Mariane Rodrigues Biz Silva

**EFEITOS DE DIFERENTES MATRIZES NO RISCO DE
PREDACÃO E NA MOVIMENTAÇÃO DE UMA AVE FLORESTAL**

São Paulo

2012

Mariane Rodrigues Biz Silva

**EFEITOS DE DIFERENTES MATRIZES NO RISCO DE
PREDÇÃO E NA MOVIMENTAÇÃO DE UMA AVE FLORESTAL**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo
para a obtenção de Título de Mestre em
Ciências, na Área de Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Jean Paul Walter Metzger

Co-Orientadora: Profa. Dra. Cintia Cornelius

São Paulo

2012

Silva, Mariane Rodrigues Biz

Efeitos de diferentes matrizes no risco de predação e na movimentação de uma ave florestal

57 páginas

Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

1.Matriz 2.Predação 3. Movimento I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr.

Prof. Dr.

Prof. Dr. Jean Paul Walter Metzger

Orientador

Dedicatória

Ao meu marido Luiz Felipe

Epígrafe

“O Homem é do tamanho do teu sonho”

Fernando Pessoa

“Se você pode sonhar, você pode fazer”

Walt Disney

“O único lugar onde o sucesso vem antes do trabalho é no
dicionário”

Albert Einstein

Agradecimentos

Elaborar, desenvolver e finalizar esse projeto foi uma das grandes etapas da minha vida. Além dos grandes ensinamentos e desafios profissionais, foi uma fase de enorme crescimento pessoal e eu não conseguiria sem um grupo maravilhoso de pessoas que sempre esteve ao meu lado. A contribuição e a participação de cada uma delas na minha vida são inestimáveis. Os meus mais sinceros agradecimentos:

Aos meus orientadores pelos grandes ensinamentos, apoio e compreensão. Ocuparão sempre um lugar de grande admiração na minha vida acadêmica e pessoal.

Ao meu marido por todo o seu amor durante esses 14 anos de relacionamento. Não consigo imaginar a minha vida sem ele! Passamos por grandes desafios e sempre tivemos apoio, carinho e amor para que superássemos tudo juntos. Ele é o maior presente que tenho. Foi quem me acompanhou de perto durante esse processo de transformação, todos os dias, e sempre acreditou em mim. Com muita paciência me lembrava de que eu conseguiria, sempre me mostrando o lado bom das coisas por mais difíceis que fossem. A ele dedico todo esse trabalho.

À minha mãe que apesar dos desafios que a vida lhe impôs me deu suporte para que eu chegasse onde estou. O amor e a dedicação dela me mantêm viva e me dão forças para superar os meus desafios.

Ao meu pai que sempre me incentivou a estudar e ter autoconfiança, me mostrando que tenho habilidade e capacidade para fazer o que eu quiser.

Ao meu padrasto que me adotou como filha num momento muito importante da minha vida e contribuiu muito mais do que ele possa imaginar.

Às minhas amadas irmãs, um dos grandes presentes que a vida me deu. Crescer com elas tem sido incrível, quantas brincadeiras, carinhos e discussões. O amor, a amizade, a dedicação e o cuidado que elas têm por mim me deram forças para que eu superasse um dos maiores desafios da minha vida e finalizasse esse projeto.

À minha vó Fafa pelo exemplo de vida e pela admiração que tenho por ela.

Aos meus padrinhos, Márcia e Orlando (*in memoriam*), meus segundos-pais, por todo o carinho e amor que sempre tiveram por mim e por toda a contribuição que tiveram na minha formação.

À minha tia Ana Maria, um exemplo de determinação e independência, sempre me incentivou a correr atrás dos meus sonhos.

Ao meu sobrinho Rodrigo, que me mostrou o quanto podemos amar e desejar o melhor para uma pessoa, independentemente, do vínculo genético.

Ao meu afilhado Arthur, pelo amor que sinto por ele e por me mostrar novamente o quanto é maravilhosa a Descoberta.

A toda minha família (avôs, tios, primos, cunhados) pela contribuição na minha formação e pelos momentos de lazer e alegria.

Aos ajudantes de campo: Juarez, Ricardo, Túlio, Christopher, Hugo, Osório, Gregório, Edson e Leonardo pela colaboração na metodologia desse projeto e pelos bons, emocionantes e divertidos momentos que o convívio em campo nos proporcionou.

Aos amigos do Lepac pelas discussões científicas e pelo apoio, em especial: Leandro Tambosi, Thaís Nícia, Paula Prist e Welington.

Ao Marco Granzinoli, Carlos Candia-Gallardo e Marcelo Awade pela colaboração na elaboração, execução e finalização desse projeto.

Aos professores do Departamento de Ecologia da USP e do Instituto de Biologia da UNICAMP pela contribuição na minha formação acadêmica.

Aos amigos da Pós-graduação pelo convívio e discussões científicas.

Aos funcionários da Pós-Graduação e do Departamento de Ecologia.

Ao amigo Edson pela amizade e pelo apoio, sempre solícito e paciente quando eu precisei.

Às amigas e colegas de trabalho: Paula Prist, Fernanda Abra e Thaís Nícia pelos bons momentos de descontração.

À minha melhor amiga, Ana Carolina, pela longa amizade que temos, pelos desabafos, conselhos, rizadas e ensinamentos.

Ao meu sogro, Samuel de Souza, por contribuir com a infraestrutura para os trabalhos em campo.

Aos caseiros Delci e Miguel pela colaboração em campo. Foram guias, equipe de apoio e resgate.

À Lucilia Nascimento e Cilly Issler.

Aos proprietários dos lugares utilizados para o desenvolvimento dos experimentos.

À Fapesp pela bolsa e reserva técnica concedidas.

Ao Ibama pelas autorizações necessárias concedidas.

À empresa Fibria por autorizar a execução do projeto em suas propriedades e ainda colaborar na seleção das áreas.

Índice

Resumo	1
Abstract	2
Introdução Geral	3
Introdução	8
Métodos	12
Resultados	23
Discussão	32
Referências Bibliográficas	38
Anexo 1	52

A fragmentação florestal altera a estrutura das paisagens e as relações dos organismos com esta, sendo a movimentação um dos comportamentos mais afetado. Os indivíduos que se deparam com uma paisagem heterogênea, com áreas de habitat e de não-habitat (i.e., matriz), precisam cruzar as matrizes na procura por recursos. A opção de movimento é feita, então, através de uma avaliação dos custos e benefícios que cada área proporciona ao animal. Entre os maiores custos está o risco de predação, que pode variar conforme a estrutura de cada matriz (e.g. cobertura vegetal) e as características de cada espécie (e.g. capacidade de movimentação). Objetivando analisar o efeito de diferentes matrizes (pasto, milho e *Eucalyptus*) em relação ao risco de predação para a espécie *Pyriglena leucoptera* (Tamnophillidae) (1) verificamos se há diferenças entre as matrizes na quantidade de um dos principais predadores dessa ave, as aves de rapina, e (2) inferimos a percepção do risco de predação por meio da análise dos padrões de movimentação, realizando experimentos de translocação e monitoramento por radiotelemetria. Os resultados indicaram haver gradação de predadores nas matrizes estudadas: (milho=pasto)>*Eucalyptus*. O sucesso das aves em alcançar a mata foi mais alto no *Eucalyptus*, seguido pelo pasto e pelo milho. Os tempos médios de permanência nas matrizes também foram diferentes: (milho=*Eucalyptus*)>pasto. Os movimentos foram mais retilíneos no pasto e mais tortuosos no milho, enquanto o *Eucalyptus* mostrou uma situação intermediária. O milho provavelmente é a matriz mais arriscada para a *Pyriglena leucoptera*, tendo a maior densidade de aves de rapina, menor sucesso de chegada à mata e maior tortuosidade com maior tempo de permanência na matriz dos indivíduos (i.e. maior tempo de exposição ao risco). O pasto parece ser a matriz de risco intermediário, pois apresenta grande quantidade de aves de rapina, mas com animais menos tempo expostos, fazendo trajetos mais retilíneos, e o sucesso foi maior do que no milho. O *Eucalyptus* é a matriz de menor risco, teve a menor densidade de aves de rapina e o maior sucesso em chegar à mata. O maior tempo de permanência nessa matriz juntamente com a tortuosidade variada, e o maior sucesso de chegada à floresta, podem significar aproveitamento de recursos. Esses resultados ressaltam a importância dos estudos sobre os efeitos de diferentes matrizes no deslocamento das espécies por paisagens fragmentadas, o que afeta processos ecológicos essenciais ligados à permanência das espécies nestas condições. O manejo adequado das matrizes aparece como uma prioridade em projetos de conservação e restauração da biodiversidade nestas paisagens.

Abstract

Forest fragmentation alters landscape structure and its relationship with organisms, and movement is one of the most affected behaviors. Individuals who are faced with an heterogeneous landscape, composed of habitat and non-habitat areas (i.e., matrix), need to cross the non-habitat matrix in the search for resources. The choice of motion is then made by an evaluation of the costs and benefits that each area provides to the animal. Among major costs while moving through the matrix is the risk of predation, which may vary with the structure of each matrix (e.g., vegetation cover) and the behavioral characteristics of each species (e.g. movement capacity). Aiming to analyze the effect of different matrices (pasture, corn and *Eucalyptus*) in relation to risk of predation for the species *Pyriglena leucoptera* (Tamnophillidae) we (1) determined if there were differences between matrices in the density of one of the main predators of the bird, birds of prey, and (2) inferred the perceived risk of predation by performing translocation experiments with radiotelemetry monitoring to describe and analyze movement patterns in the matrix. Our results suggested a predation risk gradient in the studied matrices (corn = pasture) > *Eucalyptus*. The time birds spent in the matrix until reaching a forest patch was also different among matrices (corn = *Eucalyptus*) > pasture. Movements were straighter over the pasture matrix and more tortuous in the corn matrix, while in the *Eucalyptus* matrix movement showed an intermediate pattern. The success of birds to reach a forest patch was higher in the *Eucalyptus* matrix, followed by the pasture and corn matrix. Corn is probably the riskiest matrix for *Pyriglena leucoptera*, having the highest density of birds of prey, with most tortuous movement patterns and longest time spent in the matrix (i.e., longer exposure to risk) which resulted in less successful arrival to forest patches. The pasture seems to be the matrix of intermediate risk, because despite a large density of birds of prey, birds spent less time exposed to the risk, making more straight paths, which resulted in a higher success of reaching the forest than in the corn matrix. *Eucalyptus* was the matrix of lowest risk, had the lowest density of birds of prey and the greatest success in reaching the habitat. In this case, however, tortuosity of movement and the long time spent in this matrix did not result in decrease success of reaching a forest patch, this suggests that birds may be using resources (i.e. foraging) while moving through this less-risky matrix. This project highlights the importance of studies that quantify the effects of matrix type on the movement of organisms through fragmented landscapes, which affects essential ecological processes linked to the persistence of species in these conditions. The proper management of matrices appears as a priority for conservation and restoration of biodiversity in these human-modified landscapes.

A fragmentação de florestas modifica a estrutura das paisagens não apenas pela perda de habitat. O aumento do número e do isolamento dos fragmentos, e a diminuição do tamanho dessas manchas também são alterações relacionadas a esse processo (Fahrig 2003). A consequência das modificações é a criação de áreas de habitats isoladas, rodeadas por áreas de não-habitat (i.e. as matrizes), aumentando, assim, a heterogeneidade da paisagem (Andrén 1994, Fahrig 2003).

As matrizes podem ser definidas de duas formas. A primeira considera-as como uma unidade dominante em termos de recobrimento espacial ou com maior grau de conexão. Em outras palavras, trata-se da unidade da paisagem com o menor grau de fragmentação (Forman 1995, McIntyre e Hobbs 1999). A segunda, utilizada nesse trabalho, classifica-as como as unidades da paisagem que sofreram perturbação humana intensa, como fogo ou corte da vegetação nativa, sendo unidades de não-habitat (ou com habitat de baixa qualidade) para uma determinada comunidade ou espécie (Andrén 1994, Metzger 2001, Fahrig 2003, Antongiovani e Metzger 2005).

O desenvolvimento desses conceitos foi influenciado por teorias que colaboraram com a formação da Ecologia de Paisagens, como a da Biogeografia de Ilhas (MacArthur e Wilson 1967). Os pressupostos dessa teoria, baseados em ilhas oceânicas, levam a considerar a paisagem de forma dicotômica, isto é, composta por habitats imersos em matrizes inter-habitat (Ricketts 2001, Kennedy *et al.* 2010). As matrizes foram então consideradas, primeiramente, como locais inóspitos à fauna e flora das regiões de habitat, homogêneas e sem recursos necessários para suportar a perpetuação de uma população nativa (Andrén 1994, Metzger 2001, Fahrig 2003, Rodewald 2003, Murphy e Lovett-Doust 2004, Kupfer *et al.* 2006).

Com o avanço do conhecimento, viu-se que a idéia de matriz homogeneamente inóspita é aplicável apenas às ilhas oceânicas (o oceano como matriz). Nos continentes, a estrutura das paisagens é diferente, e as matrizes ocupam um papel intermediário entre um ambiente não ideal e ideal, sendo em alguns casos, suficientemente benigna para permitir a presença e passagem de organismos (Vandermeer e Carvajal 2001). Em um trabalho considerado como um dos marcos no reconhecimento da importância da heterogeneidade das matrizes, Gascon e colaboradores propuseram que animais tendem a diminuir ou desaparecer em fragmentos quando evitam as matrizes, enquanto aqueles que toleram ou

exploram a matriz permanecem estáveis ou aumentam em número (Gascon *et al.* 1999). Essa tendência foi corroborada por outros autores e em outros ambientes (Dixo e Metzger 2010), e tornou-se evidente a necessidade de considerar a imensa variabilidade das matrizes nos estudos de paisagens (Aberg *et al.* 1995, Lomolino e Perault 2001), sendo elas heterogêneas e complexas (Pita *et al.* 2007, Prugh *et al.* 2008, Umetsu *et al.* 2008, Lovell e Johnston 2009, Franklin e Lindenmayer 2009, Koh e Gazhol 2010, Barrientos 2010, Kennedy *et al.* 2010, Kennedy e Marra 2010).

As matrizes proporcionam diferentes níveis de riscos e benefícios em relação à sobrevivência e permanência dos indivíduos. A balança dos efeitos de cada matriz é específica para cada espécie ou grupo de espécies (Ricketts 2001, Ries e Debinski 2001, Rodríguez *et al.* 2001, Antongiovani e Metzger 2005, Uezu *et al.* 2005). Portanto, considerar a influência das matrizes sobre os animais é importante para entendermos o funcionamento das paisagens e os comportamentos da fauna frente essa nova realidade.

Alguns trabalhos já relataram que os animais, a fim de minimizarem os riscos e/ou maximizarem os benefícios de cada local, podem modificar seus comportamentos de movimentação pela paisagem, a permanência na matriz e a distribuição espacial (Powell 1974, Schooley e Wiens 2003, Zollner e Lima 2005, Haynes e Cronin 2006). A literatura ainda mostra que esses efeitos/alterações são bastante complexos devido a sua grande especificidade, conforme relatado abaixo.

Em relação à distribuição e permanência das espécies na matriz, há artigos que destacam as áreas de não-habitat como capazes de suportar uma grande variedade de táxons (Farina 1997, Ouin *et al.* 2000, Cramer e Willig 2002, Tallmon *et al.* 2003). Nesses casos, as matrizes servem como alternativas de recursos para alimentação, locais para nidificação e proteção (i.e. habitats secundários) (Forman e Godron 1981, Andrén 1992, Farina 1997, Ouin *et al.* 2000, Baillie *et al.* 2000, Cramer e Willig 2002, Pineda e Halffter 2004, Michael *et al.* 2008, Caula *et al.* 2008, Kennedy *et al.* 2010, Caryl *et al.* 2012). Esses trabalhos ressaltam, portanto, que as matrizes podem não ser um ambiente totalmente inóspito.

Num estudo sobre a presença de roedores em matrizes inter-habitat, os pesquisadores verificaram uma relação positiva com a variedade de culturas, o que, conseqüentemente, afetou também a presença de predadores (e.g. Ouin *et al.* 2000, Tallmon *et al.* 2003). Cramer e Willig (2002) compararam a abundância de espécies de roedores em fragmentos de habitat e nas matrizes e mostraram que a maioria das

espécies de roedores generalistas foi mais abundante nas matrizes do que nos fragmentos. Dessa forma, as matrizes podem suportar uma grande riqueza e abundância de presas e predadores (Andrén 1992, Farina 1997, Chazdon *et al.* 2009, Lyra-Jorge *et al.* 2010).

Em contrapartida, resultados de outros estudos mostram que as matrizes afetam negativamente a presença de algumas espécies, por não possuírem os recursos de seus habitats, além de aumentarem o risco de predação e de parasitismo (Andrén 1992, Thamm *et al.* 2009). Driscoll (2004), por exemplo, estudou uma comunidade de répteis na Austrália e obteve que as matrizes de pasto não foram favoráveis para a presença da maioria das espécies estudadas.

Os resultados também podem variar quando consideramos a movimentação dos animais pela matriz. Os autores de Castro e Fernandez (2004), Driscoll (2004), Bhagwat *et al.* (2005), Uezu *et al.* (2008), Caula *et al.* (2008) e Magrach *et al.* (2012) mostraram que as matrizes afetaram negativamente a movimentação de algumas espécies, isto é, os animais não conseguiram se deslocar com sucesso por elas. Outros viram que as matrizes não eram barreiras, como admitido antigamente na literatura, e permitiram a movimentação dos animais (Aberg *et al.* 1995, Gustafson e Gardner 1996, Gascon *et al.* 1999, Cramer e Willig 2002, Selonen e Hanski 2003, Revilla *et al.* 2004, Awade e Metzger 2008). Fica evidente, novamente, que a variação desses efeitos está relacionada com a espécie (i.e., as respostas são espécie-específicas), dificultando generalizações (Turcotte e Desrochers 2003, Antogiovanni e Metzger 2005, Kupfer *et al.* 2006, Van Houtan *et al.* 2007, Prugh *et al.* 2008).

O uso de estruturas de conexão entre habitats também pode ser afetado pela matriz circundante. A utilização de corredores ecológicos (elementos lineares de habitat que ligam dois fragmentos) e *stepping stones* (pequenos grupos de árvores similares as do habitat dispersos pela matriz que podem servir como paradas durante o deslocamento) foi mais intensa quando esses elementos estavam inseridos em matrizes de melhor qualidade, do que imersos em matrizes de qualidade inferior (Perault e Lomolino 2000). Uezu *et al.* (2008) sugerem ainda que *stepping stones* e corredores seriam melhores facilitadores de movimento para qualidades intermediárias de matrizes, quando a matriz não tem um efeito excessivo de bloqueio ou de facilitação do fluxo de indivíduos.

O efeito de borda também pode ser influenciado pela matriz circundante ao fragmento. A área de não-habitat pode ter um efeito tampão mais ou menos intensivo,

em função de sua estrutura (Gascon *et al.* 1999, Bernard e Fenton 2007, Ribeiro *et al.* 2009). Artigos que estudaram a relação entre o efeito de borda e as matrizes verificaram que a intensidade dos efeitos de borda, como a ação do vento e as mudanças microclimáticas (que resultam em mudanças da estrutura vegetacional no habitat), assim como a predação e parasitismo de ninhos, pode ser modificada pela estrutura da área circundante (Aberg *et al.* 1995, Donovan *et al.* 1997, Chalfoun *et al.* 2002, Driscoll e Donovan 2004, Cottam *et al.* 2009, Chazdon *et al.* 2009).

Os artigos sobre as matrizes reforçam a importância de estudos nessas áreas, devido à relevância delas na paisagem, sendo influenciadoras de diversas variáveis e processos ecológicos, como: diversidade e distribuição das espécies, movimentação, sucesso de nidificação, parasitismo, efeito de borda, mudanças de microclima e disponibilidade de recursos, risco de predação, subdivisão de populações e extinções locais (Jules e Shahani 2003, de Castro e Fernandez 2004, Zollner e Lima 2005, Kupfer *et al.* 2006, Pita *et al.* 2007, Boscolo *et al.* 2008, Uezu *et al.* 2008, Barrientos 2010). As áreas de não-habitat possuem papel fundamental na estruturação das paisagens, complementando os efeitos de área e isolamento dos fragmentos, e no entendimento do padrão de ocupação das espécies na paisagem (Bender e Fahrig 2005, Prugh *et al.* 2008).

Apesar do aumento recente e contínuo no número de estudos sobre as matrizes (Koh e Gazhol 2010), evidenciando a relevância desse assunto, ainda há uma quantidade restrita de trabalhos (Moilanen e Hanski 1998, Revilla *et al.* 2004). Os autores ressaltam as dificuldades logísticas e metodológicas envolvendo essas pesquisas, como a escala espacial a ser utilizada e o custo dos procedimentos, como justificativa desse pequeno número (telemetria, por exemplo; Moilanen e Hanski 1998, Revilla *et al.* 2004). Outro fator complicador é a variação temporal dessas áreas (i.e. dinâmicas no tempo), pois algumas paisagens estão em contínua modificação, a exemplo das áreas rurais onde ocorrem ciclos de rotação nas plantações (Jules e Shahani 2003, Rodewald 2003, Blaum e Wichmann 2007).

Possivelmente em função dessas dificuldades, as propostas de manejo de paisagens envolvendo a influência dessas matrizes ainda são insipientes. A maioria dos trabalhos apenas enfatiza a necessidade de novos estudos incorporarem os componentes das matrizes em paisagens fragmentadas e não indica ações de conservação contemplando essas áreas (Taylor *et al.* 1993, Lima e Zollner 1996, Siegfried *et al.* 1998, Metzger 1999, Vandermeer e Carvajal 2001, Jules e Shahani 2003, Awade e Metzger 2008).

Com a intenção de enriquecer essa discussão sobre as áreas de não-habitat, propomos esse trabalho visando analisar os efeitos de diferentes matrizes (i.e. pasto, milho e *Eucalyptus*) no risco de predação e no comportamento de movimentação de uma ave de sub-bosque. Ressaltamos a importância de se considerar as matrizes como elementos heterogêneos, que influem no fluxo de indivíduos pelas paisagens fragmentadas. O conhecimento produzido também será importante para estabelecer novas propostas de conservação de espécies em paisagens fragmentadas.

As modificações na estrutura da paisagem ocasionadas pela fragmentação de florestas podem levar à diminuição da conectividade (Fahrig 2003), definida como o grau com que a paisagem facilita ou impede o movimento dos organismos (Taylor *et al.* 1993). A redução da conectividade, por sua vez, tem um efeito fundamental na persistência das espécies em áreas alteradas pelo homem, pois essa persistência depende dos fluxos biológicos pela paisagem (Taylor *et al.* 1993, Hanski 1999, Zollner e Lima 2005, Santos-Filho *et al.* 2012). Grande parte dos estudos sobre o deslocamento dos indivíduos em paisagens fragmentadas tem focado na conectividade propiciada pelos corredores ecológicos, não dando a devida atenção ao que ocorre nas matrizes inter-habitat (Haddad 1999, Uezu *et al.* 2005, Antogiovanni e Metzger 2005, Umetsu *et al.* 2008, Martensen *et al.* 2008, Brady *et al.* 2011, Dancose *et al.* 2011). Contudo, o avanço das pesquisas tem relatado que a movimentação pelas áreas de não-habitat pode ser suficiente para manter o fluxo de indivíduos entre os fragmentos de habitats e permitir a persistência das populações (Witt e Huntly 2001, Hudgens e Haddad 2003, Dancose *et al.* 2011).

Os motivos que levam os indivíduos a se movimentarem estão relacionados com a sua sobrevivência (e.g., obtenção de recursos, escapar de competidores ou predadores) e reprodução (Fahrig 2007). Cada escolha de deslocamento feita envolve uma análise dos custos e benefícios (Larsen e Boutin 1994) proporcionados por cada local (Fahrig 2007). Assim, os diferentes tipos de habitat e matrizes podem ter graus variados de qualidade, em função de sua composição e de suas características estruturais, apresentando assim diferentes níveis de riscos e benefícios em relação à sobrevivência dos animais (Ricketts 2001, Ries e Debinski 2001, Rodríguez *et al.* 2001, Antongiovanni e Metzger 2005).

Os diferentes níveis de qualidade de cada local são percebidos pelos animais que modificam o seu comportamento de movimentação para minimizar os riscos e/ou maximizar os benefícios; consequentemente, padrões distintos de movimentação podem ser observados em diferentes locais (Zollner e Lima 2005). Em áreas em que o risco de predação é maior, por exemplo, os animais tendem a sair rapidamente e, para isso, podem fazer caminhos mais direcionados ao fragmento mais próximo. Em matrizes com níveis menores de risco (em geral com maior cobertura vegetal), os indivíduos podem aproveitar os benefícios locais (e.g. alimento), permanecendo mais

tempo nas áreas e fazendo caminhos mais tortuosos para explorar os recursos (Powell 1974).

Dentre os riscos, o de predação é um dos principais a afetar a escolha do animal em cruzar uma área de não-habitat. Dependendo da estrutura da matriz, o indivíduo pode ficar mais ou menos vulnerável aos predadores (Desrochers e Hannon 1997, Bélisle 2005, Zollner e Lima 2005, Roth et al. 2006). Para animais florestais, as áreas com vegetação mais aberta (e.g. pasto) podem apresentar um maior risco de predação aos animais que as cruzam (Gascon et al. 1999) do que as matrizes com maior cobertura (i.e. fechadas, e.g. monocultura de *Eucaliptus*).

A capacidade perceptual, definida como a máxima distância de percepção de elementos da paisagem por um organismo (Lima e Zollner 1996), também pode variar em matrizes com diferentes estruturas da vegetação e influenciar o comportamento de movimentação (Schooley e Wiens 2003, Haynes e Cronin 2006). Os estudos que relacionam a capacidade perceptual e a estrutura das matrizes indicam que há uma relação negativa entre a capacidade de detecção de habitat e a obstrução visual física da matriz (e.g. Zollner e Lima 1997, Schooley e Wiens 2003). Por exemplo, em matrizes abertas a percepção do fragmento mais próximo poderá ser maior, já que o campo visual é mais amplo, contribuindo assim, para um movimento mais direcionado. Por outro lado, em matrizes fechadas, a capacidade perceptual poderá ser prejudicada e o animal talvez apresente movimentos mais tortuosos (Zollner e Lima 1997, Schooley e Wiens 2003, Williams et al. 2011) e em direções diferentes das esperadas.

O avanço do conhecimento tem evidenciado alguns desafios. Segundo Uezu et al. (2005), Fahrig (2007), Lees e Peres (2008), Turlure et al. (2011a), entre outros, a capacidade de dispersão é espécie-específica, uma vez que as alterações na habilidade dos animais de se moverem dentro da paisagem variam com a estrutura da paisagem e a espécie em questão (Turcotte e Desrochers 2003, Van Houtan et al. 2007). Essa especificidade dificulta a obtenção de regras mais gerais da relação entre as espécies e os elementos das paisagens (Zollner e Lima 2005, Moore et al. 2008), e reforça a necessidade de multiplicar os estudos com diferentes espécies, a fim de se obter um banco de dados mais completo para que medidas de mitigação dos efeitos da fragmentação sejam assertivas.

Com o objetivo de contribuir nessa área de pesquisa, esse estudo propôs verificar se o risco de predação para uma ave de sub-bosque da Mata Atlântica, *Pyriglena leucoptera*, varia em diferentes matrizes, e, o animal percebendo esses riscos, determinar como é o seu comportamento de movimento em cada situação.

Mais especificamente, procurou-se responder duas questões: (1) Há variação quantitativa na densidade de predadores de *P. leucoptera* nas diferentes matrizes analisadas (pasto, plantação de milho e plantio de *Eucaliptus*)?; (2) O comportamento de movimento e o sucesso em chegar ao seu habitat de *P. leucoptera* variam nessas diferentes matrizes?

Hipóteses e previsões

Considerando as diferenças estruturais da vegetação dos diversos tipos de matrizes em uma paisagem, esperamos que as áreas de não-habitat estudadas tenham variações na densidade de predadores. A matriz aberta, de pasto, deve apresentar a maior densidade de aves de rapina (i.e. predadores), pois permite maior campo visual e espaço para o vôo durante a caça (Jullien e Thiollay 1996, Rodríguez *et al.* 2001). As matrizes de *Eucaliptus* podem oferecer vantagens às aves de rapina por terem poleiros e possibilitarem esconderijo, porém não permitem um campo visual amplo, sendo, provavelmente, a segunda matriz com maior densidade. As matrizes de milho, por sua vez, possivelmente apresentam a menor densidade de aves de rapina por não possibilitarem um bom campo visual, nem oferecerem locais adequados para poleiros. Contudo, a presença e a quantidade de presas em cada local, entre outros fatores, também pode influenciar os resultados.

Se as diferentes matrizes apresentam densidades variadas de aves de rapina, essas devem possuir níveis diferentes de risco de predação para *Pyrgilena leucoptera*. Por tanto, nossa hipótese é que os indivíduos de *P. leucoptera* percebem os diferentes graus de risco e modificam os seus movimentos nas diferentes matrizes. Esperamos que os pastos apresentem um maior risco ao movimento por permitirem que os indivíduos de *P. leucoptera* sejam facilmente visualizados pelas aves de rapina (Desrochers e Hannon 1997, Lima e Bednekoff 1999). As matrizes com vegetação mais alta podem ser mais seguras, já que permitem que os indivíduos fiquem escondidos dos predadores aéreos.

Com relação ao comportamento de movimentação, esperamos que nas matrizes de pasto, onde há menor cobertura vegetal, a movimentação dos animais, percebendo o maior risco de predação, seja mais rápida e mais direta ao habitat (fragmento focal) (Powell 1974). Na matriz de *Eucaliptus* e milho, que são fechadas, esperamos encontrar uma movimentação mais lenta e mais tortuosa, porque os indivíduos ficam mais protegidos (há mais opção de esconderijo) e podem aproveitar para forragear e explorar esses locais, que não devem apresentar um grande risco de predação (Fahrig 2007, Williams *et al.* 2011). No caso do *Eucaliptus* ainda há a

similaridade estrutural com o habitat de *P. leucoptera* que pode colaborar para que o animal se sinta menos ameaçado (Laurance e Yensen 1991, Forman 1995, Mesquita *et al.* 1999, Caryl *et al.* 2012, Magrach *et al.* 2012).

Como a estrutura da vegetação também influencia a capacidade perceptual de *P. Leucoptera*, esperamos que a matriz com vegetação aberta possa facilitar o direcionamento dos movimentos das aves, porque elas devem conseguir se localizar na paisagem e determinar a sua direção mais facilmente (Zollner e Lima 1997, Schooley e Wiens 2003, Zollner e Lima 2005) em relação às matrizes fechadas.

Dessa forma, é esperado que na matriz aberta os animais se direcionem diretamente e rapidamente para o fragmento mais próximo (fragmento focal). Na matriz de *Eucaliptus*, o movimento inicial pode não ser em direção ao fragmento, pois o animal pode aproveitar os benefícios locais ou porque há um pouco mais de dificuldade na localização do que no pasto. Contudo, a probabilidade de sucesso em chegar ao habitat deve ser alta. Nas matrizes de milho, por ser uma vegetação mais robusta e densa (plantas com folhas próximas ao solo), há maior obstrução visual, assim, o movimento inicial pode não ser em direção ao fragmento focal e a taxa de sucesso em chegar à mata pode ser baixa.

ÁREA DE ESTUDO

O trabalho foi desenvolvido em áreas de Mata Atlântica no Planalto Atlântico de São Paulo, sudeste do Brasil, nos municípios de Capão Bonito, Itapetininga e São Miguel Arcanjo/SP (Figura 1). A região está entre 800 e 1050 m de altitude, com topografia dominada por colinas e pequenos vales (Ponçano *et al.* 1991). O clima é quente e chuvoso com uma temperatura média entre 11°C no mês mais frio (Julho) e 27° C no mês mais quente (Dezembro). A precipitação anual média é de 1400 mm com um período seco bem marcado de Junho a Agosto. A vegetação é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa Montana (Veloso *et al.* 1991), com alta diversidade de espécies de árvores e dominância das famílias *Myrtaceae*, *Lauraceae* e *Fabaceae*.

Nessa região, extensas áreas da floresta original têm sido substituídas por pastagens, campos agrícolas e áreas reflorestadas com *Eucaliptus*. A floresta remanescente é composta por pequenos fragmentos (1 a 280 ha) em estágios de sucessão médios ou avançados, cobrindo entre 15% a 45% da paisagem (Ribeiro *et al.* 2009).

Figura 1. Localização da área de estudo e das matrizes experimentais.

ESPÉCIE MODELO

Utilizamos como modelo de estudo a espécie de ave *Pyriglena leucoptera* (Passeriformes: Thamnophilidae; 18 cm, 28 g), endêmica da Floresta Atlântica (Stotz *et al.* 1996), insetívora, de sub-bosque e com marcado dimorfismo sexual (Sick 1997) (Figura 2). O território parece não ultrapassar 2 ha (Duca *et al.* 2006), mas a área de uso é estimada em 15,4 ha (Hansbauer *et al.* 2008). Essa espécie é considerada especialista de floresta, é uma seguidora não obrigatória de formigas de correição e apresenta sensibilidade média à fragmentação, ocorrendo em mata secundária e em paisagens fragmentadas (Parker III *et al.* 1996, Stotz *et al.* 1996, Uezu *et al.* 2005). Ela persiste na paisagem até certo ponto de fragmentação. Quando a perda de habitat é extrema ela não consegue manter populações e se extingue localmente. Portanto, trata-se de um bom modelo para estudar como aves se comportam nas paisagens fragmentadas.

Figura 2. Macho (A) e fêmea (B) da espécie *Pyriglena leucoptera* (Fonte: Awade 2009).

As aves de sub-bosque, em geral, são consideradas organismos adequados para estudar os efeitos da fragmentação nos padrões de movimento (Castellón e Sieving 2006), pois elas dependem do habitat florestal, mas algumas espécies podem ser fisicamente capazes de cruzar as matrizes entre fragmentos. *Pyriglena leucoptera*, em particular, é capaz de explorar alguns tipos de matrizes que compõem o mosaico de paisagens fragmentadas (Uezu *et al.* 2005, Hansbauer *et al.* 2008, Awade 2009). Trabalhos recentes (Awade 2009, Candia-Gallardo 2010) indicaram ainda a existência de diferenças de deslocamento pela matriz entre gêneros de indivíduos de *P. leucoptera*.

Nas aves é comum encontrar dispersão assimétrica entre os gêneros (Johnson e Gaines 1990). O motivo principal que deve levar a essa diferença é a defesa por recursos (e.g. território) ser encontrada principalmente nos machos (Greenwood 1980). Com isso, o custo do movimento é diferente para cada gênero, sendo o sexo que mantém os recursos o menos dispersivo (i.e. machos no caso de *P. leucoptera*). A prole do mesmo sexo tem vantagens em permanecer no território natal e herdar o território de seu pai. Enquanto que ficar perto do território natal para a prole do outro sexo aumenta as chances de depressão endogâmica (Greenwood 1980, Clobert *et al.* 2004).

A fragmentação pode intensificar a assimetria ao diminuir preferencialmente as chances de movimento de um dos sexos, causando desvios na razão sexual de populações pequenas e isoladas, aumentando suas chances de declínio e extinção (Dale 2001). No caso de *P. leucoptera*, ainda há trabalhos indicando assimetria no risco de predação durante a movimentação em matrizes, sendo os machos mais predados (Awade 2009, Candia-Gallardo 2010). Assim, há indicação de que os machos provavelmente são os mais afetados pelas mudanças na conectividade das paisagens, e por isso escolhemos trabalhar com eles. Executar os experimentos apenas com uma faixa etária (i.e. adultos) também foi estabelecido por haver evidências de diferenças entre elas (Paradis *et al.* 1998).

P. leucoptera é assim um modelo adequado a esse estudo. Além de ter sensibilidade intermediária à fragmentação e usar áreas de matriz, há uma ampla disponibilidade de informações com relação ao uso de habitat e a capacidade de movimento dessa espécie (e.g. Uezu *et al.* 2005, Duca *et al.* 2006, Hansbauer *et al.* 2008, Awade 2009, Candia-Gallardo 2010).

DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E MONITORAMENTO

Matrizes Experimentais

Utilizamos três tipos de matrizes: pastos limpos, plantações de milho e cultivos de *Eucaliptus*. Foram selecionadas 10 matrizes experimentais para cada um dos três tipos, totalizando 30 locais. Como em cada matriz seria realizado um experimento de soltura (explicado mais adiante), escolhemos locais experimentais que possuíam um fragmento de mata focal com no mínimo 150 m de borda limite com a área de não-habitat. As áreas definidas como pastos limpos foram locais em que as gramíneas estiveram mais baixas que 10 cm, representadas principalmente por pastagens em uso. As matrizes com plantações de milho tinham altura mínima de 1,5 m e as com

Eucaliptus apresentaram altura mínima de 8 m e tinham a linha de plantação perpendicular à mata. A distância entre cada matriz experimental foi de no mínimo 2 km. Em seguida, determinamos um ponto de soltura dentro da matriz a 150 m da borda da mata, sendo que esse ponto distava mais que 150 m de qualquer outro fragmento da paisagem (Figura 3).

Figura 3. Desenho esquemático de uma matriz experimental com o fragmento alvo com borda limite igual ou maior a 150 m, ponto de soltura (marcação em vermelho) na matriz a 150 m da borda da mata e outros fragmentos distando mais de 150 m do ponto de soltura.

Densidade de predadores

Para a quantificação de predadores verificamos se existiam diferenças quantitativas entre as diferentes matrizes analisadas, podendo significar, assim, diferentes níveis de risco de predação para *Pyriglena leucoptera*.

Amostragem de predadores

A espécie *Pyriglena leucoptera* tem eventos dispersivos durante o dia por se tratar de uma espécie diurna. Trabalhos recentes confirmam essa característica por terem observado indivíduos cruzando a matriz durante esse período (Awade 2009, Candia-Gallardo 2010). O risco de predação dessa espécie é, então, aumentado durante o dia. O grupo mais representativo com hábito diurno entre os principais predadores dessa espécie (i.e. aves de rapina, cobras e mamíferos; Sick 1997) são as aves de rapina. Portanto, selecionamos amostrar as aves de rapina para verificar o risco de predação em diferentes matrizes.

A amostragem foi realizada através do método de “Amostragem por distância” (*Distance Sampling*) com transectos. Uma busca bibliográfica (Buckland *et al.* 2001, Granzinoli 2009) mostrou essa técnica como a mais adequada para o nosso objetivo. Os locais amostrados (i.e. pasto, milho e *Eucaliptus*) possuem visibilidades diferentes e com esse método é possível estimar a probabilidade de detecção em cada área para calcular a densidade de animais (Buckland *et al.* 2001). O método em campo consiste em registrar, para cada indivíduo detectado, a distância perpendicular ao transecto e a partir desse conjunto de medidas determina-se uma função de detecção do grupo em relação à distância do observador. A função de detecção possibilita, então, estimar a densidade de indivíduos em cada área considerando as diferenças de detecção em cada uma dada pelas diferenças estruturais da vegetação.

Assim, um transecto de 800 m foi demarcado em cada matriz experimental, distando aproximadamente 100 m da borda do fragmento, e percorrido a pé por 3 observadores durante 1 hora (entre as 9h e 12h, com velocidade constante). Foram registradas as distâncias perpendiculares desde o transecto a todas as detecções visuais ou sonoras de aves de rapina, a espécie observada, o comportamento (vôo, empoleirado, pouso em solo) e a localização na paisagem (matriz, mata). Cada transecto foi amostrado duas vezes em dias e horário diferentes (totalizando 60 amostragens), mas com condições climáticas semelhantes (i.e sem chuva, pouca nebulosidade). Para garantir a independência das detecções, duas detecções de uma mesma espécie só foram diferenciadas se fossem detectadas simultaneamente ou quase simultâneas em duas direções diferentes (Whitacre *et al.* 1992) (Figura 4).

A escolha da manhã para a realização da amostragem é justificada por se tratar do período de maior atividade das aves de rapina e da ordem Passeriformes, a qual *Pyriglena leucoptera* pertence (Deslauriers e Francis 1991). Assim, a espécie-modelo expondo-se mais ao perigo de predação no período matutino, torna esse o mais apropriado para a análise.

Figura 4. Desenho esquemático mostrando como foi realizado o levantamento de aves de rapina, utilizando o método *Distance sampling*.

Análise de dados

Escolhemos apenas as espécies potencialmente predadoras de *Pyriglena leucoptera*, excluindo as espécies para as quais não havia registros de alimentação com aves pequenas (Sick 1997). As detecções que ocorreram a mais de 500 m perpendicular ao transecto também foram retiradas, porque registros a distâncias muito grandes e que ocorrem de maneira descontínua (*outliers*) podem apresentar grandes erros de medida e não colaboram efetivamente no cálculo da densidade, dificultando o ajuste das funções aos dados (Buckland et al. 2001).

A densidade de aves de rapina foi estimada utilizando o programa Distance 5.0 (Thomas *et al.* 2005). Após inserirmos as detecções, o tamanho do transecto, a localidade no transecto da observação e a distância perpendicular, foram modeladas as funções de detecção ($g(x)$) para cada tipo de matriz. Essas funções representam a probabilidade de detectar um objeto que esteja a uma distância x do transecto (Thomas *et al.* 2005). Ela é composta por: uma função chave (uniforme, semi-normal ou *hazard-rate*) que representa a parte paramétrica do modelo, mais o termo de ajuste que é a forma flexível baseada em séries polinomiais (parte semi-paramétrica). As funções de detecção para cada matriz foram estimadas utilizando todos os registros incluindo todas as espécies de potenciais predadores.

As funções que melhor se ajustaram aos dados foram selecionadas pelo Critério de Seleção Akaike (*Akaike's Information Criterion-AIC*). Esse método se baseia em parcimônia, no qual o modelo com melhor ajuste e menor número de parâmetros é considerado melhor. Seguindo esse princípio, o modelo com a função de detecção que

apresentava um menor AIC foi escolhido para cada tipo de matriz. Por fim, para determinar se havia diferenças de densidades de aves de rapina entre cada uma das três matrizes, realizamos o teste de *Kruskal-Wallis* com as estimativas de densidade por transecto.

Experimentos de translocação

Para testar a segunda previsão do nosso trabalho referente ao estudo dos padrões de movimentação de *P. leucoptera* nas diferentes matrizes foram realizadas: capturas, translocações e monitoramentos com radiotelemetria.

Captura

A captura dos indivíduos foi feita em áreas florestais fragmentadas distando no mínimo 8 km do local do experimento, para evitar que eles fossem translocados em seus territórios e, conseqüentemente, em áreas conhecidas (e.g Bélisle *et al.*2001). Além disso, foram escolhidas áreas de captura onde existiam as matrizes a serem testadas em um raio de 200 m, para garantir que os indivíduos tivessem experiência prévia nessas áreas de não-habitat.

Utilizamos redes de neblina (12 x 2.5m e 36mm de malha) e gravações de canto de *Pyrglena leucoptera* (*playback*) para atrair os indivíduos, procedimento facilitado por se tratar de uma espécie relativamente comum e que responde rápido à técnica de *playback* (Boscolo *et al.* 2006). Eram abertas 3 ou mais linhas de rede por volta das 6h30, que então eram verificadas a cada 30 minutos ou menos quando necessário. Aguardávamos a captura até as 11 h e, se não tivéssemos sucesso, o trabalho era interrompido naquele dia. Esse horário foi predeterminado para que não houvesse muita diferença da hora de soltura entre os animais e para permitir que os indivíduos translocados tivessem tempo de explorar a matriz antes do pôr do sol.

Após a captura, selecionamos indivíduos machos, adultos e saudáveis. Os indivíduos eram devidamente identificados com anilhas coloridas e era fixado, no uropígio, um radiotransmissor (modelo TXB-002G da Telenax, peso 0.9 g, o que corresponde a <5% do peso da ave). Essa fixação foi feita com cola de látex cosmética para cílios não irritante, permitindo a livre movimentação das asas e penas, sem comprometer a glândula uropigial (Raim 1978, Kenward 2001, Awade 2009, Candia-Gallardo 2010) (Figura 5).

Figura 5. (a) Vista dorsal de uma ave; a seta indica a posição de fixação do transmissor. (b) Ave com o transmissor fixado; o fio representa a antena que é direcionada para as rectrizes (Fonte: Raim 1978).

Translocação

Para verificar os padrões de movimentação das aves nas diferentes matrizes, um indivíduo de *P. leucoptera* foi translocado e solto em cada matriz experimental ($n = 30$). A translocação é uma das técnicas mais utilizadas na análise da aptidão de aves de se moverem entre fragmentos (Bélisle *et al.* 2001, Gobeil e Villard 2002). Esse método tem contribuído para indicar como os indivíduos utilizam os diferentes elementos da paisagem, permitindo assim uma melhor análise funcional da conectividade da paisagem. A translocação é uma forma de estimular uma situação em que o animal translocado precisa se movimentar para encontrar um novo habitat. A técnica ainda evita o *homing behaviour*, que é definido como o retorno ao um lugar ou área conhecido (Bélisle *et al.* 2001, Gobeil e Villard 2002, Boscolo *et al.* 2008)

Após a captura, os animais foram transportados ao local da soltura na matriz em sacos opacos para evitar que visualizassem o caminho percorrido e se orientassem. Uma vez no local de soltura, os animais foram colocados em uma caixa opaca com furos para a respiração e deixados nessa condição por 10 minutos, para minimizar o estresse do manuseio e do transporte.

O ponto de soltura foi pré-definido em 150 m da borda da floresta mais próxima. Selecionamos essa distância porque dados em análise no período de elaboração desse projeto (Awade 2009) indicavam que a capacidade perceptual da espécie *Pyrgilena leucoptera* estava próxima a esse valor. Assim, provavelmente, essa distância permitia a percepção do animal e o monitoramento, pois numa distância inferior talvez o monitoramento ficasse prejudicado devido ao menor tempo de deslocamento.

A liberação dos animais na matriz seguiu um mecanismo utilizado por Forero-Medina e Vieira (2007) para permitir que o animal, ao ser liberado, tivesse à sua disposição todas as direções de seu campo de visão, dando assim chances iguais para que ele se movimenta para qualquer direção. A metodologia consistiu em colocar o animal em uma caixa que abre verticalmente, ao ser acionada pelo observador através de uma corda de 50 m de comprimento (Figura 6). Uma vez a caixa aberta, os movimentos do indivíduo foram monitorados imediatamente por radiotelemetria. O intervalo entre a captura e a soltura variou entre 1h e 2h30, independente do tipo de matriz.

Figura 6. Desenho esquemático do mecanismo utilizado na liberação dos animais nas matrizes experimentais. O observador que liberava a ave ficava a, aproximadamente, 50 m do ponto de soltura.

Monitoramento da Movimentação e estimativa das localizações

Para verificar os tipos de movimento (i.e. reto, tortuoso ou ausência de movimento) e a direção inicial em cada matriz, utilizamos o método de triangulação com radiotelemetria (Kenward 2001). Esse método propõe que a partir de alguns pontos de referência conhecidos (3 ou mais), são obtidas direções, simultâneas ou em intervalos de tempo reduzido, do sinal emitido pelo transmissor e assim, a localização do animal.

Os registros foram feitos com receptores de radio VHF manuais com antenas direcionais “Yagi”, que detectam num raio de aproximadamente 500 m. Os registros foram obtidos simultaneamente por três observadores a cada 5 minutos durante as primeiras 2 horas e, depois, a cada 15 minutos ou em menor tempo quando necessário (e.g. grande movimentação do indivíduo). Esse monitoramento foi realizado enquanto o animal se deslocava pela matriz, estando os observadores o

mais distante possível (> 50m) e fora dos possíveis trajetos da ave. A partir da triangulação dessas direções, obtivemos uma região de maior probabilidade de origem do sinal (localização do animal) utilizando o método de estimativa de máxima verossimilhança no programa Locate III (Nams 2006).

Os dados obtidos no monitoramento da movimentação foram corrigidos segundo a declinação magnética da região durante o período de trabalho (i.e. -19.5°), de acordo com *National Geophysical Data Center* (NGDC, disponível em: <http://www.ngdc.noaa.gov/geomag-web/#declination>), utilizando o programa Locate III (Nams 2006), que posteriormente nos forneceu os pontos do trajeto de cada animal.

As localizações foram plotadas no programa Arc Gis 10.0. Os pares ou trios da radiotelemetria que não se cruzavam ou apresentavam problemas de localização foram descartados (White e Garrot 1990, Kenward, 2001), o que representou menos de 1% dos dados usados (4 de 605 pontos de localização).

Análise de dados

O tempo de permanência dos indivíduos de *P. leucoptera* em cada matriz foi comparado através da análise de sobrevivência de *Kaplan-Meier* que compara curvas de sobrevivência (sobrevida = tempo transcorrido antes da ocorrência de um evento terminal) entre tratamentos (i.e. diferentes matrizes). A chegada à mata foi considerada o evento terminal ou sucesso, e algum outro evento (i.e. morte) foi considerado insucesso. O procedimento foi apropriado, pois permitiu a análise de dados incompletos coletados em indivíduos que morreram (e.g. por predação). As proporções de sucesso entre as matrizes foram comparadas através de Teste G.

Os padrões de movimentação foram comparados entre si utilizando a geometria fractal (Mandelbrot 1967). A dimensão fractal (D-fractal; Dicke e Burrough 1988), um dos índices dessa geometria, é apontada como um dos melhores métodos de análise de tortuosidade em movimentos (Wiens *et al.* 1995). Os valores variam entre 1 e 2, com o valor 1 indicando um caminho em linha reta e o 2 indicando um trajeto tão tortuoso a ponto de cobrir um plano. O índice de cada trajeto foi calculado no software Fractal 5.2 (disponível em <http://www.nsac.ns.ca/envsci/staff/vnams>), através do fractal médio ("Fractal mean", Caldweel e Nams 2006), e depois foram comparados através de estatística não-paramétrica (i.e. *Kruskal-Wallis*).

Para avaliar se houve variação na capacidade perceptual dos indivíduos nas diferentes matrizes, analisamos o ângulo do deslocamento inicial (primeiros 20 m) em

relação à direção esperada, que seria seguir diretamente ao fragmento alvo. Consideramos que seguir em direção ao fragmento mais próximo indicaria que os animais “percebem” esse elemento da paisagem, conforme procedimento já utilizado por Zollner e Lima (1997). A medição dos ângulos foi feita através do programa ArcGis 10.0 e as análises feitas através de estatística circular utilizando o programa Oriana 4.01, foram realizados os testes V para verificar quanto a direção inicial em cada matriz diferiu do esperado, e o teste Watson-Williams para comparar as direções entre matrizes.

Resultados

Densidade de aves de rapina

Obtivemos 261 registros de aves de rapina nos 60 censos realizados (Tabela 1). Dentre as 18 espécies detectadas (e mais duas não identificadas), três não foram consideradas nas análises, pois não apresentavam em sua dieta aves pequenas. Houve assim 255 detecções de aves potencialmente predadoras de *Pyrglena leucoptera*. A partir das funções de detecção matriz-específicas (Figura 7), estimamos as densidades totais de potenciais predadores em cada matriz experimental (Tabela 2). As funções de detecção selecionadas pelo método AIC foram diferentes para cada matriz, já que a estrutura, e consequentemente, a detectabilidade entre elas são diferentes. A função escolhida para o pasto foi a semi-normal com termo de ajuste cosseno e com probabilidade de detecção igual a 0,45, a do milho foi a função *hazard-rate* com termo de ajuste cosseno e com detectabilidade igual a 0,07 e a do *Eucaliptus* foi a função uniforme com termo de ajuste polinomial e com probabilidade de detecção igual a 0,58.

Tabela 1. Espécies de aves de rapina detectadas. As espécies excluídas estão em negrito.

Espécie	Pasto	Milho	<i>Eucaliptus</i>
<i>Amadonastur lacernulatus</i>	0	1	0
<i>Athene cunicularia</i>	27	1	0
<i>Buteo albicaudatus</i>	9	1	0
<i>Caracara plancus</i>	53	20	1
<i>Elanus leucurus</i>	1	0	0
<i>Falco deiroleucus</i>	0	2	0
<i>Falco femoralis</i>	3	3	1
<i>Falco rufigularis</i>	0	1	0
<i>Falco sparverius</i>	9	2	0
<i>Hepertothers cachinnans</i>	1	0	0
<i>Heteropzias meridionalis</i>	4	1	0
<i>Ictinia pumilea</i>	3	1	0
<i>Leptodon cayanaensis</i>	1	0	0
<i>Milvago chimachima</i>	12	5	6
<i>Rupornis magnirostris</i>	36	16	18
<i>Urubitinga coronata</i>	2	0	0
<i>Falco sp</i>	2	0	1
<i>Buteo sp</i>	1	7	0
Não Identificados	2	6	1
TOTAL	166	67	28

Figura 7. Curvas de detecção de aves de rapina (em vermelho) selecionadas para a matriz de (a) pasto, (b) milho, (c) *Eucalyptus*. As barras representam a proporção de indivíduos detectados a cada distância dos transectos.

Tabela 2. Densidades de aves de rapina baseadas nas funções de detecção selecionadas, tempo de permanência na matriz de cada indivíduo (em horas), sucesso de cada indivíduo em chegar à floresta (1-sucesso, 0-insucesso) e dimensão fractal (DFractal) para cada trajeto de movimentação.

ID	Matriz	Local	Densidade (ind./ha)	Tempo (h)	Sucesso	DFractal	Ângulos	Observações
1	PASTO	Lucilene	0,15	1,88	0,00	1,27	80,69	Predação
2	PASTO	Represas	0,19	4,50	0,00	1,23	51,84	Morte
3	PASTO	Neco	0,30	1,67	1,00	1,12	0,00	
4	PASTO	Hermes	0,21	0,17	1,00	1,01	32,25	
5	PASTO	Adao	0,19	1,00	1,00	1,14	99,22	
6	PASTO	Nha Moca	0,14	0,75	1,00	1,15	124,13	
7	PASTO	Tamoyo	0,18	0,33	1,00	1,04	18,53	
8	PASTO	Modulo	0,29	0,25	1,00	1,08	126,83	
9	PASTO	Carlos	0,19	0,70	1,00	1,10	156,57	
10	PASTO	Portugues	0,37	1,25	1,00	1,19	37,67	
11	MILHO	Sta Terezinha	0,33	3,00	1,00	1,23	50,37	
12	MILHO	Leno	0,50	1,42	1,00	1,12	54,18	
13	MILHO	Miguel	0,92	0,67	0,00	1,71	172,96	Morte
14	MILHO	Cabecao	1,00	2,33	0,00	1,13	41,03	Possível Predação
15	MILHO	Dirceu	1,17	18,58	1,00	1,36	140,66	
16	MILHO	Ed Carlos	0,83	5,33	1,00	1,38	53,62	
17	MILHO	Bechara	0,25	2,25	0,00	1,68	82,62	Possível Predação
18	MILHO	Fernando	0,25	28,50	0,00	1,21	20,77	Predação
19	MILHO	Agrimpa	0,08	26,00	0,00	1,17	48,68	Possível morte
20	MILHO	Tomo	0,17	22,83	1,00	1,21	39,87	
21	<i>EUCALIPTUS</i>	Sede Velha	0,05	21,00	1,00	1,22	95,92	
22	<i>EUCALIPTUS</i>	Valinhos	0,04	23,50	1,00	1,28	161,28	
23	<i>EUCALIPTUS</i>	Ingles	0,02	2,00	1,00	1,41	6,33	
24	<i>EUCALIPTUS</i>	36	0,03	0,75	1,00	1,24	66,62	
25	<i>EUCALIPTUS</i>	Tijuco	0,04	4,50	1,00	1,19	145,97	
26	<i>EUCALIPTUS</i>	Boa Vista	0,03	2,42	1,00	1,53	14,12	
27	<i>EUCALIPTUS</i>	Retiro	0,03	20,25	1,00	1,28	100,20	
28	<i>EUCALIPTUS</i>	Lavrinhas 11	0,02	0,50	1,00	1,12	76,33	
29	<i>EUCALIPTUS</i>	Lavrinhas 3	0,02	3,75	1,00	1,17	81,20	
30	<i>EUCALIPTUS</i>	Grupo	0,00	7,92	1,00	1,14	64,13	

A densidade de aves de rapina foi significativamente diferente entre as três matrizes ($H_{2,30} = 21,03$, $p < 0,001$). As maiores densidades foram observadas igualmente no milho e no pasto ($p > 0,05$). Já na matriz de *Eucaliptus*, a densidade foi

menor e diferente tanto do pasto ($p < 0,05$) quanto do milho ($p < 0,001$). O milho apresentou uma grande variação, com média $\pm$ desvio padrão igual a $0,55 \pm 0,39$ ind. / ha, o pasto ($0,22 \pm 0,07$) e o *Eucaliptus* ($0,03 \pm 0,01$) tiveram uma variação menor (Figura 8).

Figura 8. Densidades de aves de rapina por matriz.

Padrão de movimentação nas matrizes

O sucesso dos indivíduos translocados em chegar à mata (Tabela 2) foi diferente entre as matrizes ($G = 8,72$, $p < 0,05$). No *Eucaliptus*, todos ($n = 10$) foram bem sucedidos. No pasto, 80% dos indivíduos conseguiram chegar ao seu habitat natural. No milho apenas 50% alcançaram um fragmento florestal (Figura 9).

Figura 9. Proporções de indivíduos que tiveram sucesso (blocos escuros) e insucesso (blocos claros) em chegar ao habitat (i.e. floresta).

O tempo de permanência variou entre as matrizes (Tabela 2). Os indivíduos permaneceram tempo semelhante nas matrizes de milho e *Eucaliptus*, sendo esse tempo maior que na de pasto, como pode ser observado pelas curvas de sobrevivência de *Kaplan-Meier* que foram diferentes entre as matrizes ($\chi^2 = 10,34$, $df = 3$, $p < 0,05$) (Figura 10). Esse maior tempo de permanência no milho e no *Eucaliptus* não significou, necessariamente, maior número de insucessos. Já no pasto, os indivíduos que permaneceram mais tempo morreram.

Com relação aos dois indivíduos liberados no pasto que não alcançaram a mata, um foi predado por uma ave de rapina (*Caracara plancus*) durante o monitoramento, e o outro foi encontrado morto sem nenhuma marca de predação. No milho houve vestígios de predação em apenas um dos casos (penas no local onde estava o transmissor). Outro animal solto no milho foi encontrado morto sem sinais de predação. Em outros dois casos, temos apenas evidências indiretas de predação, num caso o sinal sumiu rapidamente (perdemos até o sinal auditivo), e no outro caso o sinal se deslocou de repente cerca de 300 m, ficou inconstante e desapareceu. No último caso, o sinal ficou extremamente fraco e mesmo depois de uma grande busca, não conseguimos estabelecer a localização.

Figura 10. Curvas de sobrevivência de *Kaplan-Meier* representando o tempo de permanência na matriz e a proporção de indivíduos de *P. leucoptera* que chegaram aos fragmentos de habitat.

O padrão de tortuosidade do trajeto dos indivíduos translocados (Figura 11, Anexo 1), medido pela dimensão fractal de cada trajeto (DFractal, Tabela 2), foi diferente entre as matrizes ($H_{2,30} = 7,95$, $p < 0,05$). O milho apresentou uma grande variação, com média $\pm$ desvio padrão igual a $1,32 \pm 0,21$, o pasto ($1,13 \pm 0,08$) e o *Eucaliptus* ($1,26 \pm 0,13$) já tiveram uma variação menor (Figura 11). As diferenças se encontram entre milho e pasto ($p < 0,05$) e entre *Eucaliptus* e pasto ($p = 0,054$), mas não entre *Eucaliptus* e milho ($p > 0,05$). Pasto foi a matriz com trajetos mais retilíneos, milho teve percursos mais tortuosos e o *Eucaliptus* ficou em uma posição intermediária (Figura 12).

Figura 11. Exemplo de trajeto (a) no pasto, (b) no milho e (c) no *Eucaliptus*.

Figura 12. Dimensões fractais por matriz, indicando a tortuosidade dos caminhos.

Não houve relação entre a tortuosidade (D_{Fractal}) e o tempo de permanência nas matrizes de milho ($R^2 = 0,1445$, $p > 0,05$) e *Eucaliptus* ($R^2 = 0,0028$, $p > 0,05$). Já na matriz de pasto, os animais que fizeram percursos mais tortuosos ficaram mais tempo na matriz ($R^2 = 0,4960$, $p < 0,05$) (Figura 13 a-c).

Figura 13. Relação entre a tortuosidade do trajeto (Dimensão Fractal) e o tempo de permanência na matriz no (a) pasto, (b) milho e (c) *Eucaliptus*.

A partir dos ângulos do deslocamento inicial de cada indivíduo translocado (primeiros 20 m) (Tabela 2), verificamos que os animais se desviaram da direção esperada, isto é, não seguiram diretamente para o fragmento focal na matriz de pasto ($u = 0,33$, $p > 0,05$), na de milho ($u = 1,47$, $p > 0,05$) e na de *Eucaliptus* ($u = 0,50$, $p > 0,05$). Também não houve diferença no desvio do direcionamento entre as três matrizes ($F_{2,30} = 0,30$, $p > 0,05$).

Discussão

A análise conjunta da densidade de predadores nas matrizes e dos experimentos de translocação permitiu detectar um gradiente de risco para o deslocamento da espécie *Pyriglena leucoptera* nas matrizes. O milho é a matriz onde há o maior risco, o pasto apresenta uma situação intermediária e o *Eucaliptus* é a matriz menos arriscada. Os possíveis mecanismos capazes de explicar o padrão observado são discutidos abaixo.

O risco de predação influencia o comportamento de movimentação dos animais entre manchas de habitat e pode variar entre matrizes com estruturas vegetacionais diferentes (Desrochers e Hannon 1997, Bélisle 2005, Zollner e Lima 2005, Roth II *et al.* 2006). Conforme esperado, as densidades de predadores de *Pyriglena leucoptera* (i.e. aves de rapina) foram diferentes nas três matrizes estudadas. No pasto e no milho as densidades foram semelhantes e maiores do que no *Eucaliptus*.

Os pastos devem apresentar vantagens para as aves de rapina, como amplo campo visual e amplo espaço para voo. Possivelmente, os fragmentos florestais são usados como poleiro para essas aves. A maior densidade de aves de rapina em pastagens foi relatada anteriormente por Granzinolli (2009) na Estação Ecológica de Itirapina e algumas generalizações da literatura também mencionam que essas áreas favorecem as espécies de áreas abertas naturais (e.g. del Hoyo *et al.* 1994, Sick 1997, Ferguson-Lees e Christie 2001).

A seleção de habitat pelos rapinantes parece ser, para algumas espécies, determinada pela estrutura da vegetação, morfologia e comportamento de caça, e para outras, o recurso alimentar deve exercer maior influência (Janes 1985). Baseados na ausência de poleiros e no menor campo visual para os predadores, acreditávamos que no milho encontraríamos a menor densidade de aves de rapina. As plantações mecanizadas, como o milho, geralmente não possuem árvores no meio para serem utilizadas como poleiros. Porém, após as nossas análises, entendemos que além das características destacadas acima (i.e. poleiros, campo visual), outras devem ter maior influência na utilização dos milharais. O tipo de alimento produzido por essa matriz pode atrair um grande número de presas para os rapinantes como pequenos mamíferos (Umetsu e Pardini 2007), resultando numa maior densidade dessas aves.

A densidade de aves de rapina no *Eucaliptus* também foi diferente da esperada. Previmos que a presença de poleiros e maior proteção propiciada pela vegetação arbórea seriam fatores importantes para o uso dessas matrizes pelas aves

de rapina. Contudo, a deficiência no espaço para vôo e no campo visual devem ser mais determinantes. Resultados semelhantes foram encontrados por Granzinoli (2009), que percebeu nas matrizes de *Eucaliptus* menor número de espécies e abundância de aves de rapina quando comparadas com as de pasto. Também precisamos considerar a distribuição de presas nessa matriz, que pode ser baixa e insuficiente para atrair as aves de rapina.

Importante ressaltar que a menor densidade de aves de rapina registrada no *Eucaliptus* não é resultado de uma menor detecção das aves nessa vegetação mais fechada quando comparada às outras (i.e. pasto e milho). O método de amostragem utilizado (i.e. *Distance Sampling*) permite corrigir possíveis diferenças na detecção no cálculo das densidades. No *Eucaliptus* a função de detecção selecionada foi diferente da do pasto e do milho, permitindo os ajustes.

As densidades desiguais de predadores entre as matrizes indicam que o risco de predação para *Pyrglena leucoptera* é diferente entre elas. As matrizes de pasto e milho, por apresentarem maior densidade de aves de rapina, são mais arriscadas do que as de *Eucaliptus*. Os níveis variados de risco são percebidos pelas presas (*Pyrglena leucoptera*) e influenciam seus comportamentos de movimentação para minimizarem os custos e potencializarem as possíveis vantagens de cada local (Lima 1998, Lima e Bednekoff 1999, Bélisle 2005, Zollner e Lima 2005, Fahrig 2007).

Simulações feitas por Zollner e Lima (2005) mostraram que o risco de predação tem papel relevante nos padrões de movimentação dos indivíduos pelas matrizes. Como esperado, os nossos resultados mostraram que o comportamento de movimentação de *P. leucoptera* variou entre as áreas de não-habitat com diferentes riscos de predação. O tempo de permanência em cada matriz e a tortuosidade do trajeto percorrido foram diferentes. No entanto, o parâmetro utilizado para avaliar a capacidade perceptual não apresentou variações. Nas três matrizes todos os indivíduos soltos se movimentaram inicialmente em uma direção diferente da esperada (i.e. o fragmento de floresta mais próximo).

O tempo de permanência na matriz, considerado como o tempo de exposição ao risco, foi maior nas matrizes de milho e de *Eucaliptus* do que nas de pasto. Além do efeito do risco percebido pela presa, o tempo utilizado durante o deslocamento pode ser influenciado pela vegetação. Cada matriz pode facilitar ou dificultar a movimentação dos animais conforme a sua estrutura (Bélisle e Desrochers 2002), impondo, por exemplo, barreiras ao campo visual. Concordando com essa idéia, as matrizes em que os animais ficaram mais tempo (i.e. milho e *Eucaliptus*) têm barreiras

maiores em relação à visibilidade (estrutura vegetal mais densa). Consequentemente, um maior tempo de deslocamento pode ser explicado por uma maior obstrução do campo visual e menor direcionamento do movimento, mesmo em condições de alta densidade de predadores, como no milho.

Os motivos e as consequências de um maior tempo de permanência no milho e *Eucaliptus* são diferentes. No milho, por ser uma das matrizes com maior densidade de predadores (i.e. com maior risco), apenas 50% dos indivíduos soltos tiveram sucesso em chegar ao habitat. Na matriz de *Eucaliptus*, o maior tempo não representou menor sucesso, já que é a matriz com menor densidade de rapinas (i.e. menor risco) e todos os animais translocados tiveram sucesso em chegar à mata. No pasto, apesar da grande densidade de rapinas, o tempo de deslocamento foi menor e, portanto, os animais ficaram menos tempo expostos ao risco, tendo um sucesso em chegar aos fragmentos de floresta de 80%.

A tortuosidade do movimento foi maior nas matrizes de milho, intermediária na de *Eucaliptus* e menor na de pasto. Assumindo que os indivíduos fazem movimentos curtos e retilíneos em locais estressantes onde eles tenham visibilidade do objetivo (Zollner e Lima 1999, Fahrig 2007, Hodgson *et al.* 2011, Turlure *et al.* 2011a), podemos considerar que o comportamento de *Pyrglena leucoptera* reflete o alto risco de predação percebido na matriz de pasto. O padrão de movimento na matriz de *Eucaliptus*, que apresentou uma tortuosidade intermediária, pode estar relacionado com a falta de visibilidade do objetivo. Porém, o baixo risco de predação e o alto sucesso de chegada à floresta mais próxima sugere que a tortuosidade do movimento possa também ser resultado do aproveitamento de recursos da plantação de *Eucaliptus* (Zollner e Lima 2005).

A obstrução visual nas matrizes de *Eucaliptus* é provavelmente maior que a de pasto e menor que a de milho. Quando observamos a estrutura da vegetação (i.e. árvores com copa) e o método de plantio em linhas, verificamos que o alcance da visão é maior no *Eucaliptus* do que no milho, que tem folhagens até o chão. Prevedello e Vieira (2010) propuseram que os animais podem seguir essas linhas de plantação, por isso utilizamos apenas matrizes de *Eucaliptus* com linhas perpendiculares à mata.

Os milharais propiciam o menor campo visual para *Pyrglena leucoptera*. Assim, provavelmente, o movimento nessa matriz é tortuoso porque a vegetação impossibilita o direcionamento do movimento. O forrageamento, diferentemente do *Eucaliptus*, é pouco provável, pois se trata de uma matriz com alto risco de predação (Zollner e Lima 2005), não sendo uma explicação coerente para o movimento tortuoso

observado nessa matriz. Assim, os animais, desorientados, deslocaram-se aleatoriamente até encontrarem a mata ou sofrerem algum outro evento. O movimento sem direção implica em um aumento na distância a ser percorrida pelo animal e a elevação dos custos associados ao deslocamento, já que os animais gastam mais tempo (Serrano e Tella 2003, Bowler e Benton 2005), afetando a chegada ao fragmento florestal (Awade 2009).

Por outro lado, percursos mais tortuosos nem sempre resultaram em um maior tempo de exposição. Nas matrizes de milho e *Eucalyptus* os animais devem ter ficado mais tempo parados, pois a menor tortuosidade no movimento não representou menor tempo de permanência nessas áreas. No *Eucalyptus*, esse resultado reforça a idéia de aproveitamento de recursos. No milho, as pausas podem estar relacionadas a mecanismos de proteção contra predadores (Lima e Dill 1990). Na matriz de pasto, os percursos mais tortuosos resultaram em um maior tempo na matriz e por tanto em um maior tempo de exposição ao risco de predação.

Nas três matrizes, o movimento inicial dos animais (20 m) não seguiu a direção esperada dada pelo menor caminho até a mata (150 m), isto é, eles se desviaram da direção esperada. Também não houve diferença do desvio do movimento inicial entre as matrizes. Apesar do foco desse trabalho não ter sido avaliar a capacidade perceptual de *P. leucoptera*, utilizamos esse parâmetro com a intenção de verificar a obstrução visual em cada matriz, que é evidentemente diferente. Acreditamos que a falta de direção inicial nas três matrizes tenha ocorrido pela distância em que soltamos os animais (i.e. 150 m), que é superior à capacidade perceptual estimada para essa espécie, entre 60 e 130 m em áreas de pasto (Awade 2009). Em áreas mais fechadas, como milho e *Eucalyptus*, essa distância não foi determinada, mas provavelmente deve ser ainda menor.

O conjunto dos nossos resultados indica que a espécie *Pyrglena leucoptera* é capaz de diferenciar os riscos e benefícios das matrizes e responder com padrões de movimentação diferenciados, influenciando a probabilidade de se deslocar com sucesso entre as manchas de habitat. Resultados recentes também tiveram conclusões semelhantes para outras espécies. Aben *et al.* (*in press*), estudando aves florestais em paisagens fragmentadas, verificaram que elas utilizavam diferentemente as matrizes. Turlure *et al.* (2011a) estudaram os efeitos de matrizes em espécies de borboletas e encontraram que a velocidade de vôo em cada matriz foi diferente, sendo mais rápida em matrizes de baixa qualidade para uma das espécies. Prevedello *et al.* (2011) testaram a capacidade perceptual (um dos principais determinantes da

dispersão) de mamíferos e encontraram que ela é inversamente proporcional à obstrução visual da vegetação.

Outros requisitos básicos para os animais, como alimento e condições físicas, também podem afetar a movimentação dos animais. A distribuição de recursos alimentares para *Pyriglena leucoptera* nessas áreas de não-habitat deve ser variada (Santos-Filho *et al.* 2012, Ockinger *et al.* 2012). As diferentes matrizes também devem propiciar microclimas variados, influenciando a temperatura e a umidade, que são importantes para as aves e outros grupos, variando o estresse fisiológico (Stratford e Robinson 2005, Turlure *et al.* 2011b).

Nas matrizes estudadas, o pasto deve propiciar o maior estresse fisiológico, já que a ave não tem nenhuma proteção, resultando em temperaturas altas e baixa umidade. Dentre as duas mortes que ocorreram no pasto, uma delas pareceu resultar de estresse fisiológico. No milho, já há sombreamento e as condições devem ser mais amenas. No *Eucaliptus* por conta da sua maior cobertura, similar com o habitat de *P. leucoptera*, deve apresentar o ambiente menos estressante, com baixa temperatura e alta umidade.

Concluimos que a matriz de *Eucaliptus* é a de menor risco para a espécie em estudo. Essa área de não-habitat apresentou a menor densidade de aves de rapina e o maior sucesso de chegada à mata. O maior tempo de permanência na matriz, juntamente com a tortuosidade intermediária, não representaram maior risco de predação, e podem ser explicados por essa matriz proporcionar áreas de forrageio para a espécie. O microclima menos estressante também deve ter contribuído. A similaridade com o habitat natural de *P. leucoptera* (i.e. floresta) colabora para que o ambiente nessa matriz seja favorável ao deslocamento, isto é, menor risco (menor densidade de predadores) e mais benefícios (alimento e proteção) (Laurance e Yensen 1991, Forman 1995, Mesquita *et al.* 1999, Caryl 2012, Magrach *et al.* 2012, Eycott *et al. in press*). Há ainda evidências de que os animais ficam menos resistentes a deixarem o seu habitat quando a diferença entre a área de habitat e a matriz é pequena (Castellon e Sieving 2006).

Os pastos parecem ter risco intermediário para os indivíduos de *Pyriglena leucoptera*. Apesar da alta densidade de aves de rapina e alto estresse fisiológico, a ausência de obstrução visual permitiu que os indivíduos realizassem movimentos mais retilíneos em direção ao habitat, resultando em um menor tempo de exposição ao risco. O milho apresentou-se como a matriz de maior risco, com grande densidade de predadores, tempo de exposição ao risco alto e caminhos mais tortuosos. O alto

insucesso em chegar à mata (i.e. o menor entre as três matrizes estudadas) e o estresse fisiológico reforçam a idéia de uma matriz com maior custo ao movimento da espécie em estudo.

A importância de se considerar as matrizes como elementos heterogêneos das paisagens é novamente destacada com os nossos resultados. O conhecimento gerado fornece informações importantes sobre como os indivíduos respondem, através do seu comportamento de deslocamento pela paisagem, às alterações estruturais da matrizes. Esses fatores que agem no fluxo inter-habitat dos indivíduos são essenciais para determinar a probabilidade de persistência das populações em paisagens fragmentadas (Taylor *et al.* 1993, Hanski 1999, Zollner e Lima 2005, Santos-Filho *et al.* 2012).

Ações de manejo com o intuito de contribuir para o aumento do fluxo de indivíduos pelas matrizes devem estimular a manutenção ou a criação de matrizes similares ao habitat florestal. Os nossos resultados mostram que essas matrizes podem aumentar a conectividade entre os fragmentos de habitat, pois apresentam menor risco ao movimento da ave de sub-bosque em estudo, e devem ser de melhor qualidade para outros táxons também (Aberg 1995, Gascon *et al.* 1999, Barbaro *et al.* 2005, Lantschner *et al.* 2008). Além de influenciarem a conectividade, essas matrizes podem reduzir os efeitos de borda, quando comparadas com matrizes estruturalmente diferentes da vegetação primária (Laurance e Yensen 1991, Forman 1995, Mesquita *et al.* 1999, Caryl *et al.* 2012, Magrach *et al.* 2012). Para aumentar essa similaridade, algumas práticas comerciais em áreas florestais, como a supressão do sub-bosque (e.g. *Pinus* e *Eucalyptus*), devem ser evitadas, pois retiram possíveis recursos e impactam no microclima, resultando, assim, numa queda na qualidade da matriz, e na diversidade e riqueza de espécies florestais dependentes de sub-bosque (Aurati *et al.* 2005).

A manutenção das espécies pode ser favorecida em função de como as matrizes serão manejadas (Franklin e Lindenmayer 2009, Caryl *et al.* 2012). Ao se reconhecer o papel dessas áreas, abre-se uma nova via de manejo de paisagens, o que é particularmente importante em regiões onde não é possível alterar a configuração espacial do habitat. O entendimento dos efeitos das matrizes deve ser priorizado por ser essencial na compreensão dos processos ecológicos nas paisagens fragmentadas. Só o adequado manejo dessas áreas, permitirá a persistência de populações de espécies florestais nas paisagens modificadas pelo Homem.

Referências Bibliográficas

- Aben, J., Adriaensen, F., Thijs, K.W., Pellikka, P., Siljander, M., Lens, L., Matthysen, E. *in press*. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented Afromontane biodiversity hot spot. *Animal Conservation*.
- Aberg, J., Jansson, G., Swenson, J. E., Angelstam, P. 1995. The Effect of Matrix on the Occurrence of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in Isolated Habitat Fragments. *Oecologia* 103: 265-269.
- Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation – A landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441-451.
- Atauri, J. A. , De Pablo, C. L., De Agra, P. M., Schmitz, M. F., Pineda, F. D. 2005. Effects of Management on Understory Diversity in the Forest Ecosystems of Northern Spain. *Environmental Management* 34: 819–828.
- Awade, M. 2009. Padrões de movimentação de uma espécie de ave em paisagens fragmentadas e seus efeitos para a conectividade funcional: uma abordagem hierárquica. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Awade, M., Metzger, J. P. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33: 863-871.
- Baillie, S. R., Sutherland, W. J., Freeman, S.N., Gregory, R.D., Paradis, E. 2000. Consequences of large-scale processes for the conservation of bird populations. *Journal of Applied Ecology* 37: 88-102.
- Barbaro, L., Pontcharraud, L., Vetillard, F., Guyon, D., Jactel, H. 2005. Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Ecoscience* 12: 110-121.

- Barrientos, R. 2010. Retention of native vegetation within the plantation matrix improves its conservation value for a generalist woodpecker. *Forest Ecology and Management* 260: 595-602.
- Bélisle, M, Desrochers, A., Fortin, M. J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82: 1893-1904.
- Bélisle, M., 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86: 1988-1995.
- Bender, D.J., Fahrig, L . 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology* 86: 1023-1033.
- Bernard, E., Fenton, M. B. 2007. Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarem, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation* 134: 332-343.
- Bhagwat, S. A., Kushalappa, C. G., Williams, P.H., Brown, N.D. 2005. Landscape approach to biodiversity conservation of sacred groves in the Western Ghats of India. *Conservation Biology* 19: 1853-1862.
- Blaum, N., Wichmann, M.C. 2007. Short-term transformation of matrix into hospitable habitat facilitates gene flow and mitigates fragmentation. *Journal of Animal Ecology* 76: 1116-1127.
- Boscolo, D., Vielliard, J.M.E., Metzger, J.P. 2006. Efficiency of playback for assessing the occurrence of five birds species in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78: 629-644.
- Boscolo, D; Candia-Gallardo, C; Awade, M, Pardini, R. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic forest, Brazil. *Biotropica* 40: 273-276.
- Bowler, D.E., Benton, T.G. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: Relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 80: 205 - 225.
- Brady, M.J., McAlpine, C.A., Possingham, H.P., Miller, C.J., Baxter, G.S. 2011. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. *Landscape Ecology* 26: 617–628.

- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L. 2001. Introduction to Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York.
- Caldwell IR, Nams VO. 2006. A compass without a map: tortuosity and orientation of eastern painted turtles (*Chrysemis picta picta*) released in unfamiliar territory. Canadian Journal of Zoology 84:1129–1137.
- Candia-Gallardo, C.E. 2010. O valor de corredores florestais para a conservação de aves em paisagens fragmentadas. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Caryl, F.M., P. Quine, C.P., Park, K.J. 2012. Martens in the matrix: the importance of nonforested habitats for forest carnivores in fragmented landscapes. Journal of Mammalogy, 93:464-474.
- Castellón, T.D., Sieving, K.E., 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by endemic understory bird. Conservation Biology 20: 135-145.
- Caula, S., Marty, P., Martin, J.L. 2008. Seasonal variation in species composition of an urban bird community in Mediterranean France. Landscape and Urban Planning 87: 1-9.
- Chalfoun, A. D., Thompson III, F. R., Ratnaswamy, M.J. 2002. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. Conservation Biology 16: 306–318.
- Chazdon, R. L., Harvey, C. A., Komar, O., Griffith, D.M., Ferguson, B.G., Martinez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Breugel, M., Philpott, S.M. 2009. Beyond Reserves: A Research Agenda for Conserving Biodiversity in Human-modified Tropical Landscapes. Biotropica 41: 142-153.
- Clobert, J., Ims, R. A., Rousset, F. 2004. Causes, mechanisms and consequences of dispersal. Em: Hanski, I. A. e Gaggiotto, O. E. (Editores), Ecology, Genetics, and Evolution of Metapopulations. London: Academic Press. 307-335.
- Cottam, M. R., S. K. Robinson, Heske, E.J., Brawn, J.D., Rowe, K.C. 2009. Use of landscape metrics to predict avian nest survival in a fragmented midwestern forest landscape. Biological Conservation 142: 2464-2475.

- Cramer, M. J., Willig, M. R. 2002. Habitat heterogeneity, habitat associations, and rodent species diversity in a sand-shinnery-oak landscape. *Journal of Mammalogy* 83: 743-753.
- Dale, S. 2001. Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. *Oikos* 92: 344-356.
- Dancose, K., Fortini, D., Guo, X. 2011. Mechanisms of functional connectivity: the case of free-ranging bison in a forest landscape. *Ecological Applications*, 21: 1871–1885.
- de Castro, E. B. V., Fernandez, F. A. S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73-80.
- Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J.. 2004. Handbook of the Birds of the World. vol 2. New World vultures to Guinea fowl. Lynx Edicions. Barcelona.
- Deslauriers, J.V., Francis, C.M. 1991. The effect of time of day on mist-net captures of passerines on spring migration. *Journal of Field Ornithology*. 67: 107–116.
- Desrochers, A., Hannon, S. J. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* 11:1204–1210.
- Dicke M, Burrough P. 1988. Using fractal dimensions for characterizing tortuosity of animal trails. *Physiological Entomology*, 13: 393-398
- Dixo, M., Metzger, J.P. 2010. The matrix-tolerance hypothesis: an empirical test with frogs in the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 19: 3059-3071.
- Donovan, T. M., Jones, P.W., Annand, E. M., Thompson III, F. R. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78: 2064-2075.
- Driscoll, D. A. 2004. Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. *Ecological Applications* 14: 220-240.
- Driscoll, M.J.L., Donovan, T.M. 2004. Landscape context moderates edge effects: Nesting success of wood thrushes in central New York. *Conservation Biology* 18: 1330-1338.

- Duca, C., Guerra, T. J., Marini, M. A. 2006. Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 692-698.
- Eycott, A.M., Stewart, G.B., Buyung-Ali, L.M., Bowler, D.E., Watts, K., Pullin, A.S. in press. A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landscape Ecology* *in press*.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fahrig, L., 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* 21: 1003-1015.
- Farina, A. 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology* 12: 365-378.
- Ferguson-Lees, J., Christie, D.A. 2001. *Raptors of the World*. Houghton and Mifflin Company. New York.
- Forero-Medina G, Vieira MV. 2007. Método para estimar a capacidade perceptual e mecanismos de orientação em pequenos mamíferos. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia* 49:1-3.
- Forman, R. T. T., Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience* 31:733-74.
- Forman, R.T.T. 1995. Some general-principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10: 133-142.
- Franklin, J.F., Lindenmayer, D.B. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the national academy of science of the United States of America* 106: 349-350.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Malcolm, J.R., Stoucer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.

- Gobeil, J.F., Villard, M.A. 2002. Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. *Oikos* 98: 447-458.
- Granzinolli, M.A.M. 2009. Levantamento, área de vida, uso e seleção de habitat de Falconiformes na região central do estado de São Paulo. Tese de Doutorado Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28: 1140-1162.
- Gustafson, E. J., Gardner, R. H. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77: 94-107.
- Haddad, N. M. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* 9: 612-622.
- Hansbauer, M. M., Storch, I., Leu, S., Nieto-Holguin, J.P., Pimentel, R., G., Knauer, F., Metzger, J.P.W, 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 141: 782-791.
- Hanski, I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulation in dynamic landscapes. *Oikos* 87: 209-219.
- Haynes K.J., Cronin J.T. 2006. Interpatch movement and edge effects: the role of behavioral responses to the landscape matrix. *Oikos* 113: 43-54.
- Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A., Thomas, C.D. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48: 148–152.
- Hudgens, B. R., Haddad, N. M. 2003. Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models". *The American Naturalist* 161: 808–820.
- Janes, S. W. 1985. Habitat selection in raptorial birds. Pp. 159-188. *In* Cody, M. L. (ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press. San Diego, CA.

- Johnson, M. L., Gaines, M. S. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21, 449-480.
- Jules, E. S., Shahani, P. 2003. A Broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14: 459-464.
- Jullien, M., Thiollay, J.M. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: Comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography* 23: 7-25.
- Kennedy, C. M., Marra, P.P. 2010. Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: Inference from experimental translocations. *Biological Conservation* 143: 2136-2145.
- Kennedy, C. M., Marra, P.P., Fagan, W.F., Neel, M.C. 2010. Landscape matrix and species traits mediate responses of Neotropical resident birds to forest fragmentation in Jamaica. *Ecological Monographs* 80: 651-669.
- Kenward, R. 2001. *Manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, London.
- Koh, L. P., Ghazoul, J. 2010. A Matrix-Calibrated Species-Area Model for Predicting Biodiversity Losses Due to Land-Use Change. *Conservation Biology* 24: 994-1001.
- Kupfer, J. A., G. P. Malanson, Franklin, S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15: 8-20.
- Lantschner, M. V., Rusch, V., Peyrou, C. 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 17: 969–989.
- Larsen, K.W. , Boutin, S. 1994. Movements, survival and settlement of red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) offspring. *Ecology* 75:214-223.
- Laurance, W.F., Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77-92.

- Lees, A.C., Peres, C.A. 2008. Avian Life history determinants of local extinction risk in a fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation*, 11: 128-137.
- Lima S.L., Zollner, P.A. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes *Trends in Ecology and Evolution* 11:131-135.
- Lima, S.L. 1998. Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience* 48: 25-34.
- Lima, S.L. e Bednekoff, P.A. 1999. Temporal variation in danger drives antipredator behavior: The predation risk allocation hypothesis. *The American Naturalist* 153: 649-659.
- Lima, S.L., Dill, L.M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619-640.
- Lomolino, M. V., Perault, D. R. 2001. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. *Global Ecology and Biogeography* 10: 113-132.
- Lovell, S. T., Johnston, D. M. 2009. Designing Landscapes for Performance Based on Emerging Principles in Landscape Ecology. *Ecology and Society* 14: 44.
- Lyra-Jorge, M. C., Ribeiro, M. C., Ciocheti, G., Tambosi, L.R., Pivello, V.R. (2010). Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human- modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 56: 359-368.
- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Magrach, A., Larrinaga, A.R., Santamarina, L. 2012. Effects of Matrix Characteristics and Interpatch Distance on Functional Connectivity in Fragmented Temperate Rainforests. *Conservation Biology* 26: 238-247.
- Mandelbrot B. 1967. How long is the coast of Britain? Statistical self-similarity and fractional dimension. *Science* 156: 636-638.

- Martensen, A. C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation". *Biological Conservation* 141: 2184-2192.
- McIntyre, S., Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13: 1282-1292.
- Mesquita, R.C.G., Delamonica, P., Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Metzger, J. P. 1999. Landscape structure and fragmentation: Bibliographical analysis. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445-463.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens?. *Biota Neotropica* v1. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematicreview+BN00701122001> (último acesso 09.04.2011).
- Michael, D. R., Cunningham, R. B., Lindenmayer, D.B. 2008. A forgotten habitat? Granite inselbergs conserve reptile diversity in fragmented agricultural landscapes." *Journal of Applied Ecology* 45: 1742-1752.
- Moilanen, A., Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics: Effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79: 2503-2515.
- Moore, R.P., Robinson, W.D., Lovette, I.J., Robinson, T.R., 2008. Experimental evidence for extreme dispersal limitation in tropical forest birds. *Ecology Letter* 11: 1-9.
- Murphy, H.T., Lovett-Doust, J. 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter?. *Oikos* 105: 3-14.
- Nams, V.O. 2006. *Locate III User's Guide*. Pacer Computer Software, Tatamagouche.
- Ockinger, E., Bergman, K., Franzén, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., Poyry, J., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Bommarco, R. 2012. The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies. *Landscape Ecology* 27:121–131.

- Ouin, A., Paillat, G., Butet, A., Burel, F. 2000. Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay France). *Agriculture Ecosystems & Environment* 78: 159-165.
- Paradis, E., Baillie, S. R., Sutherland, W. J. e Gregory, R. D. 1998. Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology* 67, 518– 536.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick J.W. 1996. Ecological and distributional databases. *Neotropical birds: Ecology and conservation* (eds. Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., Moskovits, D. K. (ed.), The University of Chicago Press, Chicago, pp. 481.
- Perault, D. R., Lomolino, M. V. 2000. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. *Ecological Monographs* 70: 401-422.
- Pineda, E., Halffter, G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117: 499-508.
- Pita, R., Beja, P., Mira, A. 2007. Spatial population structure of the *Cabrera vole* in Mediterranean farmland: The relative role of patch and matrix effects. *Biological Conservation* 134: 383-392.
- Ponçano, W. L., Carneiro, C. D. R., Bistrihi, C. A., Almeida, F. F. M. & Prandini, F. L. 1991. Mapa geomorfológico do estado de São Paulo. IPT - São Paulo.
- Powell, G.V.N., 1974. Experimental analysis of the social value of flocking by starlings (*Sturnus vulgaris*) in relation to predation and foraging. *Animal Behaviour* 22: 501-505.
- Prevedello, J. A., Vieira, M. V. 2010. Plantation rows as dispersal routes: A test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation* 143: 131-135.
- Prevedello, J.A., Forero-Medina, G., Vieira, M.V. 2011. Does land use affect perceptual range? Evidence from two marsupials of the Atlantic Forest. *Journal of Zoology* 284: 53-59.

- Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A.R.E., Brashares, J.S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 20770-20775.
- Raim, A. 1978. A radio transmitter attachment for small passerine birds. *Bird-Banding* 49:326-332.
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Pablo, F., Delibes Mateos, M. 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: From individual behavior to metapopulation-level parameters. *American Naturalist* 164: E130-E153.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, Martensen, A.C, Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158: 87-99.
- Ries, L., Debinski, D. M. 2001. Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of central Iowa. *Journal Ecology* 70: 840-852.
- Rodewald, A. D. 2003. The importance of land uses within the landscape matrix. *Wildlife Society Bulletin* 31: 586-592.
- Rodríguez, A., Andrén, J., Jansson, G. 2001. Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos* 95: 383-396.
- Roth II, T.C., Lima, S.L., Vetter, W. E. 2006. Determinants of predation risk in small wintering birds: the hawk's perspective. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 60: 195–204.
- Santos-Filho, M., Peres, C.A., da Silva, D.J., Sanaïotti, T.M. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 21: 1127-1147
- Schooley R.L., Wiens J.A. 2003. Finding habitat patches and directional connectivity. *Oikos* 102: 559-570.
- Selonen, V., Hanski, I. K. 2003. Movements of the flying squirrel *Pteromys volans* in corridors and in matrix habitat. *Ecography* 26: 641-651.

- Serrano, D., Tella, J.L. 2003. Dispersal within a spatially structured population of lesser kestrels: The role of spatial isolation and conspecific attraction. *Journal of Animal Ecology* 72:400-410.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, RJ.
- Siegfried, W. R., G. A. Benn, Gelderblom, C.M. 1998. Regional assessment and conservation implications of landscape characteristics of African national parks. *Biological Conservation* 84: 131-140.
- Stotz D. F., Fitzpatrick J. W., Parker Iii T. A., Moskovitz D. K. 1996. *Neotropical Birds. Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Stratford, J. A., Stouffer, P.C. 1999. Local Extinctions of Terrestrial Insectivorous Birds in a Fragmented Landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*, 13: 1416–1423.
- Tallmon, D.A., Jules, E.S., Radke, N.J., Mills, L.S. 2003. Of mice and men and trillium: cascading effects of forest fragmentation. *Ecological Applications* 13: 1193-1203.
- Taylor, P.D. Fahrig, L. Heinen, K., Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 69: 571-573.
- Thamm, S., E. K. V. Kalko, Wells, K. 2009. Ectoparasite Infestations of Hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) are Associated with Small-Scale Landscape Structures in an Urban-Suburban Environment. *Ecohealth* 6: 404-413.
- Thomas L., Laake J.L., Strindberg S., Marques F.F.C., Buckland S.T., Borchers D.L., Anderson D.R., Burnham K.P., Hedley S.L., Pollard J.H., Bishop J.R.B., Marques T.A. 2005. *Distance*. [5.0 Beta 4]. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK.
- Turcotte, Y., Desrochers, A. 2003. Landscape-dependent response to predation risk by forest birds". *Oikos* 100: 614-618.
- Turlure, C., Baguette, M., Stevens, V.M., Maes, D. 2011a. Species- and sex-specific adjustments of movement behavior to landscape heterogeneity in butterflies. *Behavioral Ecology* 967-975.

- Turlure, C., Radchuk, V., Baguette, M., Van Dyck, H., Schtickzelle, N. 2011b. On the significance of structural vegetation elements for caterpillar thermoregulation in two peat bog butterflies: *Boloria eunomia* and *B. aquilonaris*. *Behavioral Ecology* 22: 967-975.
- Uezu, A., D. D. Beyer, Metzger, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation* 17: 1907-1922.
- Uezu, A., Metzger, J.P., Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507-519.
- Umetsu, F., Metzger, J.P., Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 31: 359-370.
- Umetsu, F., Pardini, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22:517–530.
- Van Houtan, K.S., Pimm, S.L., Halley, J.M., Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E., 2007. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters*. 10: 219-229.
- Vandermeer, J., Carvajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist* 158: 211-220.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R., Lima, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- Whitacre, D.F., Jones, L.E. & Sutter, J., 1992. Censusing raptors and other birds in tropical forest: further refinements of methodology. Progress Report V. Maya Project: Use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. Whitacre, D.F., Thorstrom, R.K. (Eds), 39-51.
- White, G. C., Garrot, R. A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press. San Diego, CA.

- Wiens, J.A., Crist, T.O., With, K.A., Milne, B.T. 1995. Fractal patterns of insect movement in microlandscape mosaics. *Ecology* 76: 663-666.
- Williams, D.M., Quinn, A.C.D., Porter, W.F. 2011. Landscape effects on scales of movement by white-tailed deer in an agricultural–forest matrix. *Landscape Ecology* 27:45–57.
- Witt, W. C., Huntly, N. 2001. Effects of isolation on red-backed voles (*Clethrionomys gapperi*) and deer mice (*Peromyscus maniculatus*) in a sage-steppe matrix. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1597-1603.
- Zollner P.A., Lima S.L. 1997. Landscape-level perceptual abilities in white-footed mice: perceptual range and the detection of forested habitat. *Oikos* 80: 51-60.
- Zollner PA, Lima SL. 1999. Search strategies for landscape-level interpatch movements. *Ecology*. 80:1019–1030.
- Zollner, P. A., Lima, S. L. 2005. Behavioral tradeoffs when dispersing across a patchy landscape. *Oikos* 108: 219-230.

Anexo 1

Trajetos nas matrizes de cada animal solto (os pontos vermelhos identificam o início do trajeto e os pontos azuis o fim).

(a) 1. Pasto Lucilene

(b) 2. Pasto Represas

(c) 3. Pasto Neco

(d) 4. Pasto Hermes

(e) 5. Pasto Adão

(f) 6. Pasto Nhã Moça

(g) 7. Pasto Tamoyo

(h) 8. Pasto Módulo

(i) 9. Pasto Carlos

(j) 10. Pasto Português

(a) 1. Milho Sta Terezinha

(b) 2. Milho Leno

(c) 3. Milho Miguel

(d) 4. Milho Cabeção

(e) 5. Milho Dirceu

(f) 6. Milho Ed Carlos

(g) 7. Milho Bechara

(h) 8. Milho Fernando

(i) 9. Milho Agrimpa

(j) 10. Milho Tomo

(a) 1. *Eucaliptus* Sede Velha

(b) 2. *Eucaliptus* Valinhos

(c) 3. *Eucaliptus* Inglês

(d) 4. *Eucaliptus* 36

(e) 5. *Eucaliptus* Tijuco

(f) 6. *Eucaliptus* Boa Vista

(g) 7. *Eucaliptus* Retiro

(h) 8. *Eucaliptus* Lavrinhas 11

(i) 9. *Eucaliptus* Lavrinhas 3

(j) 10. *Eucaliptus* Grupo