, uma borboleta azul, uma borboleta amarela, dois besouros pretos, duas

Quadro 1: Três medidas de diversidade mais comumente utilizadas.

Afinal, existe uma medida de diversidade mais adequada?

Dentre as medidas de diversidade apresentadas, a riqueza de espécies é a mais utilizada. Porém, seu uso tem sido questionado, porque contar o número de espécies de uma determinada área é uma tarefa que demanda muito tempo e exige conhecimento especializado para identificação dos indivíduos. Além disso, vários estudos têm demonstrado que a riqueza de espécies de diferentes grupos de organismos apresenta pequena relação entre si. Uma revisão que avaliou 237 correlações entre a riqueza de vários grupos de organismos citada na literatura demonstrou que nenhuma delas apresentou-se suficientemente forte para que um dos grupos pudesse ser considerado um bom substituto da riqueza de outro.

A equitabilidade ainda é uma medida pouco explorada no contexto de bioindicadores de diversidade. Já a composição de espécies têm sido estudada mas, assim como a riqueza de espécies, têm apresentado resultados controversos. Uma alternativa que têm sido testada é utilizar a riqueza de gêneros ou de famílias, no lugar à riqueza de espécies, por estas categorias existirem em menor número e serem menos variáveis. E, em geral, a riqueza de gêneros têm apresentado bom potencial como substituta para a riqueza de espécies.

Quadro 2: Medidas de diversidade no contexto de bioindicadores de diversidade.

SUBMISSÃO DE ARTIGO PARA PUBLICAÇÃO NO PERIÓDICO

OECOLOGIA AUSTRALIS

-  Horde
-  Correio (533)
-  Organizando
-  Minha Conta
-  Preferências
-  Sair

 **Você encaminhou esta mensagem em 14/09/2013 17:34:47 para: sacfoliveira@gmail.com, rotidon@gmail.com.**

Status da quota: 758,52 MB / 1200,00 MB (63,21%)

Resultados da Pesquisa [Entrada]: [OA] Submission Acknowledgement (3 de 8)

Data: 14/09/2013 17:29:20 BRST

De: Diogo Loretto <oecologiaaustralis@gmail.com> 

Para: Rosana Tidon <rotidon@unb.br>

Assunto: [OA] Submission Acknowledgement

 Parte Text (1 KB)

Rosana Tidon:

Thank you for submitting the manuscript, "SUBSTITUTOS DA DIVERSIDADE: FUNCIONALIDADE E LIMITAÇÕES" to Oecologia Australis. With the online journal management system that we are using, you will be able to track its progress through the editorial process by logging in to the journal web site:

Manuscript URL:
<http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/author/submission/868>
Username: rotidon

If you have any questions, please contact me. Thank you for considering this journal as a venue for your work.

Diogo Loretto
 Oecologia Australis

Oecologia Australis
 Overspreading Brazilian Ecology
 An Open Access Journal
<http://www.oecologiaaustralis.org/>
<http://www.facebook.com/OecologiaAustralis>

SUBSTITUTOS DA DIVERSIDADE: FUNCIONALIDADE E

LIMITAÇÕES

*Sabrina Cassimiro Fonseca de Oliveira*¹ and *Rosana Tidon*^{2*}

¹Universidade de Brasília (UnB), Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós Graduação em Biologia Animal. Campus Universitário Darcy Ribeiro – Asa Norte, Brasília, DF, Brasil. CEP:70.910-900.

²Universidade de Brasília (UnB), Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Genética e Morfologia, Laboratório de Biologia Evolutiva. Campus Universitário Darcy Ribeiro - Asa Norte, Caixa-postal: 04457, Brasília, DF,Brasil. CEP:70.919-970.

E-mails: sacfoliveira@gmail.com, rotidon@unb.br

Contagem de palavras: 5.152

RESUMO

Dada a enorme complexidade dos ecossistemas e a disponibilidade limitada de recursos, os biólogos conservacionistas têm buscado estratégias para prever a diversidade total de um ambiente, sem a obrigatoriedade de conhecer individualmente, a diversidade de cada grupo de organismos presentes no local. O presente trabalho faz uma revisão dos estudos que abordam substitutos da diversidade, particularmente táxons bioindicadores e abordagens em níveis taxonômicos acima de espécie. Vários estudos têm demonstrado que, no geral, medidas de diversidade de diferentes grupos de organismos (p.ex.: riqueza de espécies, equitabilidade, abundância e composição específica) apresentam pouca ou nenhuma correspondência entre si, fato que tem levado a muitos questionamentos sobre a validade da aplicação de substitutos da diversidade. Sabe-se que a correlação entre medidas de diversidade é influenciada pelo método estatístico utilizado, pelas escalas espaço-temporais, pelo tamanho do esforço amostral e pelo tipo de hábitat, fatores que têm sido negligenciados em alguns estudos. Até o presente momento, não há subsídios suficientes para definir qualquer grupo de organismos como substituto incondicional da diversidade de outros grupos, nem como um subconjunto mensurável da diversidade regional. No entanto, por esta ser uma linha de pesquisa relativamente nova, os substitutos da diversidade ainda merecem ser explorados, abordando novas medidas de diversidade, em escalas espaciais bem definidas, na tentativa de encontrar uma alternativa que permita sua aplicação para o estabelecimento de áreas protegidas.

Palavras-chave: bioindicadores; congruência; conservação; *hotspot*; riqueza.

ABSTRACT

BIODIVERSITY SURROGATES: FUNCIONALITY AND LIMITATIONS. As a consequence of the enormous complexity of ecosystems, and of the limited availability of resources, conservation biologists have sought appropriate approaches to predict the overall diversity of an environment, without the need to individually know the diversity of each organisms group presents on a given area. This paper presents a review of studies on biodiversity surrogates, particularly bioindicators taxa and higher taxa approach. Several studies have shown that, in general, diversity measures (eg, species richness, evenness, abundance, and species composition) exhibit little or no correlation among different organisms groups, fact that has led to many doubts about the validity of the use of biodiversity surrogates. It is known that correlations between diversity measures are influenced by the statistical method applied, by the spatio-temporal scales, by the sampling effort, and by the habitat type. Those factors have been overlooked in several studies. To date, there are no sufficient subsidies to define any organisms group as a unconditional biodiversity surrogate of others, or even as a measurable subset of regional diversity. However, this is a line of research relatively new, therefore it is still worth exploring the biodiversity surrogates, addressing new diversity measures within well-defined spatial scales, attempting to find an alternative, which enables their application on establishment of protected areas

Keywords: bioindicators; congruence; conservation; hotspot; richness.

ARTIGO PUBLICADO NO PERIÓDICO *DROSOPHILA*
INFORMATION SERVICE



Technical adaptations of retention traps used to catch drosophilids.

Roque, Francisco¹, Sabrina Cassimiro Fonseca de Oliveira¹, and Rosana Tidon².

¹PPG-Biologia Animal, Instituto de Ciências Biológicas, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Universidade de Brasília, 70910-900 Brasília-DF, Brazil; ²Dep. Genética e Morfologia, Instituto de Ciências Biológicas, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Universidade de Brasília, 70910-900 Brasília-DF, Brazil. Corresponding author: rotidon@unb.br.

Introduction

In Brazil, one of the current methods most utilized for the capture of live adult drosophilids in the field is the use of traps based on the model proposed by Tidon and Sene (1988). However, this model presented methodological problems that led to the implementation of structural changes by Klaczko and Medeiros (1999). Nevertheless, some problems remain. In this study, we present innovations aimed to resolve these problems improving the practicality and efficiency of drosophilid retention traps.

Trap Description

For constructing of the proposed model, we use two joined PET two liter soft-drink bottles (Figure 1-A). For a perfect fit, the bottles should have the same format without curves.

The flies retention compartment consists of a whole bottle (Figure 1-B). In the bottleneck there is a wire to hang the traps in the sampling sites (usually trees). Inside the bottle cap there is another wire that anchors a cotton roll wrapped in gauze used by the flies as a landing site (perch). One millimeter holes located next to the bottleneck help eliminate excess moisture inside the bottle (Figure 1-C). The bottom half of this bottle is painted black to induce drosophilids to move toward the translucent region of the bottle, since they have positive phototaxis. In the painted part, there are holes (0.5 cm diameter) arranged in sets of three parallel series allowing for the flies entry (Figure 1-D). These holes are closed with adhesive tape when the traps are removed from the field to prevent the escape of captured specimens. In addition, in the same part of the retention compartment, a wire is traversed from one side of the bottle to the other and tied at each end forming nodes. At the base of the retention compartment, there are five holes about 2.0 cm in diameter, covered by thin mesh screens and fixed with PVC or styrofoam glue. These holes allow for the passage of the bait smell, which is isolated in a specific compartment. This eliminates the direct contact of the flies with the bait (Figure 1-E).

The bottom of the trap is the bait storage compartment. This compartment is completely painted black and it is the bottom half of another bottle. On each side of the bottle there is a wire that is going to be tied to the nodes of the retention compartment when joining the bottles (Figure 1-F).

Advantages of This Model Compared to Previous Models

One of the problems with the Tidon and Sene (1988) model is the flies contact with the bait, since the entry holes are located in the bait compartment. Medeiros and Klaczko (1999) made entry

holes in the retention compartment, and they covered the bait compartment with a piece of panty hose. However, this material proved to be inefficient due to damage caused by coleopterans. In our model, the retention compartment is totally isolated from the bait. Thus, captured flies do not adhere to the bait and oviposition chances outside of laboratory cultures are minimized.

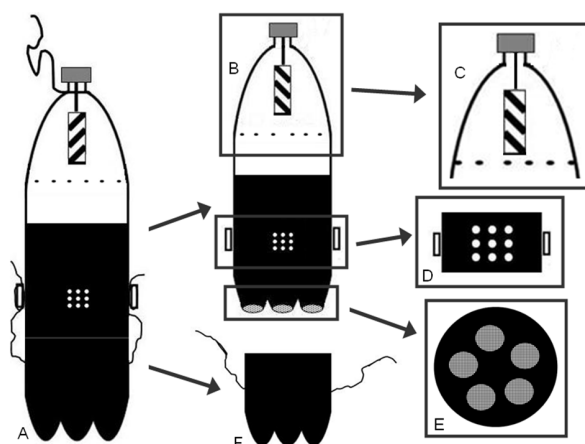


Figure 1. Improved trap model for live drosophilid retention. A: complete trap; B: flies retention compartment; C: perch flies and small holes for moisture elimination; D: holes for flies entry; E: holes for bait smell passage; F: bait storage compartment.

In the previous two models, many specimens escaped due to inadequate joining of the compartments. In our model, there is a tight fit that prevents the flies entry directly into the bait compartment and reduces bait predation by small mammals (*e.g.*, capuchin monkeys, coatis, and marsupials).

Another disadvantage of the previous models is the loss of flies that stay trapped between the funnel and the wall of the upper bottle. In our model, the funnel is unnecessary and its absence minimizes such losses. This still decreases the number of bottles required for the traps manufacture, which saves time and financial resources.

Our trap model is very efficient in retaining drosophilids: Roque and Tidon (2008) obtained 1,050 individuals in a single trap. We recommend its use for field studies collecting drosophilids, considering the abundance of flies caught using our model as well as its technical advantages.

Acknowledgments: We are grateful to the Sobradinho Garbage Collectors Association for the acquired bottles, to F. Chaves for our trap model illustration, to *Universidade de Brasilia* for logistical support, and to Capes and CNPq for financial support.

References: Medeiros, H.F., and L.B. Klaczko 1999, *Dros. Inf. Serv.* 82: 100-102; Roque, F., and R. Tidon 2008, *Dros. Inf. Serv.* 91: 94-98; Tidon, R., and F.M. Sene 1988, *Dros. Inf. Serv.* 67: 90.

Call for Papers

Submissions to *Drosophila* Information Service are welcome at any time. The annual issue now contains articles submitted during the calendar year of issue. Typically, we would like to have submissions by mid-December to insure their inclusion in the regular annual issue. but articles can be accepted for this volume until 31 December. Details are given in the Guide to Authors or on the DIS web site: www.ou.edu/journals/dis.

**TABELAS DA ABUNDÂNCIA DE DROSOFILÍDEOS AMOSTRADOS, DE
ACORDO COM A OCASIÃO AMOSTRAL E UNIDADE DE
CONSERVAÇÃO**

Tabela D: Abundância absoluta de drosofílidos amostrados em matas de galeria da PNB em fevereiro de 2010

Espécie	Destribado					Degradado					Ferreiro					Preservado																								
	ARI	CRI1	CRI2	CRI3	CRI4	CEM1	CEM2	CEM3	CEM4	CEM5	BAN1	BAN2	BAN3	BAN4	BAN5																									
<i>A. felpes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

CRI = Cristal; CEM = Cemave; BAN = Bananal

Tabela Q: Abundância absoluta de drosofilódeos amostrados em matas de galeria da IBGE em outubro de 2010

Drosofilódeo	Eugléria					Degradada					Perturbada					Frustrado				
	Acronáthia					RON					TAQ					PIT				
	Sao	RON 1	RON 2	RON 3	RON 4	RON 1	RON 2	RON 3	RON 4	RON 5	TAQ 1	TAQ 2	TAQ 3	TAQ 4	TAQ 5	PIT 1	PIT 2	PIT 3	PIT 4	PIT 5
<i>A. fátiga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. aeneiventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. armitia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. arva</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. astrosellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. becaudata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. bicristi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. callosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. canaliculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. capicruci</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. carolin</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. comarcal</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. curvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. fimbriata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. fuscicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. guana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. hybrid</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. inermis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. maculifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. maltristis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. mediotarsis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. melanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. melanogaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. mercatorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. nobilosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. noctuidi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. novipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. papilionaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. nemorosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. onca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. ornatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. pallidipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. paraguayensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. paulistorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. polymorpha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. prosaena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. quadrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. schineri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. schilli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. strata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. simulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sticticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. trapica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. williami</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. ABDES</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. Flava</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. Pinguicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. Pinguicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. PMDS</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. PMNP</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. Prata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. SP47</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. SPD2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. SPQ2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. SPZ4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. sp. UHOL</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>R. sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. latifasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. indiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>gr. drophus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>gr. salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>gr. repeta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>gr. guent</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>gr. ruficornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>gr. william</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

RON = Roncador; TAQ = Taquara; PIT = Pitoco

Tabela W: Abundância absoluta de drosofilídeos amostrados em matas de galeria da ESECAE em dezembro de 2010

Distribuição	Degradada										Fertuchada					Preservada				
	Armadilha	FUM 1	FUM 2	FUM 3	FUM 4	FUM 5	TAB 1	TAB 2	TAB 3	TAB 4	TAB 5	MON 1	MON 2	MON 3	MON 4	MON 5				
Seso	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>A. fulipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. arctica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. atripes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. atrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. maculicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. hexalepis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. bacillifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. calyptra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. cerasinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. cupicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. cypripetis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. cerdani</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. comaripal</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. cordata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. fumipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. fasciolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. guera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. hylei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. lamifera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. maculifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. melicerifera</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. mediotarata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. melanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. melanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. nebulosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. neoceratini</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. neocitricifera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. neognathopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. nemorpha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. nice</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. ornulifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. pallidipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. parvipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. psittacinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. polystrophus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. psyllidius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. quadrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. salicis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. schleri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. schilli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. setola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. simulans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. stierwani</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. trapeza</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. velutipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. ABDES</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. Fluca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. Flucona</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. PMDS</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. PMNP</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. Fenia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. SP47</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. SP02</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. SPQ3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. SPZ4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. U101</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>M. sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>R. sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>S. infusioformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Z. hehneri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. dryophi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. saliana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. rufipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. suarezi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. ripunctata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. waltzleri</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				

FUM = Fumal; TAB = Tabatinga; MON = Monteiro

Tabela AA: Abundância absoluta de drosofilídeos amostrados em matas de galeria da ESECAE em fevereiro de 2011

Distribuição	Armadilha Sexo	Degradação					Perturbado					Preservado					Total																						
		FUM1	FUM2	FUM3	FUM4	FUM5	TAB1	TAB2	TAB3	TAB4	TAB5	MON1	MON2	MON3	MON4	MON5																							
<i>A. fulgida</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

FUM = Fumal; TAB = Tabatinga; MON = Monteiro

Tabela AC: Abundância absoluta de drosofilídeos amostrados em matas de galeria da IBGE em abril de 2011

Distúrbio	Espécies	Degradado										Fertúrbado										Preservado																													
		RON 1	RON 2	RON 3	RON 4	RON 5	TAQ 1	TAQ 2	TAQ 3	TAQ 4	TAQ 5	PIT 1	PIT 2	PIT 3	PIT 4	PIT 5	RON 1	RON 2	RON 3	RON 4	RON 5	TAQ 1	TAQ 2	TAQ 3	TAQ 4	TAQ 5	PIT 1	PIT 2	PIT 3	PIT 4	PIT 5																				
Armadilha Saia	<i>A. felipo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	<i>D. arenilivana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>D. arctica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>D. arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>D. borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>D. burckii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>D. caliginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>D. canalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. capensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. capitata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. cardinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. carnifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. cornuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. cordata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. flaviventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. fuscicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. guaya</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. hydra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. imitatoria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. maculifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. melanotricha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. mediotarsata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. mediotarsata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. melanogaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. mercatorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. nethusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. nigriventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. noctilucosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. nigriventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. nocueta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. onca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. ornata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. pallidipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. panamensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. pallidipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. pallidipennis</i>	0	0	0	0	0																																														

Tabela AF: Abundância absoluta de drosofilídeos amostrados em matas de galeria da PNB em abril de 2011

Dietético	Degrado										Fertizado										Preservado																			
	Armadilha		CRI1		CRI2		CRI3		CRI4		CRI5		CEM1		CEM2		CEM3		CEM4		CEM5		BAN1		BAN2		BAN3		BAN4		BAN5									
Armadilha	Sexo	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂									
<i>A. fulvipes</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0								
<i>D. arenaria</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0							
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. areolaris</i>	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Cri = Cristal; CEM = Cemave; BAN = Bananal

Tabela AK: Abundância absoluta de drosophilídeos amostrados em matas de galeria da IBGE em agosto de 2011

Distribuição	Aronadilha	Sexo	Espécies																									
			<i>A. felipes</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>	<i>D. areolaris</i>			
Degradação	RON	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Ferturidade	TAQ	♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
♀	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
♂	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
♀	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
♂	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
♀	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
♂	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
♀	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Preservado	PIT			♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

RON = Roncador; TAQ = Taquara; PIT = Pitoco

Tabela AN: Abundância absoluta de drosofilídeos amostrados em matas de galeria da PNB em agosto de 2011

Distribuição	Degradado										Fertilizado					Preservado				
	ARI	CR1	CR2	CR3	CR4	CR5	CEM1	CEM2	CEM3	CEM4	CEM5	BAN1	BAN2	BAN3	BAN4	BAN5				
<i>A. filipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. amabiliana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. areolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. atrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. aztecobelliana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. bocecinoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. buckleyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. leucostigma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. caponei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. capricorni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. cordini</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. camerunensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. cardifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. fumipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. fuscicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. guere</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. lydei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. limicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. maculifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. maderianensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. mediana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. melanogaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. mercatorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. nebulosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. nesceritzi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. neoflynni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. neograciosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. neowynne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. onca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. ornithina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. pallidipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. panamensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. paulatorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. polyphaga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. prosaltans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. quadrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. schineri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. schizid</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. setula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. similans</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. stercoraria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. triceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. ABDES</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. Placca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. Placena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. Plaqueola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. PMDS</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. PMNP</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. Ponta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. SP47</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. SPD2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. SPQ2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. SPZ4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>D. sp. UHOL</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>M. sp. I</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>R. sp. I</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>S. latipes zaeformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Z. indianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. arafuai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. replana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. guarani</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>gr. rubicincta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>sp. villosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				

Cri = Cristal; CEM = Cemave; BAN = Bananal