

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS
UNIFAL - MG**

MARCELA FERNANDES VILELA SILVA

**INFLUÊNCIA DE FATORES EXTERNOS E INTERNOS
SOBRE O DESLOCAMENTO DE GUILDAS DA
HERPETOFAUNA**

Alfenas – MG

2013

MARCELA FERNANDES VILELA SILVA

**INFLUÊNCIA DE FATORES EXTERNOS E INTERNOS
SOBRE O DESLOCAMENTO DE GUILDAS DA
HERPETOFAUNA**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Vinícius Xavier da Silva

Alfenas – MG

2013

Silva, Marcela Fernandes Vilela.

Influência de fatores externos e internos sobre o deslocamento de guildas da herpetofauna / Marcela Fernandes Vilela Silva. - 2013. 53 f. -

Orientador: Vinícius Xavier da Silva.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2013. Bibliografia.

1. Habitat (Ecologia). 2. Ecologia animal. 3. Herpetologia. 4. Anuro. 5. Reptil. I. Silva, Vinícius Xavier da. II. Título.

CDD: 591.5



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



MARCELA FERNANDES VILELA SILVA

“INFLUÊNCIA DE FATORES EXTERNOS E INTERNOS SOBRE O DESLOCAMENTO
DE GILDAS DA HERPETOFAUNA”

A Banca examinadora, abaixo assinada, aprova a
Dissertação apresentada como parte dos requisitos para
a obtenção do título de Mestre em Ecologia e
Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de
Alfenas. Área de Pesquisa: Meio Ambiente, Sociedade
e Diversidade Biológica.

Aprovado em: 29/07/2013

Prof. Dr. Vinícius Xavier da Silva
Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura:

Prof. Dr. Rogerio Grasseto Teixeira da Cunha
Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura:

Prof.^a Dr.^a Vanessa Kruth Verdade
Instituição: UFABC

Assinatura:

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer à Deus pela vida e pelas pessoas maravilhosas que colocou em meu caminho, essas são verdadeiros anjos que o Senhor me enviou para que eu consiga realizar meus sonhos.

Aos meus pais por todo amor, carinho e dedicação. Graças a vocês esta conquista e todas as outras foram possíveis. À minha mãe por toda sua sabedoria, força e generosidade em deixar-se em segundo plano para que eu pudesse seguir com meus sonhos. Ao meu pai pela alegria, companheirismo e por me mostrar que amanhã pode ser sempre melhor.

À minha família que sempre esta ao meu lado me apoiando.

Ao Prof. Vinícius, por toda sua paciência, orientação e aprendizado. Por ser um exemplo de profissional e me mostrar que ética e coerência são fundamentais em qualquer carreira.

Aos meus irmãos Pitiu, Mari, Filipe, e Milla por estarem sempre presentes em todos os momentos e serem o meu ponto de apoio. Com vocês aprendi a compartilhar e celebrar tudo de bom que a vida nos apresenta. A minha pequena irmã Bia, por renovar nossas esperanças e mostrar que o sorriso de uma criança pode melhorar o mundo em sua volta.

Às minhas queridas amigas Mariana, Mainara, Lola, Paola e Thais por comemorarem comigo todas as conquistas e chorarem ao meu lado nos momentos difíceis e pela certeza de que continuaremos a percorrer todo o caminho unidas. À minha prima Marina pelo companheirismo e por estar sempre disposta a me ajudar. À minha amiga-irmã Júlia pelos mais de 20 anos de amizade, por me ensinar que qualidade é muito mais importante que quantidade e me mostrar que independente de onde ela estiver, eu terei um local para voltar.

Aos amigos que me ajudaram com as coletas de campo, Gustavo, Hayla, Thais, Ana Luíza, Andréa e Jucely, sem vocês o trabalho seria praticamente impossível. Essa conquista é de vocês também!

Aos professores do Ecofrag, que sempre estiveram disponíveis para tirar minhas inúmeras dúvidas e dar importantes contribuições em minha formação.

À Universidade Federal de Alfenas pela oportunidade. À CAPES pela bolsa de mestrado. À FAPEMIG/VALE SA (Processo N. RDP-00104-10) e ao CNPq (Process N. 472250/2010-8) pelos financiamentos.

RESUMO

Fatores internos (motivação, fisiologia) e externos (ambiente físico) podem influenciar a capacidade de deslocamento. Poucos estudos sobre movimentação de vertebrados abordam os fatores internos e aqueles com herpetofauna são mais raros ainda. Alguns estudos minimizam a importância dos fatores externos e muito negligenciam a variação individual, pois enfatizam apenas a média populacional. O objetivo deste trabalho foi verificar se existe relação entre fatores internos (sexo e biomassa) e externos (parâmetros de paisagem e climáticos) com o deslocamento diário dos anfíbios *Rhinella ornata* e *Proceratophrys boiei* e do lagarto *Enyalius perditus* e dessas espécies entre si. As áreas de vida diárias dos dois anfíbios também foram comparadas com dados de literatura de um marsupial de biomassa semelhante. Nem os fatores internos, nem os externos explicaram os deslocamentos diários das espécies isoladamente. Quando estas foram reagrupadas em uma guilda especialista de floresta (*P. boiei* + *E. perditus*) e outra generalista (*R. ornata*), o primeiro grupo apresentou uma correlação positiva entre deslocamento e a proximidade entre fragmentos e temperatura máxima. Porém, não houve diferença de deslocamento entre as duas guildas. Entre as espécies, os deslocamentos médios em ordem decrescente foram os de *E. perditus*, *R. ornata* e *P. boiei*. Para as áreas de vida, a ordem decrescente das espécies foi marsupial, *R. ornata* e *P. boiei*. Esses resultados reforçam a importância da variação dentro e entre as espécies superando a influência de fatores externos ou internos.

Palavras-chave: Área de vida. Ecologia do movimento. *Rhinella ornata*. *Proceratophrys boiei*. *Enyalius perditus*.

ABSTRACT

Internal (motivation, physiology) and external (physical environment) variables could affect an organisms displacement capacity. Few studies about vertebrate movement include internal factors, and those about herpetofauna are even fewer. Some researches minimize the importance of external factors and many of them also neglect individual variation, because they emphasize just the population mean. The aim of this work was to verify whether there is a relationship between internal (sex and biomass) and external (landscape and climatic parameters) factors on one hand and daily displacement of the amphibians *Rhinella ornata* and *Proceratophrys boiei*, and the lizard *Enyalius perditus*, and also among these species. Daily home range of the amphibians was also compared to literature data on a marsupial with similar biomass. Internal and external factors did not explain displacement of species when considered in isolation. When these species were clustered in guilds, forest specialists (*P. boiei* plus *E. perditus*) and generalists (*R. ornata*), there was a positive relationship between displacement and fragments proximity, and also with maximum temperature in the first group. However, there was no difference of displacement between both guilds. Between species, *E. perditus* had the larger daily displacement followed by *R. ornata* and finally by *P. boiei*. Regarding home range, the descendent order was: marsupial, followed by *R. ornata* and finally by *P. boiei*. These results reinforced the importance of the variation within and between species, overcoming the influence of external or internal factors.

Key-words: *Enyalius perditus*. Home range. Movement ecology. *Proceratophrys boiei*. *Rhinella ornate*.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 DESENVOLVIMENTO	10
3 JUSTIFICATIVA	17
4 OBJETIVOS	18
4.1 Objetivos específicos	18
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	19
SEGUNDA PARTE	27
ARTIGO: INFLUENCE OF EXTERNAL AND INTERNAL FACTORS ON THE DISPLACEMENT OF HERPETOFAUNA GUILDS	28
INTRODUCTION	29
METHODOLOGY	31
Study area.....	31
Target species.....	33
Experimental design.....	33
Landscape analysis and abiotic conditions.....	36
Data analysis.....	37
RESULTS	38
Comparison of internal factors among species.....	38
Comparison of external factors among species and guilds.....	38
Daily displacements.....	39
Daily home range.....	41
DISCUSSION	42
ACKNOWLEDGEMENTS	46
REFERENCES	46

1 INTRODUÇÃO

O processo de remoção da vegetação nativa em função da expansão da agropecuária, das estradas e cidades, assim como pelo extrativismo, reduziu grande parte da cobertura original da Mata Atlântica e ocasionou a fragmentação das florestas, resultando na formação de pequenas manchas de mata ou fragmentos isolados (FONSECA; RODRIGUES, 2000). A fragmentação do habitat é o processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat é tanto reduzida em sua superfície, quanto dividida em dois ou mais fragmentos menores (SAUNDERS et al., 1991).

Os diferentes usos da paisagem ao redor dos fragmentos, tais como plantações e pastagens, são chamados de “matrizes” e geralmente levam à queda na biodiversidade (BENTON et al, 2003). Esta área ao redor do fragmento pode servir como uma barreira para o fluxo gênico e dispersão de animais e plantas entre os fragmentos remanescentes (SAUNDERS et al., 1991). Quando essa matriz é mais heterogênea, ou seja, quanto menos extensas monoculturas estiverem presentes, melhor é a sua qualidade e esse mosaico pode reduzir significativamente as extinções locais e regionais, contribuindo assim para a manutenção da diversidade (FAHRIG, 2001). Os diferentes tipos de matrizes podem auxiliar na manutenção das populações e aumentar o fluxo entre os fragmentos, ou reduzi-lo, aumentando o isolamento entre fragmentos (FERREIRA, 2001). O grau que uma paisagem facilita ou dificulta o movimento de organismos entre os locais é denominado permeabilidade, representando um importante elemento na dinâmica da paisagem (STEFFAN-DEWENTER et al., 2002). A permeabilidade e os recursos oferecidos pela matriz podem influenciar nas decisões sobre o deslocamento de alguns animais (GASCON et al., 1999).

A capacidade de deslocamento de um animal, juntamente com suas necessidades biológicas é que definem se ele vai precisar (e conseguir ou não) sair de um fragmento para chegar a outro, ou simplesmente para alcançar um determinado sítio reprodutivo. Diferentes espécies apresentam diferentes capacidades de deslocamento, as quais variam ainda intraespecificamente (WELLS, 2007). Alguns exemplos dessa variação intraespecífica é a que ocorre entre os sexos ou de acordo com o tamanho do indivíduo. Essa variação também pode ser influenciada pela qualidade do hábitat local que pode facilitar ou impedir o deslocamento dos indivíduos (GASCON et al., 1999). Entender a dinâmica de deslocamentos dos organismos em fragmentos florestais é fundamental para a compreensão do processo de fragmentação e suas possíveis conseqüências sobre vários grupos animais. Anfíbios e répteis em geral apresentam baixa mobilidade quando comparados com outros vertebrados, fato que limita a capacidade de deslocamento dos indivíduos para áreas favoráveis e os tornam altamente sensíveis a modificações da paisagem e excelentes alvos de estudos de bioindicação (BOWNE; BOWERS, 2004).

Levando isso em consideração e tendo como alvos do estudo um lagarto (*Enyalius perditus*), dois anfíbios (*Rhinella ornata* e *Proceratophrys boiei*) e um marsupial (*Gracilinanus microtarsus*, dados da literatura), o presente estudo pretende responder as seguintes perguntas: 1) Fatores internos (sexo e biomassa) e externos (parâmetros de paisagem e climáticos) afetam a capacidade de deslocamento diário das espécies da herpetofauna? 2) Os fatores externos têm o mesmo tipo de efeito se essas espécies forem agrupadas em guildas, uma especialista em floresta (*E. perditus* + *P. boiei*) e a outra generalista de hábitat (*R. ornata*)? 3) Essas guildas diferem quanto às suas capacidades de deslocamento? 4) A área de vida diária de um marsupial endotérmico simpátrico e de biomassa similar é realmente maior que aquelas dos dois anfíbios?

A seguir é apresentada uma revisão bibliográfica sobre este assunto e ao final um artigo submetido ao periódico *Journal of Herpetology*.

2 DESENVOLVIMENTO

A pressão antrópica tem levado à perda de grande parte da biodiversidade em todos os biomas mundiais. A Mata Atlântica no Brasil ocorria originalmente do Rio Grande do Sul até o Piauí, cobrindo um território com cerca de 1.300.000 km². Este bioma apresenta muitas diferenças regionais quanto às formas de relevo, paisagem, clima e diversidade cultural da população que nele reside. Existe, porém, uma característica comum a toda esta região, que é ser o bioma mais rico em biodiversidade da Terra (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2013). Justamente por conta dessa biodiversidade, pelas altas taxas de endemismo, mas também pelo alto grau de ameaça a sua conservação, a Mata Atlântica é considerada um dos trinta e quatro “hotspots” do planeta (HOW STUFF WORKS, 2013; CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, 2013).

A redução da cobertura original da Mata Atlântica deu-se em função da expansão das atividades agropecuárias e das malhas urbanas, assim como pelo extrativismo (DEAN, 2002). Devido a esta redução, hoje restam 16% da cobertura original da Mata Atlântica (RIBEIRO et al, 2009). O processo de substituição desta vegetação nativa ocasionou a fragmentação das florestas, resultando na formação de pequenas e isoladas manchas de mata (FONSECA; RODRIGUES, 2000). A fragmentação do habitat ocorre quando uma grande e contínua área de habitat é reduzida e dividida em fragmentos menores e isolados (WILCOVE et al., 1986, SHAFFER, 1990; FRANKLIN; NOON; GEORGE, 2002; EWERS; DIDHAM, 2005; MCGARIAL; CUSHMAN, 2002; SAUNDERS et al., 1991).

As conseqüências geradas pelo processo de fragmentação do habitat são diversas, podendo ser imediatas e a longo prazo (FORMAN; GODRON, 1986, LOVEJOY et al., 1986, VIANA, 1990, GRADWOHL; GREENBERG, 1991, VIANA et al., 1992, SCHELLAS; GREENBERG, 1997; LAURANCE; BIERREGARD, 1997). O isolamento dos fragmentos também causa o aumento da vulnerabilidade das espécies à extinção devido à perda de diversidade genética, flutuações demográficas aleatórias e mudanças ao acaso no meio ambiente (WILCOX; MURPHY, 1985, SOULÉ; SIMBERLOFF, 1986). A perda de diversidade genética se dá pela diminuição no tamanho efetivo e na inter-conectividade das populações (JOHANSSON et al., 2007). Após a fragmentação, pequenas populações com menor diversidade genética podem sofrer deriva genética, maiores riscos de endogamia, menor potencial evolutivo e, conseqüentemente, maior risco de extinção (DIXO et al., 2009).

A redução do espaço disponível para as populações de animais gera diminuição na abundância e distribuição geográfica das espécies. Uma grande diferença entre a estrutura e composição florística do fragmento e a do meio circundante diminuem a conectividade funcional e

contribuem para o isolamento das populações que habitam os fragmentos (TERBORGH et al., 1997, ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005, CATELLÓN; SIEVING, 2005). Essas alterações espaciais e ecológicas sofridas pelos remanescentes florestais podem prejudicar a permanência das populações a longo prazo (EWERS; DIDHAM, 2005).

De acordo com Metzger (2001), manchas, matrizes e corredores ecológicos são os elementos que formam a paisagem. As manchas seriam os remanescentes florestais, os corredores ecológicos são os elementos capazes de manter ou estabelecer uma conectividade entre esses remanescentes e a matriz será detalhada a seguir (ROCHA et al, 2006).

Nas paisagens que foram e ainda vêm sendo desmatadas, surge a área de “não-habitat”, tais como plantações e pastagens, denominada matriz, a qual pode, por si, só contribuir também para a perda de biodiversidade (BENTON et al., 2003, MACDONALD et al., 2000; TSCHARNTKE et al., 2005; MATTISON; NORRIS, 2005). A matriz pode servir como um filtro para o fluxo gênico e dispersão de animais e plantas (MURCIA, 1995; SAUNDERS et al., 1991). O tipo de vegetação na matriz irá determinar o tamanho dos poros do filtro para movimentos de indivíduos. Quanto mais a matriz é semelhante à estrutura do fragmento, maior o poro e maior a facilidade de movimentação (GASCON et al. 1999). Nesses casos, ela pode não ser totalmente inóspita, possibilitando a passagem e até a permanência de algumas espécies (KAREIVA; WENNERGREN, 1995; MOILANEN; HANSKI, 1998, NORTON et al., 2000; PERFECTO; VANDERMEER, 2002).

A semelhança estrutural entre matriz e fragmento tende ainda a diminuir o efeito de borda. Este efeito está relacionado às variações físicas e bióticas consequentes da sobreposição de dois tipos diferentes de habitats como a floresta e a matriz circundante. As variações físicas compreendem o aumento da temperatura, a diminuição da umidade do solo e o aumento da velocidade dos ventos (LAURANCE et al. 2002; SCHLAEPFER; GAVIN, 2001). Já as variações bióticas estão relacionadas ao favorecimento de algumas espécies em detrimento de outras. Em alguns casos isso pode levar a extinções e em outros, beneficiar e aumentar a quantidade de espécies exóticas e/ou de generalistas (GASCON et al. 1999).

Prevedello & Vieira (2010) encontraram evidências que quanto maior o grau de contraste da matriz com o fragmento, menor a qualidade e a utilização da matriz por aves, mamíferos, insetos e plantas (ABERG et al. 1995; BAUM et al 2004; BRADY et al. 2011; CATELLÓN; SIEVING, 2005; MESQUITA et al., 1999; RENJIFO 2001; SHTICKZELLE; BAGUETTE 2003). Gascon et al. (1999) perceberam que em matrizes menos semelhantes aos fragmentos a riqueza de espécies de aves e formigas caiu, mas a riqueza de pequenos mamíferos e anuros na verdade aumentou, tanto pela menor perda de espécies quanto pela invasão dos fragmentos por espécies associadas à matriz.

A melhoria da qualidade da matriz pode reduzir significativamente as extinções locais,

contribuindo, portanto, para a manutenção da diversidade (FAHRIG, 2001). O grau que uma paisagem facilita ou dificulta o movimento de organismos entre os locais é chamado permeabilidade e representa um importante elemento da dinâmica do fragmento (STEFFAN-DEWENTER et al., 2002; TEWKSBURY et al., 2002). Outro aspecto importante, que interfere no deslocamento é o aporte de recursos que a matriz pode oferecer aos animais. Esses recursos podem ser escassos ou ainda não ser encontrados no fragmento (GASCON et al., 1999).

A capacidade de deslocamento e a área de vida dos organismos podem ser afetadas de diferentes maneiras por fatores externos (paisagem ecológica e fatores abióticos, como temperatura e umidade, por exemplo) e por fatores internos (sexo, biomassa, tamanho, por exemplo) (NATHAN et al, 2008).

Quando indivíduos, casais ou grupos familiares de vertebrados ou invertebrados superiores restringem suas atividades a uma área definida, esta é chamada de área de utilização, área de vida ou “home-range” (ODUM, 1983). Segundo alguns autores, esta é a área que os animais melhor conhecem e passam a maior parte de seu tempo (BERGALLO, 1990; BURT, 1943; WHITE; GARROT, 1990). Saídas ocasionais não são computadas para o cálculo das áreas de vida (WELLS, 2007). Área de vida é a expressão espacial dos comportamentos que os animais realizam para sobreviver e se reproduzir (BURT, 1943; BORGER et al., 2008). Espera-se, portanto, que as áreas de vida representem padrões resultantes de processos dinâmicos sujeitos a grandes variações comportamentais com profundas consequências para a população (WANG; GRIMM, 2007). Na maioria das espécies, o tamanho da área de vida diminui com a disponibilidade de alimentos ou com o aumento da densidade (ZUG et al, 2001). Outros autores afirmam justamente o contrário (MORALES et al., 2010).

A área de vida em geral está associada com um ou mais recursos incluindo, por exemplo, alimento, abrigo, parceiros, sítios de termorregulação e rotas de fuga. O tamanho da área pode variar entre sexos e conforme o tamanho do corpo e a densidade populacional (ZUG et al., 2001). Geralmente, espécies que possuem comportamento de reprodução explosiva tendem a sair de suas áreas de vida a procura de parceiros (HOWARD, 1978).

Alguns grupos de animais possuem área de vida muito restrita, como por exemplo anfíbios e répteis. Este grupo, em especial, é considerado bom bioindicador da qualidade do hábitat, não só por sua baixa mobilidade, como também por serem pequenos vertebrados terrestres ectotérmicos, ou seja, incapazes de controlar a temperatura corporal por meio do metabolismo. Assim, flutuações de temperatura e outros aspectos associados (como umidade, abertura de dossel, intensidade de ventos, grau de exposição à insolação, entre outros) tendem a afetá-los mais que a outros grupos. Todos esses aspectos sofrem alterações com a fragmentação, especialmente devido aos efeitos de

borda resultantes do contato do ambiente florestal com seu entorno não-florestal (matriz) (SCHLAEPFER; GAVIN, 2001).

Anfíbios e répteis são conhecidos por sua capacidade relativamente baixa de deslocamento e alta filopatria (fidelidade ao microhabitat), essa última principalmente para os anfíbios. Estes atributos tornam este grupo ainda mais sensível às modificações do habitat, já que não conseguem se locomover com velocidade para longe desses impactos. Além disso, anfíbios ainda apresentam pele permeável e ciclo de vida bifásico, dependendo assim da umidade e da água para sobreviverem e sendo assim afetados pelos dois ambientes (STEBBINS; COHEN, 1997; DUELLMAN; TRUEB, 1986; ZUG, et al., 2001; JOLY, et al., 2001; ROTHERMEL; SEMLITSCH, 2002; BEJA; ALCAZAR, 2003; BOWNE; BOWERS, 2004).

Entre os anuros, não existe um consenso sobre a relação entre o tamanho do corpo e a área de vida. Porém, muitas vezes há correlação entre essas duas variáveis e espécies maiores possuem maiores áreas de vida que espécies de pequeno porte (DUELLMAN; TRUEB, 1994). Algumas espécies com tamanho reduzido, como os dendrobatídeos, leptodactilídeos e leiopelmatídeos tendem ainda a ter intervalos menores de variação nas áreas de vida, se comparados com espécies de maior tamanho (OVASKA, 1992).

Além da variação no tamanho do corpo, outras variáveis têm-se mostrado importantes para área de vida, como as variações entre as estações do ano, idade, (juvenis tendem a percorrer maiores áreas do que os adultos) e sexo. Neste último caso, em algumas espécies os machos se movimentam mais do que as fêmeas, em outras, as fêmeas percorrem distâncias maiores que os machos (BREDEN, 1987; DOLE; DURANT, 1974; OVASKA, 1992; WOOLBRIGHT, 1985).

Parte ou a totalidade da área de vida pode ser defendida, geralmente contra membros da mesma espécie, mas, ocasionalmente, contra indivíduos de outras espécies (BROWN; ORIAN, 1970). Esta área defendida é chamada de território. Um território é a área que é ativamente defendida, geralmente porque esta inclui um recurso defensável ou tem alguma outra qualidade que é melhor do que as áreas adjacentes. Na maioria das vezes, os territórios são defendidos por machos e existem fêmeas cujas áreas de vida estão incluídas no território do macho (BURT 1943; BROWN; ORIAN 1970; DAVIES; HOUSTON, 1984; MAHER; LOTT 1995; ADAMS, 2001). O território pode ser definido por três características: i) é uma área fixa; ii) é defendido por atos comportamentais que causam fuga ou evasão dos intrusos; e iii) estes atos são exclusivos do residente titular da área (BROWN; ORIAN, 1970). Espécies de anuros que possuem cuidados parentais são, em geral, territorialistas, enquanto aquelas com reprodução explosiva tendem a não apresentar este comportamento (ZUG et al, 2001).

Tanto área de vida como territorialismo dependem da capacidade de deslocamento do

animal. Esta característica juntamente com suas necessidades biológicas é que definem se ele vai precisar (e conseguir ou não) sair de um fragmento para chegar a outro, ou simplesmente para alcançar um determinado sítio reprodutivo. A capacidade de dispersão pode variar de maneira inter e intraespecífica (TOZETTI; TOLEDO, 2005). Dentro da mesma espécie, além da possibilidade de variação entre indivíduos, sexos e tamanhos, pode haver dependência da qualidade do habitat local (BLAUSTEIN 1994; GASCON et al. 1999, GUERRY; HUNTER 2002; WEYRAUCH; GRUBB, 2004). Entender a dinâmica de deslocamentos dos organismos em fragmentos florestais é fundamental para a compreensão das possíveis conseqüências do processo de fragmentação sobre grupos animais distintos.

Entretanto, dependendo da capacidade de adaptação e dispersão das espécies, os ambientes alterados podem funcionar como potenciais áreas de ocupação, favorecendo a existência de organismos capazes de adaptar-se às modificações (MIRANDA; MIRANDA, 2004; TEJEDA-CRUZ; SUTHERLAND, 2004; PEH et al., 2005). Alguns cultivos agrícolas oferecem condições até certo ponto parecidas com aquelas encontradas nos ambientes naturais e disponibilizam recursos, como alimento e refúgios, que propiciam a manutenção das populações locais de certos anuros, por exemplo (PIATTI, 2009).

A dispersão, por sua vez, é um tipo de movimento especial, diferente do uso normal da área de vida. Esta ocorre para locais desconhecidos e geralmente está relacionada com jovens deixando os locais de nascimento ou os territórios defendidos por seus pais, com a finalidade de encontrarem recursos, que definirão suas áreas de vida (CLOBERT et al, 1994). Quando este movimento é realizado por parte dos adultos, em geral está relacionado com eventos esporádicos, como a reprodução e a hibernação, podendo ocorrer também devido a catástrofes, como enchentes e fortes secas. Neste último caso, a dispersão não será somente temporária, mas sim novas áreas de vida deverão ser encontradas (ZUG et al, 2001).

Embora os anfíbios e répteis sejam reconhecidos pela baixa capacidade de deslocamento, alguns grupos ou espécies apresentam taxas mais elevadas de deslocamento (BOWNE; BOWERS, 2004). A família Leptodactylidae, por exemplo, possui algumas rãs de grande porte, como as representantes do grupo *Leptodactylus pentadactylus*. Na rã *Leptodactylus labyrinthicus*, pertencente a este grupo, os indivíduos andam, por exemplo, mais de 100 m por dia, o que é considerado muito para anuros. Este fato talvez esteja associado à sua capacidade de colonizar áreas abertas (TOZETTI; TOLEDO, 2005). Na família Bufonidae há alguns sapos de grande porte cujas velocidades e distâncias diárias percorridas também impressionam. *Rhinella marina*, espécie amazônica introduzida pelo homem na Austrália, já se tornou um dos principais problemas ambientais neste país. Essa espécie possui área de vida com cerca de 160m² e em épocas chuvosas

os indivíduos chegam a deslocar-se até 100 m por noite, muitas vezes aparecendo distantes 30-40 m de seus abrigos diurnos anteriores (SEEBACHER; ALFORD, 1999; WELLS, 2007; ZUG; ZUG, 1979). Alguns dos indivíduos desta espécie parecem ser nômades, vagando por amplas áreas com pouca evidência de uma moradia fixa (SCHWARZKOPF; ALFORD, 2002).

Na Alemanha, a maioria dos machos de uma população de *Bufo calamita* manteve-se cerca de 400 m da lagoa onde nasceram, mas as fêmeas percorreram às vezes distâncias de até 3 km (SINSCH 1989a, 1992a, b). Em outra população dessa espécie na Espanha, os indivíduos em geral se dispersam dentro de um raio de 1.000 m de seu sítio reprodutivo, mas alguns movimentos chegaram a 4,4 km (MIAUD et al., 2000). Espécimes de *Bufo americanus* movimentam-se menos de 500 m de seu sítio reprodutivo, enquanto os de *Bufo japonicus* geralmente movem-se menos ainda (200 m) de suas lagoas de reprodução (BLAIR, 1943; KUSANO et al., 1995; OLDHAM, 1966; OKUNO, 1986; YANO, 1978). Em *Bufo boreas*, no Colorado, a maioria dos machos manteve-se aproximadamente 500 m da lagoa de reprodução, mas algumas fêmeas moveram-se duas a três vezes mais distantes (), um padrão semelhante ao observado em *Bufo calamita*. Na maioria dos anuros, incluindo *Bufo calamita* e *Bufo boreas*, as fêmeas são maiores que os machos e as fêmeas grandes tendem a se mover mais do que as pequenas (BARTELT et al., 2004; MUTHS 2003; PILLIOD et al., 2002).

Dessa mesma família é o chamado sapo-cururuzinho, *Rhinella ornata*, espécie associada ao bioma Mata Atlântica, mas com biologia generalista, ou seja, é uma espécie florestal que pode transitar por áreas abertas, o que leva a crer que sua capacidade de dispersão é maior que nas espécies mais exigentes ou especialistas em habitats florestais (HADDAD et al., 2008). Estas, em geral, não transitam por áreas abertas, já que não suportariam suas condições climáticas. O sapo-de-chifre, *Proceratophrys boiei*, e o lagarto popularmente conhecido como camaleãozinho, *Enyalius perditus*, são exemplos de espécies florestais (DIXO; VERDADE, 2006). A espécie mais generalista é a mais abundante nos fragmentos estudados, seguida das duas espécies florestais (D'ANUNCIAÇÃO, 2012). Essas três espécies co-ocorrem em fragmentos de Mata Atlântica Estacional Semidecidual da região sul de Minas Gerais. Essa área encontra-se sob forte impacto da fragmentação resultante da expansão agropecuária. Assim, tanto essa área quanto as espécies-alvo citadas reúnem condições ótimas para testar três principais hipóteses sobre capacidade de deslocamento em anfíbios e répteis. 1) Hipótese dos fatores internos (sexo e biomassa): como *R. ornata* não apresenta dimorfismo sexual de tamanho, também não deve haver diferenças entre os sexos nos deslocamentos dessa espécie; em *P. boiei* e *E. perditus*, que possuem fêmeas maiores, isso deve ser refletido no deslocamento menor dos machos nas duas espécies. 2) Hipótese dos fatores externos (parâmetros de paisagem e climáticos): diferentes configurações de clima e de paisagem

(entre elas as porcentagens de determinados tipos de matriz) afetam a capacidade de deslocamento dos dois anfíbios e do lagarto no interior de fragmentos de Mata Atlântica, tanto individualmente quanto reunidos em grupos funcionais (especialistas X generalistas). Neste caso esperamos que configurações da paisagem mais semelhantes às naturais e temperaturas mais altas influenciem positivamente os deslocamentos. 3) Hipótese das diferenças interespecíficas e relacionadas ao tipo de metabolismo ou grupo funcional: cada espécie deve apresentar capacidade de deslocamento e/ou área de vida próprios, com a expectativa de que generalistas se desloquem mais que especialistas, répteis mais que anfíbios e mamíferos de porte similar tenham áreas de vida maiores que os anfíbios.

3 JUSTIFICATIVA

Estudos em ecologia de paisagens são importantes, já que muitas espécies utilizam mais de um hábitat, ou vivem entre habitats diferentes, ou ainda são influenciadas pela composição desta paisagem. Para essas espécies o estudo em escala regional, que englobe esses diferentes habitats é de importância crucial (PRIMARK; RODRIGUES, 2001).

Anfíbios e répteis são considerados bons bioindicadores da qualidade ambiental, principalmente anfíbios, que em sua maioria possui ciclo de vida bifásico, pele altamente permeável, baixa vagilidade e forte filopatria, o que os torna extremamente sensíveis a modificações no ambiente (VITT et al., 1990, DUELLMAN; TRUEB, 1994). Além disso, anfíbios correspondem ao grupo com a maior proporção de espécies ameaçadas de extinção, sendo a perda e fragmentação do habitat os principais fatores do declínio global deste grupo (STUART et al., 2004).

Além disso, ainda é escasso o conhecimento sobre como e porque anfíbios e répteis se deslocam em habitats terrestres. Não se sabe ao certo de que maneira as alterações antrópicas interferem no deslocamento dos indivíduos entre sítios reprodutivos e como a dinâmica de populações se comporta perante estas mudanças. Compreender as implicações causadas nas populações pela degradação de habitats naturais é relevante para investigar como diversos fatores interagem para influenciar o tamanho das populações e a conectividade entre elas (BOWNE; BOWERS, 2004).

4 OBJETIVOS

Verificar se os deslocamentos diários de dois anfíbios (*Rhinella ornata* e *Proceratophrys boiei*) e um lagarto (*Enyalius perditus*) eram diferentemente influenciados por fatores internos e externos.

4.1 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- a) Há relação entre os fatores internos (biomassa e sexo) com as distâncias totais percorridas diariamente nas espécies estudadas?
- b) Há variação nas distâncias totais percorridas diariamente por *Rhinella ornata*, *Proceratophrys boiei* e *Enyalius perditus* em diferentes fatores externos (configuração da paisagem e condições climáticas)?
- c) Os grupos funcionais, especialista de floresta (*Proceratophrys boiei* + *Enyalius perditus*) e generalista (*Rhinella ornata*) apresentam variação em seus deslocamentos diários com diferentes fatores externos (configuração da paisagem e condições climáticas)?
- d) Os deslocamentos diários diferem em *Rhinella ornata*, *Proceratophrys boiei* e *Enyalius perditus* quando comparados entre si?
- e) Existe diferença entre as áreas de vida dos anfíbios endotérmicos *Rhinella ornata* e *Proceratophrys boiei* e do marsupial endotérmico *Gracilinanus microtarsus* de biomassa similar?

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABERG, J., et al. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. **Oecologia**, v.103, p. 265-269, 1995.
- ADAMS, E. S. Approaches to the study of territory size and shape. **Annual Review Ecology and Systematics**, v. 32, p. 277–303, 2001.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441–451, 2005.
- BARTELT, P. E.; PETERSON, C. R.; KLAVER, R. W. Sexual differences in the post-reeding movements and habitats selected by western toads (*Bufo boreas*) in southeastern daho. **Herpetologica**, v. 60, p. 455–67, 2004.
- BAUM, K. et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, p. 2671–2676, 2004
- BEJA, P.; ALCAZAR, M. F. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. **Biological Conservation**, v. 114, p. 317-326, 2003.
- BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends of Ecology and Evolution**, v. 18, p. 182–188, 2003.
- BERGALLO, H. G. Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. **Ciência e Cultura**, v. 42, 1990.
- BLAIR, A. P. Population structure in toads. **American Naturalist**, v. 77, p. 363–568, 1943.
- BLAUSTEIN, A. R.; WAKE, D. B.; SOUSA, W. D. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. **Conservation Biology**, v. 8, p. 60-71, 1994.
- BORGER, L.; DALZIEL, B. D.; FRYXELL, J. M. Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. **Ecology Letters**, v. 11, p. 637-650, 2008.
- BOWNE, D. R.; BOWERS, M. A. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 1–20, 2004.
- BRADY et al. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 617–628, 2011.
- BREDEN, F. The effect of post-metamorphic dispersal on the population genetic structure of Fowler's toad, *Bufo woodhousei fowleri*. **Copeia**, p. 386–95, 1987.
- BROWN, J. L.; ORIANI, G. H. Spacing patterns in mobile animals. **Annual Review Ecology and**

Systematics, v. 1, p. 239-262, 1970.

BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 24, p. 346-352, 1943.

CATELLÓN, T. D. ; K.E. SIEVING. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. **Conservation Biology**. v. 20, n. 1, p. 135-145, 2005

CLOBERT, J. et al. Determinants of dispersal behavior: The common lizard as a case study. In: VITT, L. J.; PIANKA, E. R. (Ed.). **Lizard Ecology: Historical and Experimental Perspectives**. Princeton: Princeton Univ. Press, p. 183-206, 1994.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL. **Hotspots**. 2005. Disponível em <<http://www.conservation.org.br>>. Acesso em: jan. 2013.

D'ANUNCIACÃO, P. E. R. **Fragmentos florestais circundados por cana-de-açúcar são mais inóspitos para a abundância de anfíbios terrestres que fragmentos envolvidos por café e pasto**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Ciências Naturais e da Terra, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas 2012.

DAVIES, N. B.; HOUSTON, A. I. Territory economics. In: KREBS, J. R.; DAVIES, N. B. (Ed.). **Behavioural ecology: an evolutionary approach**. Oxford: Blackwell Science, p. 148–169, 1984.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 2002.

DIXO, M. et al. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1560-1569, 2009.

DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotropica**, 2006. Disponível em : [http:// www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006](http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006) (último acesso: 11 mar 2013)

DOLE, J. W. ; DURANT, P. Movements and seasonal activity of *Atelopus oxyrhynechus* (Anura : Atelopodidae) in a Venezuelan cloud forest . **Copeia**, p. 230-235, 1974.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. New York: McGraw- Hill, 1986.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of amphibians**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1994.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Review**, p. 1-26, 2005.

FAHRIG L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, v. 100, p. 65–74, 2001.

FERREIRAS, P. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered *Iberian lynx*. **Biological Conservation**. v. 100, p. 125–136, 2001.

FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, São Paulo: **Scientia Forestalis**, v. 57, p. 27-43, 2000.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley & Sons, 1986.

FRANKLIN, A. B.; NOON, B. R.; GEORGE, T. L. What is habitat fragmentation? In: GEORGE, T. L.; DOBKIN, D. S. (Ed.). **Effects of habitat fragmentation on birds in western landscapes: contrasts with paradigms from the eastern United States**. Studies in Avian Biology: Cooper Ornithological Society, n. 25, p. 20–29, 2002.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2008-2010. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Available at <http://www.inpe.br/noticias/arquivos/pdf/atlasrelatoriofinal.pdf> (acesso em: 21 Feb. 2013).

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Conservation Biology**, v. 91, p. 223-229, 1999.

GRADWOHL, J. & GREENBERG, R. Small forest reserves: making the best of a bad situation. **Climatic change**, v. 19, p. 235-256, 1991.

GUERRY, A. D.; HUNTER, M. L. J. R. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. **Conservation Biology**, v. 6, p. 745–754, 2002.

HADDAD, C. F. B. Uma análise da lista brasileira de anfíbios ameaçados de extinção. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Ed.) **Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, v. 2, p. 287-295, 2008.

HOWARD, R.D. The influence of male-defended oviposition sites on early embryo mortality in bullfrogs. **Ecology**, v. 59, p. 789-798, 1978.

HOW STUFF WORKS. **Informações sobre hotspots**. Disponível em: <http://ambiente.hsw.uol.com.br/hotspots-ambientais.htm>. Acesso em: 20 jan. 2013.

JOHANSSON, M.; PRIMMER, C. R.; MERILA, J. Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (*Rana temporaria*). **Molecular Ecology**, v. 16: p. 2693–2700, 2007.

JOLY, P. ET AL. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. **Conservation Biology**, v. 15, p. 239–248, 2001.

KAREIVA, P.; WENNERGREN, U. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. **Nature**, v. 373, p. 299–302, 1995.

KUSANO, T.; FUKUYAMA, K.; MIYASHITA, N. Age determination of the stream frog, *Rana sakuraii*, by skeletochronology. **Journal of Herpetology**, v. 29, p. 28-625, 1995.

LAURANCE, W.F.; BIERREGARD, R.O. **Tropical forest remnants**. Chicago: University of Chicago Press, p. 615, 1997.

- LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation, **Conservation Biology**, v. 16, p. 605-618, 2002.
- LOVEJOY, T. E., R. O. ET AL. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, E.(Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sinauer, Sunderland, p. 257–285, 1986.
- MACDONALD, D., J. R. et al. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy decisions. **Journal of Environmental Management**, v. 59, p. 47–69, 2000.
- MAHER, C. R.; LOTT, D. F. Definitions of territoriality used in the study of variation in vertebrate spacing systems. **Animal Behaviour**, v. 49, p. 1581–1597, 1995.
- MATTISON, E. H. A.; NORRIS, K. Bridging the gaps between agricultural policy, landuse and biodiversity. **Trends of Ecology and Evolution**. v. 11, p. 610–616, 2005.
- MCGARIAL, K.; CUSHMAN, S.A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological applications**, v. 12, p. 335-345, 2002.
- MESQUITA, R. M.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, W. F. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, 1999.
- METZGER, J. P. O que é Ecologia de Paisagens? Biota Neotropica. programa Biota, FAPESP. 2001. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/>. Acesso em 20 de abril de 2013.
- MIAUD, C.; SANUY, D. E.; AVRILLIER, J. N. Terrestrial movements of the natterjack toad *Bufo calamita* (Amphibia, Anura) in a semi-arid, agricultural landscape. **Amphibia- Reptilia**, v. 21, p. 367–69, 2000.
- MIRANDA, J. R.; MIRANDA, E. E. **Biodiversidade e sistemas de produção orgânica: recomendações no caso da cana-de-açúcar**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. p. 94, 2004.
- MOILANEN, A.; HANSKI, I. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. **Ecology**, v. 79, p. 2503–2515, 1998.
- MORALES, J. M. Building the bridge between animal movement and population dynamics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 365, p. 2289-2301, 2010.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.
- MUTHS, E. Home range and movements of boreal toads in undisturbed habitat. **Copeia**, v. 2003, p. 160–65, 2003.
- NATHAN, R. et al. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, p. 19052–19059, 2008.
- NORTON, A.P,ET AL. Mycophagous mite and foliar pathogens: leaf domatia mediate tritrophic

interactions in grapes. **Ecology**, v. 81, p. 490-499, 2000.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Interamericana, p. 434, 1983.

OKUNO, R. Studies on the natural history of the Japanese toad, *Bufo japonicus japonicus*. X. Mating and spawning behaviors. **Japanese Journal of Ecology**, v. 36, p. 11–18 (in Japanese, with English summary), 1986.

OLDHAM, R. S. Spring movements in the American toad, *Bufo americanus*. **Canadian Journal of Zoology**, v. 44, p. 63–100, 1966.

OVASKA, K. Short- and long-term movements of the frog *Eleutherodactylus johnstonei* in Barbados, West Indies. **Copeia**, v. 1992, p. 569–573, 1992.

PEH, K. S. H. et al. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. **Biological Conservation**, v. 123, p. 489-505, 2005.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The quality of the agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**, v. 16, p. 14–182, 2002.

PIATTI, L. **Comunidade e dieta de anuros (Amphibia, Anura) em um agroecossistema no município de Miranda, Mato Grosso do Sul**. 2009 Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

PILLIOD, D. S.; PETERSON, C. R.; RITSON, P. I. Seasonal migration of Columbia spotted frogs (*Rana luteiventris*) among complementary resources in a high mountain basin. **Canadian Journal of Zoology**, v. 80, p. 1849–62, 2002.

PREVEDELLO, J.A.; FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. Movement behaviour within and beyond perceptual ranges in three small mammals: effects of matrix type and body mass. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, p. 1315-1323, 2010.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Rodrigues, 2001.

RENJIFO, L. M. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications**, v. 11, p. 14–31, 2001.

RIBEIRO-JUNIOR, J.W.; BERTOLUCI, J. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 1676-0603, 2009.

ROTHERMEL, B. B.; SEMLITSCH, R. D. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. **Conservation Biology**, v. 16, p. 1324– 1332, 2002.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, Island

Press, 1997.

SCHLAEPFER, M.; T. GAVIN. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1079-1090, 2001.

SCHTICKZELLE, N.; BAGUETTE, M. Behavioural responses to habitat patch boundaries restrict dispersal and generate emigration–patch area relationships in fragmented landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, p. 533–545, 2003.

SCHWARZKOPF, L.; ALFORD, R. A. Nomadic movement in tropical toads. **Oikos**, v. 96, p. 492–506, 2002.

SEEBACHER, F.; ALFORD, R. A. Movement and micro-habitat use of a terrestrial amphibian (*Bufo marinus*) on a tropical island: Seasonal variation and environmental correlates. **Journal of Herpetology**, v. 33, p. 208–14, 1999.

SHAFFER, C. L. **Nature reserves: island theory and conservation practice**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1900.

SINSCH, U. Migratory behaviour of the common toad *Bufo bufo* and the natterjack toad *Bufo calamita*. In: Langton, E. S. (Ed.). **Amphibians and roads**. Shefford, Bedfordshire, UK: ACO Polymer Products, 1989. p. 113–25.

_____ Sex-biased site fidelity and orientation behaviour in reproductive natterjack toads (*Bufo calamita*). **Ethology Ecology & Evolution**, v. 4, p. 15–32, 1992a.

_____ Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). **Oecologia**, v. 90, p. 489–92, 1992b.

SOULÉ, M. E.; SIMBERLOFF, D. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? **Biological Conservation**, v. 35, p. 19-40, 1986.

STEBBINS, C. R.; COHEN, N. W. **A Natural History of Amphibians**. Princeton University Press, 1997.

STEFFAN-DEWENTER, I. et al. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. **Ecology**, v. 83, p. 1421-1432, 2002.

STUART, S. N. et al. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p. 1783–86, 2004.

TEJEDA-CRUZ, C.; SUTHERLAND, W. Bird responses to shade coffee production. **Animal Conservation**, v. 7, p. 169–179, 2004.

TERBORGH, J. et al. Estimating the ages of successional stands of tropical trees from growth increments. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 833-856, 1997.

TEWKSBURY, J.J. ET AL. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, p. 12923–12926, 2002.

TOZETTI, A. M.; TOLEDO, L. F. Short-term movement and retreat sites of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) during the breeding season: a spool-and-line tracking study. **Journal of Herpetology**, v. 39, p. 4120–124, 2005.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857–874, 2005.

VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, Campos do Jordão, **Anais**. Curitiba: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade de Engenheiros Florestais, 1990. p. 113-118.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; MARTINS, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, São Paulo, **Anais**. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992. p. 400-407.

VITT, L. J. Amphibians as harbingers of decay. **Bioscience**, v. 40, p. 4-18, 1990.

WANG, M.; GRIMM, V. Home range dynamics and population regulation: an individual-based model of the common shrew *Sorex araneus*. **Ecological Modelling**, v. 205, p. 397–409, 2007.

WELLS, K.D. **The ecology and behavior of amphibians**. Chicago: The University of Chicago Press, 2007.

WEYRAUCH, S.L.; GRUBB JR., T.C. Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. **Biological Conservation**, v. 115, p. 443-450, 2004.

WHITE, G. C.; GARROT, R. A. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego, California, 383p. 1990,

WIED-NEUWIED, M. P. Z. U. **Reise nach Brasilien in den Jahren 1815 bis 1817**. Gedruckt und verlegt bei Heinrich Ludwig Brönnner, Frankfurt am Main. v. 2, p. 543, 1821.

WILCOVE, D. S.; McLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÈ, M. E. (Ed.), **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, p. 237-256, 1986.

WILCOX B.A. & MURPHY, D.D. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. **American Naturalist**, v. 125, p. 879-887, 1985.

WOOLBRIGHT, L. L. Patterns of nocturnal movement and calling by the tropical frog *Eleutherodactylus coqui*. **Herpetologica**, v. 41, p. 1–9, 1985.

YANO, M. Ecological studies of *Bufo japonicus formosus* Schlegel. III. Movements. **Rep. Institute National Study**, v. 8, p. 107–19, 1978 (in Japanese).

ZUG, G.R.; VITT, L.J.; CALDWELL, J.P. **Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles**. Academic Press, San Diego, v. 2, 2001.

ZUG, G. R.; ZUG, P. B. The marine toad, *Bufo marinus*: A natural history resume of native populations. **Smithsonian Contributions to Zoology**, v. 284, p. 1–58, 1979.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO: Influence of external and internal factors on the displacement of herpetofauna guilds.

Autores: Marcela Fernandes Vilela Silva, Mariana Raniero, Túlio Ribeiral Pereira, Érica Hasui, Vinícius Xavier da Silva

Artigo redigido conforme normas da revista Journal of Herpetology

Influence of external and internal factors on the displacement of herpetofauna guilds.

MARCELA F.V. SILVA^{1,2}, TÚLIO R. PEREIRA³, MARIANA RANIERO¹, ÉRICA HASUI¹,
VINÍCIUS X. DA SILVA⁴

¹Postgraduate program in Ecology and Environmental Technology, Federal University of Alfenas (UNIFAL - MG)/ Street Gabriel Monteiro da Silva, 700- Center- CEP: 37.130-000- Alfenas, Minas Gerais, Brazil.

²Corresponding author: marcelafvilela@yahoo.com.br

M.F.V. Silva et al. The displacement of herpetofauna guilds.

³Graduate Course in Biological Sciences, Federal University of Alfenas (UNIFAL - MG)

⁴Forest Fragments Ecology Laboratory (ECOFRAG) and the Alfred Russel Wallace Herpetological Collection (CHARW), Nature Sciences Institute (ICN), Federal University of Alfenas (UNIFAL - MG)

Abstract. – Internal (e.g., motivation, physiology) and external (i.e., the physical environment) factors may affect the displacement capacity of organisms. Few studies on vertebrate movements have assessed the role of internal factors, and such studies of herpetofauna are particularly rare. Some research has minimized the importance of external factors, and many studies have neglected individual variation, i.e., they refer only to the population mean. The aim of the present work was to verify whether there is a relationship between internal (e.g., sex and biomass) and external (e.g., landscape and climatic parameters) factors and the daily displacement of the amphibians *Rhinella ornata* and *Proceratophrys boiei* and the lizard *Enyalius perditus*. The daily home range of the amphibians was also compared to data from the literature pertaining to a marsupial (*Gracilinanus microtarsus*) of similar biomass. No single internal or external factor explained the displacement of the species. However, a relationship was observed when these species were clustered into guilds, including forest specialists (*P. boiei* and *E. perditus*) and generalists (*R. ornata*). The forest specialists presented a positive relationship between displacement and both the proximity of fragments and maximum temperature. However, there was no difference in displacement between the two guilds. *E. perditus*, *R. ornata* and *P. boiei* had descending values of mean displacement. Home range size was greatest in the marsupial, followed by *R. ornata* and finally by *P. boiei*. These results support the hypothesis that the individual and variation among species overcoming the influence of external internal factors.

Key-words: *Enyalius perditus*; home range; movement ecology; *Proceratophrys boiei*; *Rhinella ornata*.

Introduction

Internal factors, such as physiology and motivation, and external factors, such as landscape structure, relief and climate, affect the movement capacity of organisms. Most studies emphasize the influence of external factors on the movement capacity of unique species, typically ignoring individual variation and highlighting only population means. Only 15% of studies investigating the

displacement capacity of organisms examine multiple species, and with regard to vertebrates, studies on herpetofauna are even fewer. Of the studies of herpetofauna that do exist, most examine reptiles rather than amphibians (Holyoak et al., 2008).

Movement ecology combines the study of several variables and is very complex. In general, it is necessary to take measurements over multiple scales of space and time, which is very difficult (Nathan et al., 2008). The rapid increase of habitat fragmentation processes and the development of sophisticated tools, such as remote sensing, have led to the inclusion of landscape ecology approaches in studies of organism movement. Previous work has demonstrated that organisms' range of movement is higher in fragmented areas (Neckel-Oliveira and Gascon, 2006; Revilla and Wiegand, 2008). Failure to consider landscape features (such as the distance between fragments, the size and shape of fragments and the matrix heterogeneity around fragmented areas), which are preponderant for determining organism dispersion and the connectivity of populations among isolated fragments, may introduce bias (Revilla and Wiegand, 2008). However, the extent of this bias has been questioned, and particular aspects of each fragment, such as the size of certain populations, might be a greater determinant of displacement and connectivity among the fragments (Revilla and Wiegand, 2008). Individual variation in displacement within the same species, including behavioral variation, can be enormous. One example of individual variation is differences between the sexes. For example, in *Salamandra atra*, males are better dispersers, whereas females are more philopatric (Helfer et al., 2012). In the lizard *Tiliqua rugosa*, the intensity of movement changes between the sexes and throughout the year within the same sex, depending on the reproductive period (Kerr and Bull, 2006). Currently, the creation of more realistic models that consider the connectivity and interactions among individual phenotypes, behavior and landscape structure is possible (Morales et al., 2010).

In general, amphibians and reptiles have low mobility compared to other vertebrates, which limits their dispersion to favorable areas (Bowne and Bowers, 2004) and makes them highly

sensitive to changes in the landscape. Additional factors, such as the fact that they are ectothermic, make herpetofauna a traditional bioindicator group. Because they are unable to control their body temperature, small variations in temperature and associated factors (e.g., humidity, canopy opening, wind intensity and exposure to insolation, among others) tend to affect this group more than others (Seebacher and Alford, 1999; Forester et al., 2006). More specifically, amphibians exhibit a biphasic lifecycle, and thus, when fragments do not have suitable reproduction sites, they may need to cross an inhospitable matrix to reproduce (Duellman and Trueb, 1994). Amphibians also have a highly permeable skin (Vitt et al., 1990), low agility (Semlitsch and Ryan, 1998) and strong philopatry (Helfer et al., 2012; Lima et al., 2010). In addition to these factors, amphibians have been suffering worldwide declines, primarily as a result of habitat fragmentation (Stuart et al., 2004).

In this study, we examine a lizard (*Enyalius perditus*), two amphibians (*Rhinella ornata* and *Proceratophrys boiei*) and a marsupial (*Gracilinanus microtarsus*, using data from the literature) to answer the following questions: 1) Do internal (i.e., sex and biomass) and external (i.e., landscape and climate parameters) factors affect the daily displacement capacity of herpetofauna? 2) Do external factors affect clustered habitat guilds, i.e., forest specialists (*E. perditus* plus *P. boiei*) and generalists (*R. ornata*), in the same way? 3) Do these guilds differ in their displacement capacity? and 4) Is the daily home range of an endothermic marsupial, which is sympatric and of similar biomass to the studied amphibians, really bigger?

Methodology

Study area. – Our study was conducted in the Alfenas region of southeastern Brazil (Fig. 1), with sample sites located in a 30 km radius around an urban area. The natural vegetation presents a transition between Atlantic Seasonal Semideciduous Forest and the Cerrado region. This area is highly fragmented, with less than 4% of the original habitat, consisting primarily of a matrix of coffee and sugar cane monocultures and pasture (Fundação SOS Mata Atlântica, 2013).

The selection of study fragments was carried out based on the classification of the remaining forested areas using a digital image from the Sino-Brasileiro CBERS-2B from 2009 at a 20-m resolution. Sites were selected based on the following criteria: 1) a similar degree of degradation, 2) a size ranging from 15 to 100 ha, 3) the existence of a body of water within or surrounding the fragment and 4) a minimum distance of 500 m among selected areas to avoid the interdependence of data (Wells, 2007).

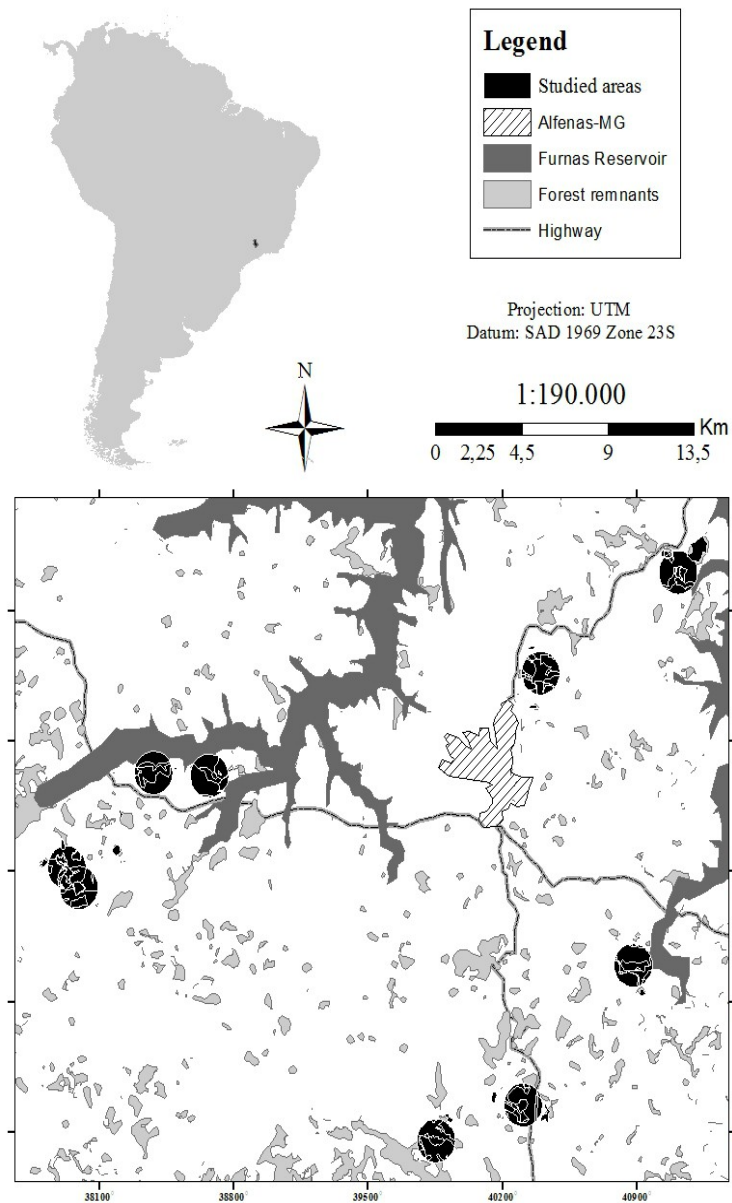


Fig. 1: Study area with the studied landscapes highlighted.

Target species. – *R. ornata* belongs to the family Bufonidae and has a mean snout-vent length of 8 cm (Dixo and Verdade, 2006); the specimens sampled in this study had a mean biomass of 19 g. This species is commonly found from southern and southeastern Brazil to eastern Paraguay (Guix et al., 1998).

P. boiei belongs to the family Cycloramphidae; the study specimens had a median snout-vent length of approximately 7 cm and a mean biomass of 22 g. This species has an eyelid appendage and a color pattern that provides camouflage among the leaf litter and can be found during the day and night (Dixo and Verdade, 2006). Oviposition occurs on submerged leaves in lentic areas of streams and pools (Cochran, 1955). The species is distributed from the states of Pernambuco to Santa Catarina, in the Atlantic Forest areas of Brazil (Frost, 2004).

E. perditus is a lizard of the family Leiosauridae and has a median snout-vent length of approximately 10 cm, a biomass of approximately 12 g and sexual color dimorphism. This species is abundant, occurring throughout most of southeastern Brazil (Sturaro and Silva, 2010), particularly in the states of Rio de Janeiro and São Paulo, but with occurrences in the states of Paraná and Santa Catarina.

G. microtarsus is a nocturnal, arboreal marsupial of small size, weighing approximately 20 to 45 g. The size is sexually dimorphic, with males being 10 g heavier than females. This information and the data relevant to the present study were obtained from the literature (Fernandes et al., 2010). In our study, the mean biomass of males and females was 18 g and 13 g, respectively. In Brazil, this species is distributed in the Atlantic Forest and the Cerrado formation in the southeast (Fernandes et al., 2010).

Experimental design. - We analyzed the total daily displacement capacity of both amphibian species and of the lizard as well as the daily home range of the amphibians and the marsupial. With the two amphibians, it was possible to test whether displacement varied with internal factors, specifically sex and biomass. This test was not possible for *E. perditus* because only males were

collected. The relationship between external factors and displacement was tested in two ways: 1) on each of the three species of herpetofauna individually and 2) between the two functional groups or guilds. The guilds were defined as either habitat generalists (*R. ornata*) or forest specialists (data *P. boiei* and *E. perditus*). Obviously, there is no difference between the behavior exhibited by *R. ornata* and the generalist functional group because this group was formed exclusively by this species; however, the comparison between the two functional groups was considered valid despite only involving a few species. In a preliminary study on the same fragments (D’Anunção, 2012), these three species alone represented more than 67% of the individuals in the local herpetofauna. The last three analyses conducted here involved the following comparisons: 1) total daily displacement among the three species of herpetofauna, 2) total daily displacement between the two guilds and 3) daily home range of the two amphibians and the marsupial using data obtained from the literature (Fernandes, 2007; Fernandes et al., 2010).

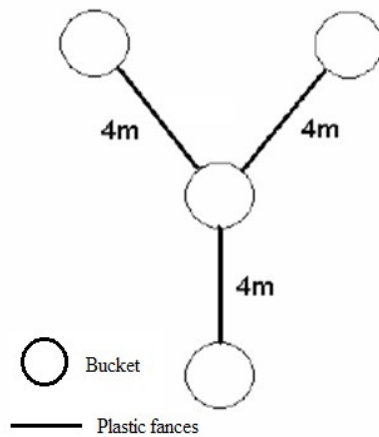


Fig. 2: Schematic of a pitfall trap seen from above.

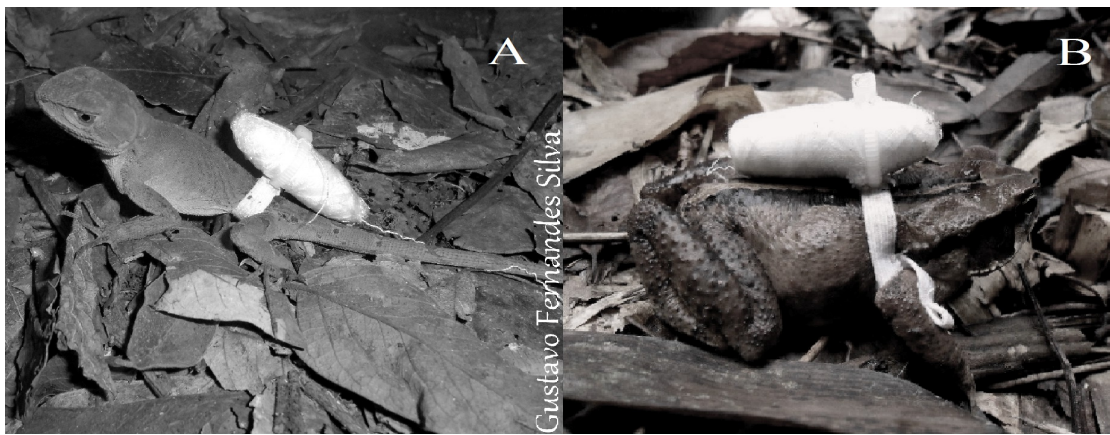


Fig. 3: Two of the three studied species (A) *Enyalius perditus*; B) *Rhinella ornata*) with thread spools attached to the body by means of elastic straps.

The sampling was conducted using five pitfall traps (Corn, 1994), which had previously been installed in each fragment. The traps were spaced 30 m apart and were located 50 m from the edge of the fragment.

Each trap was composed of four, 30 l plastic buckets buried in the ground to the mouth; three buckets were placed around a central bucket, forming a "Y" when viewed from above. The buckets were separated by fences of plastic canvas, which were 4 m long by 50 cm high, supported by wooden stakes. To prevent the animals from passing under the canvas, the lower portion was buried in the ground (Calleffo, 2002). The fences were placed so that the anurans would find them, follow them and fall into the buckets (Fig. 2).

The collections were concentrated during the hot, damp season (from December 2011 to February 2012 and from September 2012 to January 2013). During each sampling period, the traps were left open in three fragments for a total of 78 trapping days, or 28,080 trapping hours. The pitfall traps were closed with caps during non-sampling periods to prevent unnecessary catches and deaths. This has been the most commonly used method of specimen collection in tropical forests and allows for comparisons with other forest areas for which data are available (Allmon, 1991).

All captured individuals were weighed and measured (snout-vent length). Specimens weighing more than 10 g were fitted with a spool of thread connected to an elastic backpack, placed

on the shoulders in the case of the amphibians (method adapted from Tozetti and Toledo, 2005; Mendonca et al., 2010) and on the waist for the lizard (Fig. 3), and were released. The coupled spool and backpack together weighed at most 2 g, and the total length of thread on each spool was approximately 60 m (none of the specimens collected had a daily displacement greater than this value). The line was tied to a trunk at the point of release so that as the animal walked, the thread was unwound, thus marking the path taken by the animal. After 1 day, the routes and distances covered were recorded by following the tangled thread. Measurements were taken by aligning a compass with the direction of the thread to the next point where there was a change of direction, and the angle between these paths was determined. The linear distance between the points was measured with a tapeline. Polar coordinates were determined for the angles found using the compass and the distances for each point (Vieira and Loretto, 2004).

Each specimen was collected under the License SISBIO No. 10704-1. Recaptured specimens were sacrificed according to ethical principles (Calleffo, 2002; Auricchio and Solomon, 2002; Cortez et al., 2006), fixed in 10% formol and preserved in 70% alcohol. Individuals were sexed, and voucher specimens were deposited in the Alfred Russel Wallace Herpetological Collection at the Federal University of Alfenas (Unifal-MG).

Data on the home range of the marsupial *G. microtarsus* were taken from the literature (Fernandes, 2007; Fernandes et al., 2010). Although this species is semi-arboricolous, the home range data obtained from the literature considered only the displacement in the horizontal plane. Because the home range data were based on 10 days of collection, we divided the values referenced by ten to determine a daily average, thus making the data more comparable to that collected in the present study.

Landscape analysis and abiotic conditions.- ArcGIS (ESRI Inc., 1999) was used for landscape analyses. The forest fragments constituted nine landscapes, with a buffer of 1000 m around each remnant (McFrederick and LeBuhn, 2006). Landscape classification was performed by

the vectorization of the total area of each landscape and separating fragments into classes by type of land use (i.e., landscape composition). The most common land usage classes were pastures, annual crops (e.g., sugar cane and corn) and perennial crops (e.g., coffee). Calculations of landscape metrics were performed by the extensions V-LATE and Patch Analyst 5.0 implemented in ArcGIS. The following landscape metrics were calculated and used for subsequent analyses: composition, indicating the proportion of the dominant matrices in the landscape or water bodies (%), and configuration, consisting of connectivity analyses based on distance and nearest-neighbor area to the sample point (m).

In addition to landscape metrics, abiotic conditions were calculated from the temperature and precipitation variables at the sample sites. The maximum and minimum temperatures were measured at a central point between the trap stations, and precipitation metrics, i.e., if it was raining or had rained the day before the capture of the animal, were collected from field observations.

Data analysis - Polar coordinates (distance to the next point and azimuth) were used to determine the daily home range, calculated as the area of the minimum convex polygon (MCP) containing these coordinates. The tracing of these polygons and determination of their area was conducted using AutoCAD® 2006 (Autodesk, Inc., 1999). The total daily displacement was calculated by summing the point-to-point data.

Comparisons of the displacement between the three studied species and between the two amphibian species and the marsupial were conducted using the Kruskal-Wallis test; a nonparametric test was used because the data were not normally distributed.

The Mann-Whitney test was used to compare the difference in displacement between genders (*R. ornata*) or between the two guilds; a nonparametric test was used because the data were not normally distributed.

A simple linear regression was performed between the total daily displacement of each individual and biomass. A log transformation was used to normalize these data.

The model that best explained the relationship between the home range and the total daily displacement of the studied species with external and internal factors was selected based on the Akaike information criterion (AIC). After selecting the best model, a correction was made for small sample size, resulting in the variable AIC_c. The parameters ΔAIC_c and wAIC were used to describe the change between the best model and the others and the probability of the best model, respectively (Burnham and Anderson, 2002).

Results

Comparison of internal factors among species.- Twenty-two *Rhinella ornata*, 13 *Proceratophrys boiei* and 9 *Enyalius perditus* individuals were sampled. For *P. boiei* and *E. perditus*, it was not possible to test for sexual dimorphism because only three individuals of *P. boiei* were males, whereas for *E. perditus*, only males were found. We found no significant differences in the home range or total daily displacement based on sex and biomass for any species: *R. ornata* (sex/home range: $U=0.1136$, $p=0.9106$; biomass/home range: $F=3.0777$, $p=0.0914$, $r^2=0.09$; sex/total daily displacement: $U=0.7835$, $p=0.4425$; biomass/total daily displacement: $F=0.0543$, $p=0.8127$, $r^2=-0.0472$), *P. boiei* (biomass/home range: $F=3.8592$, $p=0.0727$, $r^2=0.1924$; biomass/total daily displacement: $F=2.5281$, $p=0.1374$, $r^2=0.113$) and *E. perditus* (biomass/total daily displacement: $F=1.2145$, $p=0.3075$, $r^2=0.0261$).

Comparison of external factors among species and guilds.- When analyzing the relationship between home range and daily displacement and external factors (i.e., landscape and climatic parameters) for each species, no suitable explanatory models were found based on the AIC (Table 1). However, when species were grouped into guilds or functional groups (i.e., habitat generalists and forestry specialists), the best explanatory model, according to the Akaike information criterion, included a synergistic effect between average proximity and maximum temperature (Table 2). Specifically, the total daily displacement of the forestry specialists increased with increases in the

average proximity between fragments and the maximum temperature.

Table 1: Akaike information criterion and related parameters for models relating external factors (landscape and climate metrics) with the home range and the total daily displacement of the study species. AIC_c: correction for small samples; Δ AIC: difference between the best model and the others; W: probability of the model being the best.

Species	Model	Daily home range			Daily displacement		
		AIC _c	Δ AIC	W	AIC _c	Δ AIC	W
<i>Proceratophrys boiei</i>	Null	-12.39	0	0.26	-12.39	0	0.26
<i>Rhinella ornata</i>	Null	27.82	0	0.41	27.82	0	0.41
<i>Enyalius perditus</i>	Null	-	-	-	50.4	0	0.25

Table 2: External factors (climate and landscape metrics) related to the total daily displacement for the forest specialist functional group (*P. boiei* and *E. perditus*). AIC_c: correction for small samples; Δ AIC: difference between the best model and the others; W: probability of the model being the best.

Model	AIC _c	Δ AIC	w
Average proximity + maximum temperature	106.57	0.00	0.92
Average proximity of the landscape	111.82	5.25	0.07
Maximum temperature	115.03	8.46	0.01
Null	117.60	11.03	0.00

Daily displacements.- The average daily displacement of *E. perditus* was much greater than that of the other species, and *P. boiei* had the lowest mean value. Thus, within the forest guild (*E. perditus* and *P. boiei*) there was a high degree of variation in this parameter (Fig. 4). When displacement was compared by guild, there were no differences between the two functional groups (Fig. 5). Therefore, the individual variation within a species was more important than the differences between the functional groups.

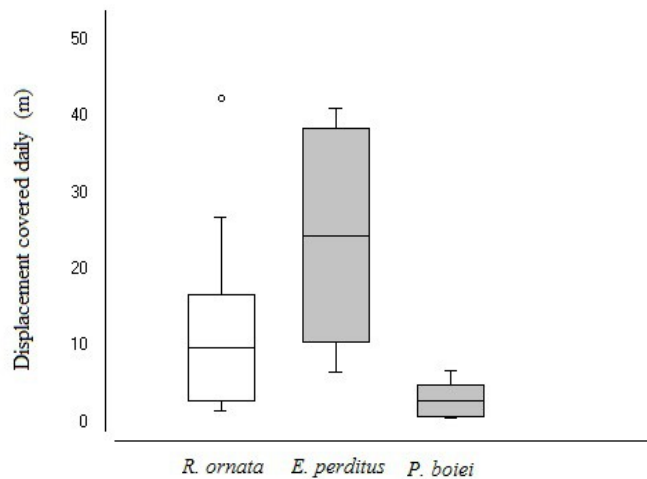


Fig. 4: Box-plot graph comparing the total daily displacement of *R. ornata*, *P. boiei* and *E. perditus*.

$H_{df=2}=20.8647$; $p < 0.0001$. Forest species are shown in gray. The smallest and largest values are indicated by vertical lines. The horizontal lines represent the arithmetic average (center line) \pm 1 standard deviation (top and bottom lines); the point represents an outlier.

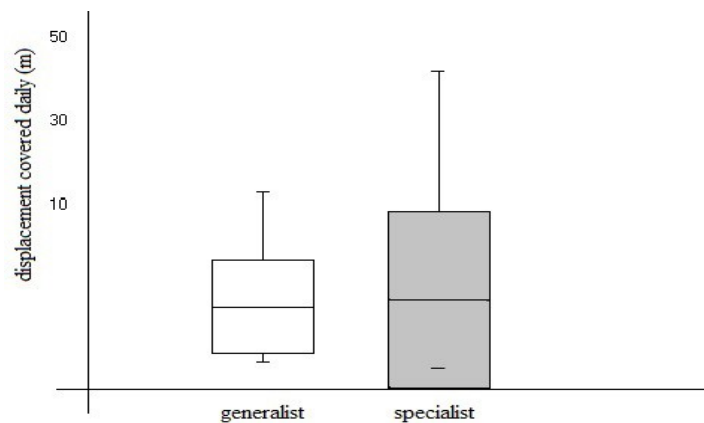


Fig. 5: Box-plot graph comparing the total daily displacement of the generalist (*R. ornata*) and forestry specialist (*P. boiei* and *E. perditus*) guilds, with $Z=0.9624$; $p=0.3359$. The forest guild is shown in gray. The smallest and largest values are indicated by the vertical lines. The horizontal lines represent the arithmetic average (center line) \pm 1 standard deviation (top and

bottom lines).

Daily home range.- The average daily home range of *R. ornata* was larger than that of *P. boiei* (Fig. 6), coinciding with the higher displacement capacity of the former.

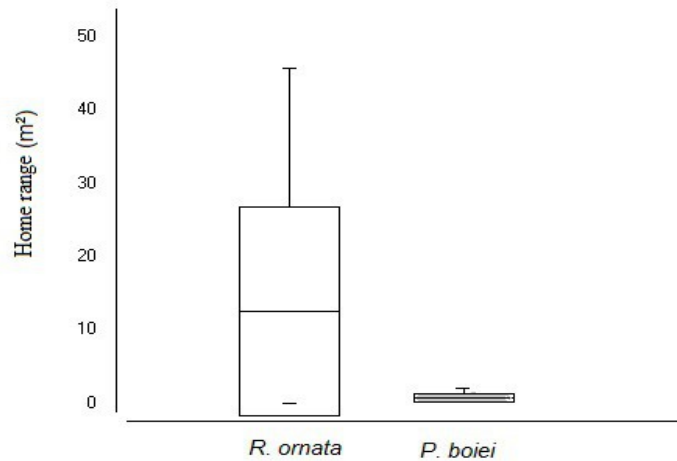


Fig. 6: Box-plot graph comparing the daily home range of *R. ornata* and *P. boiei*, with $Z=3.6529$; $p=0.0003$. Forest species are shown gray. The smallest and largest values are indicated by the vertical lines. The horizontal lines represent the arithmetic average (center line) ± 1 standard deviation (top and bottom lines).

The average home range areas for females and males of the marsupial *G. microtarsus* were greater than the home range areas of *R. ornata* and *P. boiei* (Fig. 7).

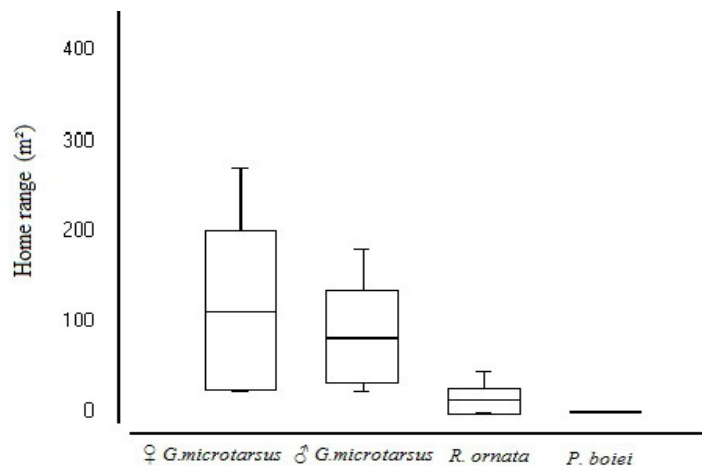


Fig. 7: Box-plot graph comparing the ranges of *G. microtarsus*, *R. ornata* and *P. boiei*. $H_{df=2}=44.937$; $p<0.0001$. The smallest and largest values are indicated by vertical lines. The horizontal lines represent the arithmetic average (center line) ± 1 standard deviation (top and bottom lines).

Discussion

In general, external and internal factors do not affect the displacement and home range size of the herpetofauna studied here. The internal factors (i.e., sex and biomass) had no effect on total daily home range size or on the displacement of the studied species. Similarly, the external factors (i.e., landscape and climate parameters) did not explain home range size or total displacement for species considered separately. When species were clustered into two functional groups, forest specialists and generalists, the mean proximity of fragments in the landscape (an external factor) and maximum temperature (an internal factor) were included in the model, which best explained daily total displacement and home range size of the forest specialist guild (*P. boiei* and *E. perditus*); however, this model did not explain the displacement or home range size of the generalist guild (*R. ornata*). Comparisons among species revealed consistent differences, with the lizard *E. perditus* having the greatest displacement, followed by *R. ornata* and finally by *P. boiei*. The home range of the two anurans followed the same bias, with the generalist having a higher value than the specialist. Moreover, our study corroborates the hypothesis that mammals show greater displacement than amphibians of a similar biomass.

Internal factors had no effect on total daily home range size or displacement for any of the studied species. A preliminary study, using *R. ornata* biometry (D’Anunção, 2012), showed no morphologic differences between the sexes. Therefore, we also expected to find no difference in displacement for this species. Previous studies showed that both *P. boiei* (Boquimpani-Freitas et al., 2002) and *E. perditus* (Van, 1997) are sexually dimorphic. Thus, we expected to find a different

displacement pattern between sexes. However, we could not test such a hypothesis due to the gender disparity in the samples for both these species; for *E. perditus*, we collected only males, and for *P. boiei*, only 23% of sampled individuals were males. Other sexually dimorphic species, such as *Leptodactylus labyrinthicus*, did not exhibit differences associated with sex or body size (Tozetti and Toledo, 2005).

Because external factors did not explain daily home range size or displacement for any of the study species, this scale may not be appropriate for examining these relationships or these factors may not affect the amphibians and reptile studied. Previous studies have shown that microclimate components, on a smaller scale, have a substantial effect on herpetofauna (Indermaur et al., 2009; Daversa et al., 2012). Lindenmayer (2009) found no difference in the richness of species of amphibians, reptiles, mammals, invertebrates and plants between plantations and pastures, thereby demonstrating that different landscape compositions did not affect resident populations. The frog *Leptodactylus labyrinthicus* showed no difference in displacement related to different environmental conditions (Tozetti and Toledo, 2005). Spatial ecology commonly assumes that the displacement capacity of a species depends solely on landscape features, such as connectivity, fragment size or matrix heterogeneity. However, Revilla and Wiegand (2008) showed that demography could be a more important determinant, whereas other researchers have suggested that temperature and humidity are relevant to the determination of amphibian home ranges (Wisniewski et al., 1981; Gittins, 1983; Sinsch, 1988). In our study, the large individual variation within each species, between species and in the forest specialist guild, was most relevant and overwhelmed any potential differences among the functional groups.

In our analyses, the external factors mean proximity on a landscape scale and maximum temperature were positively related to total daily total displacement for the forest specialists guild. The reason for this result may be merely numeric. Individually, forest species did not respond to the same parameters or models. These species presented opposite extremes with regard to displacement

variation. It is possible that by clustering forest species into a unique group, the increase in sample size (which was equal to *R. ornata* in the generalist guild) may have led the differences caused by external factors to become significant. The low number of species per functional group most likely explains why the addition of a unique species changed the model responses considerably. Even though these species are the most common in these forest fragments, such parameters need to be tested on more forest species that also occur in the area, such as *Haddadus binotatus* and *Heterodactylus imbricatus*.

Assuming that external factors are truly explanatory of displacement for the forest guild, it is reasonable to conclude that the mean proximity of fragments (connectivity) affects only specialist displacement due to the creation of possible linkages with better quality habitat across the entire landscape (Laan and Verboom, 1990). With higher habitat fragmentation, connectivity will be reduced, with a serious effect on amphibian populations (Guerry and Hunter, 2002; Herrmann et al., 2005; Mikko et al., 2009), primarily forest species. Two extreme conditions might generate the same response of displacement. Organisms might use more time and energy searching for resources in the poorest habitats (i.e., those with scarce resources) or in the richest ones (i.e., those with high population density and intense competition) (Morales et al., 2010). Both the connectivity and displacement of individuals between populations, particularly when populations are clustered, are dynamic processes that vary over time and are susceptible to diverse conditions. These processes most likely depend more on what occurs within fragments (e.g., demography) than between them (Revilla and Wiegand, 2008). The maximum daily temperature is another factor that contributed directly to the increase in daily displacement exhibited by the specialist group. This finding may be attributed to the fact that for ectothermic organisms in forest habitats, areas exposed to the sun, necessary for thermoregulation, are a scarce resource. Under conditions in which exposed areas are scarce, ectothermic organisms are dependent on relatively high temperatures for displacement (Seebacher and Alford, 1999; Forester et al., 2006). It is important to emphasize that the forest guild

displacement responded more to the parameters mean proximity and maximum temperature considered together than when considered singly. Therefore, one factor affected the other to stimulate movement by the specialist group.

As previously noted, differences between species were greater than the eventual bias of clustering them into two guilds. The greater displacement of *E. perditus* compared with that observed for the two amphibians supports the expectation that lizards exhibit greater displacement than do anurans (Turner et al., 1969). Moreover, *E. perditus*, unlike the two terrestrial anuran species, more fully explored the tridimensional habitat structure; individuals could climb trees and shrubs to warm themselves in the sun in the canopy (Dixo and Verdade, 2006) or to rest at night (Sturaro and Silva, 2010). Another aspect that may have contributed to a higher displacement for the lizard is related to the sexual color dimorphism of this species and the fact that we sampled only males. The adult males are olive-green in color and are more conspicuous than the females or young, which are brown with dark spots. This chromatic pattern is more cryptic on trunks, dry leaves and litter (Sturaro and Silva, 2010) and more similar to the color of *R. ornata*. It is possible that males of *E. perditus* have a greater degree of displacement than females because the cryptic coloration of females is likely related to their low mobility.

The higher home range sizes and total displacement of *R. ornata*, compared with *P. boiei*, could be explained by the different habitat needs of these species. *P. boiei* is known as a forest species and tends to hide under leaf litter (Dixo and Verdade, 2004), searching for denser soil cover. Some researchers consider *R. ornata* to be a bioindicator for forest environments (Dixo and Verdade, 2006; Prado et al., 2009; Santos et al., 2009; Brassaloti et al., 2010; Santos et al., 2012; D'Anunciação, 2012), whereas others believe the species to have high ecological plasticity, adapting easily to altered environments (Bertoluci et al., 2009; Ribeiro-Junior and Bertoluci, 2009). If the former supposition is correct, it might explain the similarity between guilds observed here. However, if the latter supposition is correct, it might explain why *R. ornata* exhibited greater

displacement and a larger home range than *P. boiei*.

Our study supports the hypothesis that mammals exhibit greater displacement than do amphibians and that endothermic organisms have higher capacity of movement than ectothermic species (Wells, 2007). Despite these traditional hypotheses, empirical data comparing sympatric species with similar biomass are poor. The present study, combined with data from the literature (Fernandes et al., 2010), showed that both males and females of *G. microtarsus* had home ranges 10 to 50 times greater than those of *R. ornata* and *P. boiei*, respectively.

The results of this study suggest that more attention must be given to inter- and intraspecific variation when developing the theory of movement ecology. Our results further suggest that variation exceeds traditional factors, such as landscape composition and climate aspects. In practice, due to the high degree of variation, which may be extremely common, future studies investigating movement and displacement should consider sample size, both with regard to the number of individuals analyzed per species and the number of species per functional group.

Acknowledgements.- Thanks to Hayla Paixão, Gustavo Fernandes, Ana Luiza Nunes, Thays Santos, Andréa Coelho, Jucely Franca and Tarick Sousa for field support and to the institutions CNPq (Process N. 472250/2010-8), FAPEMIG/VALE SA (Process N. RDP-00104-10) and CAPES for financial support. Thanks to Flavio N. Ramos, Rogério G. T. da Cunha, Vanessa Kruth Verdade, Nature Publishing Group (lauguagreediting.nature.com) and anonymous reviewers for critically reading the text. for contributions and suggestions on the manuscript.

References

- ALLMON WD. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 7: 503–522.
- AURICCHIO P.; SALOMÃO, M.G. 2002 *Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos*. Arujá: Instituto Pau Brasil de História Natural.

AUTODESK INC. AutoCAD 2000i . User's Guide, 1999.

BERTOLUCI, J., CANELAS, M.A.S., EISEMBERG, C.C., PALMUTI, C.F.S. & MONTINGELLI, G.G. 2009. Herpetofauna da Estação Ambiental de Peti, um fragmento de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 9: 147-155.

BOMQUIPANI-FREITAS, L.; ROCHA, C.F.D. & VAN-SLUYS, M. In press 2002. Ecology of the horned leaf-frog, *Proceratophrys appendiculata* (Leptodactylidae), in an insular Atlantic Rainforest area of Southeastern Brazil. *J. Herpetol.*, 36 (2)

BOWNE, D.R., BOWERS, M.A., 2004. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape Ecology*, 19: 1–20.

BRASSALOTI, R.A., ROSSA-FERES, D.C. & BERTOLUCI, J. 2010. Anurofauna da Floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica dos Caetetus, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 10: 275-291.

BURNHAM, K. P., & ANDERSON, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. *Technometrics* (Vol. 45, p. 181). Springer.

CALLEFFO, M. E. V., AURICCHIO P., and SALOMÃO M. G. "Anfíbios." Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos. Instituto Pau Brasil de História Natural, São Paulo, Brasil (2002), 45-73.

COCHRAN, D.M. 1955. Frogs of southeastern Brazil. *US. National Museum Bulletin*, 206: 1-411.

CORN, P.S. 1994. Standard techniques for inventory and monitoring – Straight – line drift fences and pit falls traps. In: HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, 118-124.

- CORTEZ, C.C., SUÁREZ-MAYORGA, A.M., LÓPEZ-LÓPEZ, F.J. 2006. Preparación y preservación de material científico. In Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina, 173-221. Angulo, A., Rueda-Almonacid, J.V., Rodríguez-Mahecha, J.V. & La Marca, E. (Eds.). Bogotá D.C: Panamericana Formas e Impresos S.A.
- D'ANUNCIACÃO, P. E. R. 2012. Fragmentos florestais circundados por cana-de-açúcar são mais inóspitos para a abundância de anfibios terrestres que fragmentos envolvidos por café e pasto. Dissertação (Master's degree – Ecology). Instituto de Ciências Naturais e da Terra, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas 2012.
- DAVERSA, D.R., MUTHS, E., BOSCH, J. 2012. Terrestrial Movement Patterns of the Common Toad (*Bufo bufo*) in Central Spain Reveal Habitat of Conservation Importance. *Journal of Herpetology*, 46(4): 658-664.
- DIXO, M. & VERDADE, V.K. 2004. Geographic distribution. *Cycloramphus migueli* (Miguel's Button Frog). *Herpetological Review*, 35(3): 280.
- _____. 2006. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotropica* : [http:// www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/ abstract?article+bn00706022006](http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006) (last accessed: March 11, 2013).
- DUELLMAN WE, TRUEB L. 1986. *Biology of Amphibians*. New York: McGraw- Hill.
- ESRI Inc., 1999. *ArcInfo User s Manual, Version 7.2.1*. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA.
- FERNANDES, R.F. 2007. Área de vida de *Gracilinanus microtarsus* (Didelphimorphia: Didelphidae): inferências baseadas nos métodos do polígono convexo mínimo e da modelagem estatística. Dissertação (Master's degree – Ecology). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 2007.

- FERNANDES, R.F., CRUZ, L. D., MARTINS, E.G., REIS, S.F. 2010 Growth and home range size of the gracile mouse opossum *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia: Didelphidae) in Brazilian cerrado. *Journal of Tropical Ecology*, 26: 02-185.
- FORESTER, D.C., SNODGRASS, J.W., MARSALEK, K., LANHAM, Z., 2006. Post-breeding dispersal and summer home range of female American toads (*Bufo americanus*). *Northeastern Naturalist*, 13: 59–72.
- FROST, D.R. 2004. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 3.0 Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA. (last accessed: March 15, 2013).
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2008-2010. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Available at <http://www.inpe.br/noticias/arquivos/pdf/atlasrelatoriofinal.pdf> (accessed on: February 21, 2013).
- GITTINS, S. P. 1983. The breeding migration of the Common Toad (*Bufo bufo*) to a pond in mid-Wales. *Journal of Zoology*, 199: 555–562.
- GUERRY, A.D. & HUNTER, M.L., JR. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forest and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology*, 16(3):745-754.
- GUIX, J.C., MONTORI, A., LLORENTE, G.A., CARRETERO, M.A. & SANTOS, X. 1998. Natural history and conservation of Bufonids in four atlantic rainforest areas of southeastern Brazil. *Herpetol. Nat. Hist.*, 6(1):1-12.
- HELPER, V., BROQUET, T. & FUMAGALLI, L. 2012. Sex-specific estimates of dispersal show female philopatry and male dispersal in a promiscuous amphibian, the alpine salamander

(*Salamandra atra*). *Molecular Ecology*, 21: 4706–4720.

HERRMANN H.L., BABBITT K.J., BABER M.J., CONGALTON R.G., 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation*, 123 (2): 139-149.

HOLYOAK, M., CASAGRANDE, R., NATHAN, R., REVILLA, E. & SPIEGEL, O. 2008. Trends and missing parts in the study of movement ecology. *PNAS* 105: 19060-19065.

INDERMAUR, L., M. GEHRING, W. WEHRLE, K. TOCKNER, AND B. NAEFDAENZER. 2009. Behavior-based scale definitions for determining individual space use: requirements of two amphibians. *American Naturalist*, 173: 60–71.

KERR, G.D. & BULL, C.M. 2006. Movement patterns in the monogamous sleepy lizard (*Tiliqua rugosa*): effects of gender, drought, time of year and time of day. *Journal of Zoology*, 269: 137–147.

LAAN R, VERBOOM B., 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54:251–262. doi:10.1016/0006-3207(90)90055-T

LIMA, M.S., PEDERASSI, J., SOUZA, C.A.S., SILVA, C.P.A. & PEIXOTO, O.L. 2010. Distribuição e fidelidade de desenvolvimento de *Rhinella icterica* (Anura, Bufonidae) no rio Cachimbaú, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 12: 151-156.

LINDENMAYER D. B. (2009) Forest Wildlife Management and Conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1): 284-310.

MCFREDERICK QS, LEBUHN G. 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation*, 129:372–382. doi:10.1016/j.biocon.2005.11.004

- MENDONÇA, V. M., SAADY, S. A., KIYUMI, A. A., & ERZINI, K. 2010. Interactions between Green Turtles (*Chelonia mydas*) and Foxes (*Vulpes vulpes arabica*, *V. rueppellii sabaea*, and *V. cana*) on turtle nesting grounds in the Northwestern Indian Ocean: impacts of the fox community on the behavior of nesting sea turtles at the Ras Al Hadd turtle reserve, Oman. *Zoological Studies*, 49(4):437-452.
- MIKKO KUUSSAARI, RICCARDO BOMMARCO, RISTO K. HEIKKINEN, AVELIINA HELM, JOCHEN KRAUSS, REGINA LINDBORG, ERIK ÖCKINGER, MEELIS PÄRTEL, JOAN PINO, FERRAN RODÀ. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 24:10, 564-571 Online publication date: 1-Oct-2009.
- MORALES, J.M, MOORCROFT, P.R., MATTHIOPOULOS, J. FRAIR, J., KIE, J.G., POWELL, R.A., MERRILL, E.H. & HAYDON, D.T. 2010. Building the bridge between animal movement and population dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365: 2289-2301.
- NATHAN, R., GETZ, W.M., REVILLA, E., HOLYOAK, M., KADMON, R., SALTZ, D. & SMOUSE, P.E. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *PNAS*, 105: 19052-19059.
- NECKEL-OLIVEIRA, S. E GASCON, C. 2006. Abundance, body size and movement patterns of a tropical treefrog in continuous and fragmented Forest in brazilian Amazon. *Conservation Biology*, 128, 308-315.
- PRADO, V.H.M., SILVA, F.R., DIAS, N.Y.N., PIRES, J.S.R. & ROSSA-FERES, D.C. 2009. Anura, Estação Ecológica de Jataí, São Paulo state, southeastern Brazil. *C/L*, 5: 495-502.
- REVILLA, E. & WIEGAND, T. 2008. Individual movement behavior, matrix heterogeneity, and the dynamics of spatially structured populations. *PNAS*, 105: 19120-19125.
- RIBEIRO-JUNIOR, J.W. & BERTOLUCI, J. 2009. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da

Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 9: 1676-0603.

SANTOS, T.G., VASCONCELOS, T.S., ROSSA-FERES, D.C. & HADDAD, C.F.B. 2009. Anurans of a seasonally dry tropical Forest: Morro do Diabo State Park, São Paulo state, Brazil. *Journal of Natural History*, 43: 973-993.

SANTOS, T.G., VASCONCELOS, T.S. & HADDAD, C.F.B. 2012. The role of environmental heterogeneity in maintenance of anuran amphibian diversity of the Brazilian Mesophytic Semideciduous Forest. In *Tropical Forests*, 119-138. Sudarshana, P., Nageswara-Rao, M. & Soneji, J.R. (Eds.). InTech. Available at <http://www.intechopen.com/books/tropical-forests/the-role-of-environmental-heterogeneity-in-maintenance-of-anuran-amphibian-diversity-of-the-brazilia> (accessed on 21 March 2013).

SEEBACHER, F. E ALFORD, R. A., 1999. Movement and micro-habitat use of a terrestrial amphibian (*Bufo marinus*) on a tropical island: Seasonal variation and environmental correlates. *Journal of Herpetology* 33:208–14. SEEBACHER, F. E ALFORD, R. A., 1999. Movement and micro-habitat use of a terrestrial amphibian (*Bufo marinus*) on a tropical island: Seasonal variation and environmental correlates. *Journal of Herpetology*, 33:208–14.

SEMLITSCH, R.D. & RYAN, T.J. 1998. Migration, amphibian. In *The Encyclopedia of Reproduction*, 221-227. Knobil, E. & Neill J.D. (Eds.). New York: Academic Press.

SINSCH, U. 1988. Seasonal changes in the migratory behaviour of the toad *Bufo bufo*: direction and magnitude of movements. *Oecologia*, 76:390–398.

STUART, S.N., CHANSON, J.S., COX, N.A., YOUNG, B.E., RODRIGUES, A.S.L, FISCHMAN, D.L. & WALLER, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.

STURARO, M.J. & SILVA, V.X. 2010. Natural history of the lizard *Enyalius perditus* (Squamata:

Leiosauridae) from an Atlantic forest remnant in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 44: 1225-1238.

TOZETTI, A. M. AND L. F. TOLEDO. 2005. Short-term movement and retreat sites of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) during the breeding season: a spool-and-line tracking study. *Journal of Herpetology*, 39:4120–124.

TURNER, F. B.; JENNRICH, R. I.; WEINTRAUB, J. D. 1969. Home range and body size of lizards. *Ecology*, 50: 1076–1081.

VAN SLUYS, V. 1997. Home range of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* in the Southeastern Brazil. *Copeia*, 3: 623-628.

VIEIRA, M.V. ; LORETTO, D. 2004. Protocolo para estudo de movimentos animais com carretel de rastreamento. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, Rio de Janeiro, RJ, v. 41, p. 2-3.

VITT, L.J., CALDWELL, J.P., WILBUR, H.M. & SMITH D.C. 1990. Amphibians as harbingers of decay. *Bioscience*, 40: 4-18.

WELLS, K.D. 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago.

WISNIEWSKI, P. J., PAULL, L.M. & SLATER, F.M.. 1981. The effects of temperature on the breeding migration and spawning of the Common Toad (*Bufo bufo*). *British Journal of Herpetology*, 6:119–121.