



**Universidade Federal de Goiás**  
**Instituto de Ciências Biológicas**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia e**  
**Evolução**



Marina Zanin Gregorini

**DISTRIBUIÇÃO DA ONÇA-PINTADA (CARNIVORA: FELIDAE) AO  
LONGO DE UMA PAISAGEM ANTROPIZADA: IMPLICAÇÕES PARA  
O MANEJO E CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE**

Orientador: Paulo De Marco Júnior

Goiânia - GO  
Fevereiro - 2010

**Universidade Federal de Goiás**  
**Instituto de Ciências Biológicas**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução**

Marina Zanin Gregorini

**DISTRIBUIÇÃO DA ONÇA-PINTADA (CARNIVORA: FELIDAE) AO  
LONGO DE UMA PAISAGEM ANTROPIZADA: IMPLICAÇÕES PARA  
O MANEJO E CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Goiás como parte das Exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Paulo De Marco Júnior

Goiânia - GO  
Fevereiro - 2010

*õMesmo quando tudo pede um pouco mais de calma  
Até quando o corpo pede um pouco mais de alma  
A vida não pára*

*Mesmo quando tudo pede um pouco mais de pressa  
Eu me recuso faço hora, vou na valsa  
A vida é tão rara*

*Em quanto todo mundo espera a cura do mal  
E a loucura finge que isso tudo é normal  
Eu finjo ter paciência*

*O mundo vai girando cada vez mais veloz  
Agente espera do mundo e o mundo espera de nós...*

*Será que é tempo que lhe falta pra perceber?  
Será que temos esse tempo pra perder?õ*

*(Lenine)*

*Dedico esse trabalho àqueles que lutam, que não  
se cansam e não se deixam ser vencidos.*

## AGRADECIMENTOS

São muitas as pessoas a quem devo um espaço nessa página, pois tiveram um papel fundamental nessa etapa da minha vida. Quero começar agradecendo a quem ajudou para que tudo isso acontecesse, à família Tôrres, em especial à Natália Mundim Tôrres. Sua solicitude durante a minha graduação permitiu que eu viesse a UFG, primeiro na forma de estágio e depois na forma do mestrado. Não bastando, a Natália foi minha porta de entrada no Instituto Onça-Pintada. Aos seus pais, Luis Fernando de Moraes Tôrres e Wayne Eliane Mundim Tôrres, por terem me ajudado no momento da seleção do mestrado, me recebendo em sua casa no período de provas.

Quero agradecer ao Instituto Onça-Pintada (IOP) pela oportunidade de fazer a dissertação dos meus sonhos. Para a maioria das pessoas que trabalham com mamíferos, um dos maiores sonhos é trabalhar com onça-pintada. Essa oportunidade me foi dada pelo IOP e, ainda, com um trabalho muito interessante e de extrema importância para a conservação dessa espécie. O agradecimento vai para todos os integrantes do instituto pelo companheirismo e ensinamentos. Em especial, quero agradecer ao Leandro e à Anah por seus inúmeros ensinamentos, paciência e compreensão. Em muitos momentos, os conselhos de vocês me fizeram abrir os olhos para tantas oportunidades que a vida nos dá, me ajudando a fazer as escolhas certas.

Quero agradecer ao CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pela bolsa concedida durante esse mestrado. A todos os professores do curso de Ecologia e Evolução pelo aprendizado que tive, por meio de disciplinas, debates e conversas. Dentre eles, agradeço especialmente ao meu orientador, Paulo De Marco, primeiramente por ter assinado minha carta de aceite sem nem mesmo me conhecer muito bem. Também, pela liberdade que me deu durante esses dois anos, permitindo que eu fizesse um trabalho que não se encaixa em sua principal linha de pesquisa.

Aos grandes amigos que fiz e que certamente levarei para toda vida: Bruno, Dani, Fábio (Fabiolino), Geize (Mijoleta), Guilherme, Lorena, Luciana, Luis (Juventude), Paulina, Priscila e Renata. Vocês foram verdadeiros anjos da guarda, me ensinaram muito sobre amizade, companheirismo e tornaram esses últimos anos menos difíceis do que seriam. Outros grandes companheiros foram aqueles que me aturaram durante o curso de campo - Camila, Fábio, Lailah, Luciana e Marcelo (UNEMAT). Dentre esses, um agradecimento especial à Camila e ao Fábio que estiveram comigo até o último dia do curso.

Muitas pessoas me ajudaram durante a coleta de dados dessa dissertação e a essas devo um muitíssimo obrigado, pois seria impossível executar um trabalho na escala realizada sem a ajuda do batalhão de pessoas que estiveram sempre dispostas a me ajudar. Quero agradecer a todos do Instituto Onça-Pintada, pois foram meus mentores nesse trabalho, me orientando desde coisas muito simples (e que às vezes agente desconsidera) a coisas bastante complexas (que muitas vezes agente não sabe fazer). Dentre os integrantes do IOP, quero agradecer especialmente ao Raphael Almeida que me acompanhou na fase inicial do campo, a Luana Delgado e ao Tiago Boscorato. Ao Tiago devo um agradecimento mais que especial, pois me acompanhou em quase todo o trabalho de campo. Certamente não teria conseguido fazer sem sua ajuda. Quero agradecer também ao José Wanderley Cambuim e a sua equipe do ICM-BIO que atuam na APA meandros do Araguaia, pois foram essenciais para o sucesso da pesquisa nessa região.

Quero agradecer a algumas pessoas que acompanharam de longe (apenas geograficamente) essa minha conquista. Primeiramente aos meus pais, pois sempre me incentivaram qualquer que fosse minha escolha, me deixando confortável para trilhar meu próprio caminho. As amigas que eu carrego sempre perto de mim - Juliane (Coca), Leidiane, Lucimara, Mayumi e Meri - que apesar de não terem estado próximas de mim foram imprescindíveis na minha vida, sendo sempre um exemplo do que é uma verdadeira amizade.

Por último, mas não menos importante, ao Adriano, um grande companheiro que sempre fez tudo que estava ao seu alcance para me ajudar. Quero agradecê-lo por todo apoio, desde o momento da minha decisão de vir para Goiânia e durante o tempo que estivemos distantes, pois sua força e compreensão me fizeram suportar esses dois anos sem sua presença constante. Muito obrigada!

## RESUMO GERAL

Nesse trabalho, estudamos fatores determinantes da ocorrência de onça-pintada (*Panthera onca*) em uma paisagem fragmentada com implicações para o delineamento e manejo de corredores ecológicos. No primeiro capítulo, avaliamos o efeito espacialmente estruturado da riqueza de presas naturais sobre a ocorrência de onça-pintada e de predação dessa sobre rebanhos bovinos, bem como a influência da cobertura vegetal sobre esses processos. Nossos resultados mostram que a ocorrência da onça-pintada é fortemente explicada pela riqueza de suas presas e pelo componente espacial, mostrando que a riqueza de presas aumenta a qualidade do local e que o contágio age de forma positiva para a espécie. A predação de rebanho doméstico, por sua vez, não possui um componente espacial significativo, estando diretamente relacionada à abundância do predador. Por último, destacamos a ausência de efeito da cobertura vegetal sobre a riqueza de presas e predação de rebanho doméstico. No segundo capítulo, avaliamos o efeito do isolamento e área de fragmentos naturais, da intensidade da agricultura e da estrutura espacial sobre a probabilidade de ocorrência da onça-pintada. Verificamos que a agricultura pode ser considerada uma barreira de dispersão para a onça-pintada e a existência de contágio na distribuição dessa espécie. Outro resultado sugere que a presença de pelo menos um fragmento grande além de outros menores, aumenta a probabilidade de ocorrência da onça. Esses resultados mostram que a espécie é eficiente em colonizar manchas de vegetação natural e que *stepping stones* podem ser usados em estratégias de conservação para manter ou restabelecer conectividade em uma paisagem para a onça-pintada.



## **ABSTRACT**

We studied here the determinant factors of jaguar presence in a fragmented landscape, with implications to design and management of ecological corridors. In the first chapter, we evaluated the spatially structured effect of the natural preys richness on the jaguar occurrence and livestock depredation, as well as the vegetation cover influence on these processes. Our results show that jaguar occurrence is strongly determined by preys richness and the spatial component, showing that preys richness raises local quality and spatial aggregation acts in a positive way to this species. Otherwise, livestock predation, does not present a spatial component, being directly related to predator's abundance. For the last, we highlight the absence of a vegetation cover effect on prey species richness and livestock depredation. In the second chapter, we test the effect of the area and isolation of natural fragments, agriculture intensity and spatial structure on jaguar presence. We verify that agriculture may represent a barrier to the jaguar dispersion and the presence of a larger natural fragment among other small patches increases the probability of jaguar presence. These results show that this species is efficient colonizing natural vegetation patches and the stepping stones can be used in conservation strategies to keep or reestablish connectivity in a landscape for the jaguar.

## SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	vii
ABSTRACT	viii
SUMÁRIO	ix
LISTA DE FIGURAS .....	x
LISTA DE TABELAS .....	xi
APRESENTAÇÃO - Distribuição da onça-pintada (Carnivora: Felidae) ao longo de uma paisagem antropizada: implicações para o manejo e conservação da espécie .....	2
1. A onça-pintada como um modelo de estudo.....	6
2. Conteúdo deste trabalho.....	8
3. Referências Citadas .....	9
CAPÍTULO I - Estabilidade na Dinâmica Predador-Presa: Efeito sobre a Ocorrência do Predador e Conflitos de Conservação .....	13
1. Resumo .....	14
2. Abstract.....	15
3. Introdução .....	16
3.1. Dinâmica de regulação de comunidades controladas por onça-pintada .....	17
4. Metodologia .....	20
4.1. Área de Estudo.....	20
4.2. Desenho Amostral.....	20
4.2.1. Entrevistas .....	22
4.2.1.1. Questionário .....	22
4.2.1.2. Perfil do entrevistado.....	23
4.2.1.3. Protocolo de entrevista .....	24
4.3. Análise dos Dados .....	26
5. Resultados .....	28
6. Discussão .....	31
7. Referências Bibliográficas .....	34
CAPÍTULO II - Modelo de fragmentação Mancha-Corredor-Matriz para avaliação de requerimentos de hábitat para onça-pintada (Carnívora: Felidae).....	43
1. Resumo .....	44
2. Abstract.....	45
3. Introdução .....	46
4. Metodologia .....	50
4.1. Área de Estudo.....	50
4.2. Desenho Amostral e Coleta de Dados Biológicos.....	50
4.3. Caracterização da paisagem .....	50
4.4. Análise dos Dados .....	54
5. Resultados .....	56
5.1. Seleção das Variáveis .....	56
5.2. Avaliação dos requerimentos para onça-pintada.....	60
6. Discussão .....	62
7. Literatura Citada.....	66
CONCLUSÃO 73	
1. <i>Processos</i> ecológicos que possuem componente especial.....	74
2. <i>Processos</i> ecológicos que não possuem componente espacial.....	76
3. Corredores ecológicos e onça-pintada: uma constatação final .....	77
4. Referências Citadas .....	78
Anexo 1: Questionário de entrevista com moradores locais .....	81

## LISTA DE FIGURAS

### APRESENTAÇÃO

**Figura 1.** Distribuição histórica (Sanderson et al., 2002) e atual (Zeller, 2007) da onça-pintada. 4

### CAPÍTULO I

**Figura 1.** Teste central do estudo. Relação entre a dinâmica predador-presa, redução da cobertura vegetal e conflito homem-predador-presa. .... 18

**Figura 2.** Área de estudo..... 21

**Figura 3.** Procedimento adotado para realização de entrevista com moradores locais para obtenção de informações sobre ocorrência de onça-pintada, de presas naturais e predação de rebanho doméstico..... 25

### CAPÍTULO II

**Figura 1.** Correlação entre as variáveis desse estudo e os eixos gerados na análise de PCA: (a) Correlação entre as variáveis considerando o primeiro e segundo eixo de ordenação. (b) Correlação entre as variáveis considerando o primeiro e terceiro eixo de ordenação. .... 57

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

**Tabela 1.** Avaliação da autocorrelação espacial da ocorrência da onça-pintada e predação por rebanho doméstico por essa espécie na área estudada. Método utilizado para a avaliação foi o *Join Count* que se baseia no número de relações entre as classes da variável binária. 26

**Tabela 2.** Modelos para a avaliação do equilíbrio na dinâmica predador-presa com o aumento de presas e aspectos ecológicos que geram conflito homem-predador-presa. .... 29

**Tabela 3.** Autocorrelação espacial segundo I de Moran padronizado dos melhores modelos que avaliam o equilíbrio na dinâmica predador-presa com o aumento de presas e aspectos ecológicos que geram conflito homem-predador-presa. .... 31

### CAPÍTULO II

**Tabela 1.** Abreviações usadas nas fórmulas de métricas de fragmentação (v. Tabela 2). .. 51

**Tabela 2.** Variáveis medidas da fragmentação usadas nesse estudo separadas em descritoras de manchas, para avaliação do efeito da área da cobertura vegetal natural, e em descritoras da matriz, para avaliação do efeito da distância. .... 53

**Tabela 3.** Avaliação da autocorrelação espacial da ocorrência da onça-pintada na área estudada. Método utilizado para a avaliação foi o *Join Count* que se baseia no número de relações entre as classes da variável binária. .... 55

**Tabela 4.** Avaliação dos modelos compostos por elementos de Mancha, Matriz e Estrutura Espacial para avaliação dos requerimentos ecológicos da onça-pintada. .... 61

**Tabela 5.** Autocorrelação espacial do resíduo das regressões entre UAs arranjadas em quatro classes de distâncias. .... 61

**Tabela 6.** Coeficiente de regressão (CR) padronizado das variáveis que compõem os modelos para avaliação dos requerimentos para onça-pintada. CRs apresentados na mesma ordem das variáveis. .... 61

# **APRESENTAÇÃO**

**DISTRIBUIÇÃO DA ONÇA-PINTADA (CARNIVORA: FELIDAE) AO LONGO DE UMA  
PAISAGEM ANTROPIZADA: IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E CONSERVAÇÃO DA  
ESPÉCIE**

Historicamente, a distribuição da onça-pintada abrange grande parte do continente americano, ocorrendo do Novo México e Golfo do Texas até o norte da Argentina (Seymour, 1989; Sanderson, 2002). Essa distribuição foi amplamente reduzida por fatores como diminuição de presas, caça e fragmentação, aspectos que potencializam a vulnerabilidade dessa espécie, determinada por algumas de suas características bionômicas. A onça-pintada é sensível devido a restrições de história de vida impostas pelo seu tamanho corporal, que inclui poucos filhotes e longo período entre ninhadas (Eisenberg, 1999), necessidade de grandes áreas de vida (Astete et al., 2009; Cavalcanti & Gese, 2009) e tamanho corporal maior que o de suas presas (Vucic-Pestic et al., 2009; Owen-Smith & Mills, 2008) - o que gera uma maior necessidade energética (Owen-Smith & Mills, 2008). Todas essas características tornam a onça-pintada mais suscetível à extinção local em função da interferência humana (Inskip & Zimmermann, 2009), fator que reduziu o alcance geográfico da espécie para 46% de sua distribuição histórica (Sanderson et al., 2002) (Figura 1).

Uma abordagem continental da preservação da onça-pintada indica áreas prioritárias para manter populações viáveis, visando à manutenção da diversidade genética e persistência da espécie como um todo (Sanderson et al., 2002). Um planejamento em grande escala possibilita a elaboração de estratégias de manejo concordantes com a distribuição da espécie, não apenas em escala local onde medidas de conservação são, muitas vezes, ecologicamente inviáveis. Isso porque, para a onça-pintada, medidas locais normalmente não asseguram populações viáveis em longo prazo, acarretando em populações pequenas e isoladas, susceptíveis ao risco de extinção por eventos estocásticos (*small population paradigm*, Caughley, 1994).

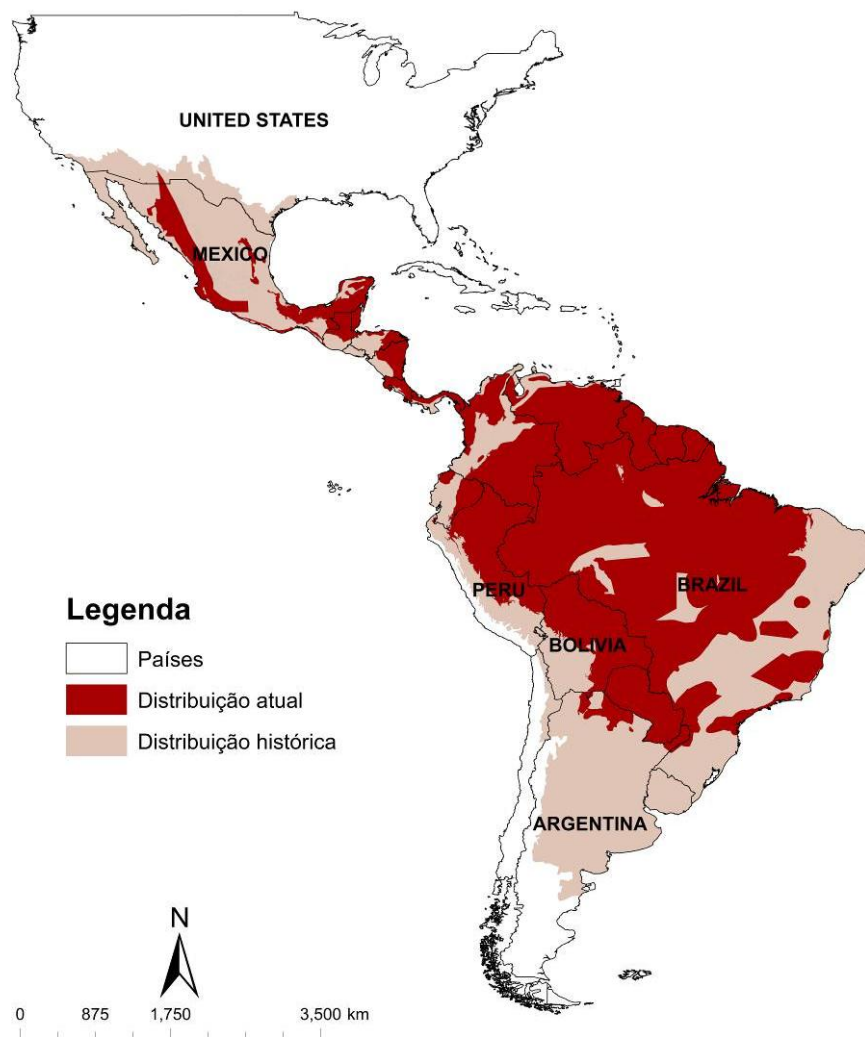


Figura 1. Distribuição histórica (Sanderson et al., 2002) e atual (Zeller, 2007) da onça-pintada.

Sollman et al. (2008) mostraram que populações viáveis de onça-pintada encontram-se, principalmente, na Amazônia, onde a baixa densidade humana permite a existência de áreas protegidas suficientemente grandes para a manutenção de populações viáveis em um período de 200 anos. Carvalho et al. (2009) mostraram um panorama não favorável para a conservação da onça-pintada no Cerrado, pois fragmentos maiores que 10 vezes sua área de vida (aproximadamente  $100\text{km}^2$ ) são raros. Esses trabalhos relatam a dificuldade de manutenção de espécies com baixa densidade e grande área de vida segundo a

abordagem clássica de conservação, a criação de Unidades de Conservação (UC), e indicam a direção por onde medidas conservacionistas devem caminhar.

A criação de UCs normalmente consiste em medidas de conservação local, pois não seguem um planejamento integrado para a solução de problemas em multi-escala (Pressey et al., 1993; Pressey, 1994). Esse cenário é originado por inúmeras dificuldades na concepção das UCs, tais como a ausência de estudos técnicos que abordem a seleção de áreas, ausência de fragmentos de grande tamanho em regiões altamente antropizadas e valor econômico da terra. Mesmo não sendo idealmente planejadas e localizadas, UCs já implementadas não devem ser desconsideradas em medidas conservacionistas (Pinto & Grelle, 2009). Atualmente, tais medidas buscam a integração dessas unidades, processo fundamental para a conservação de espécies com grandes requerimentos de área, já que grandes fragmentos são raros ou mesmo ausentes em muitas regiões. Uma estratégia de integração de UCs é a implementação de corredores ecológicos (Chetkiewicz et al., 2006), que permite a proteção de populações de onça-pintada restritas a algumas regiões, sem possibilidade de dispersão e fluxo gênico (Silveira et al., 2010; Sollman et al., 2008).

Os Corredores ecológicos se baseiam na reversão de problemas gerados pela fragmentação (Chetkiewicz et al., 2006) através da conexão de grandes fragmentos (normalmente protegidos na forma de UCs) por meio de fragmentos de menores (protegidos por outras normativas legais e por iniciativas privadas, tais como Áreas de Preservação Permanente, Reservas Legais e Reserva do Patrimônio Particular Natural). Essas ações de conservação estão dentro da escala de paisagem (Fortin & Agrawal, 2005), que é considerada chave por representar a escala de movimento das espécies (Sanderson et al., 2002 a, b; Wikramanayake et al., 2002) e para a discussão e execução de políticas públicas em conservação.



Como uma ação específica de implementação de corredor ecológico, indicamos o Rio Araguaia devido à sua localização geográfica e atual estado de integridade ambiental. O Rio Araguaia é o terceiro maior rio brasileiro fora da Bacia Amazônica, estendendo-se por vários estados brasileiros (Mato Grosso, Goiás, Tocantins e Pará). Sua localização geográfica permite a conexão dos dois maiores biomas brasileiro (Amazônia e o Cerrado) e sua integridade ambiental (estabelecida por 25 Unidades de Conservação e 12 terras indígenas) permite a implementação de um corredor ecológico a partir de medidas proativas, o que o torna economicamente viável. Adicionalmente, o uso de zonas ripárias é indicado para o estabelecimento de corredores por permitir conexão biológica de gradientes ambientais que comumente se estendem por rios, garantindo também outros benefícios, tais como alta diversidade, manutenção de microclimas e heterogeneidade de habitats (Naiman & Decamps, 1997).

## **1. A ONÇA-PINTADA COMO UM MODELO DE ESTUDO**

Uma das abordagens usadas em trabalhos científicos é a utilização de substitutos (*surrogates*) para a compreensão da dinâmica de processos ecológicos. Há várias abordagens utilizando substitutos em biologia da conservação, sendo as mais comuns espécies bandeira, guarda-chuva, chave e indicadora. As espécies-bandeira são aquelas que expõem ao público leigo o objetivo de uma campanha conservacionista, permitindo transcender a barreira entre homem e meio ambiente. Essas espécies geralmente são de grande porte, beleza ímpar ou peculiar e, por serem carismáticas, despertam o interesse humano (Miller & Habinowitz, 2002; Sergio et al., 2008; Simberloff, 1998; Williams, 2000). As espécies guarda-chuva são aquelas que possuem grande área de vida, assim seus movimentos periódicos abrangem a área de vida de outras espécies. Estratégias de conservação de uma espécie guarda-chuva permitem a conservação de várias outras espécies que estão sob sua área de vida e requerimentos

ecológicos (Lambeck, 1997; Miller & Habinowitz, 2002; Sergio et al., 2008; Simberloff, 1998). Espécies indicadoras são aquelas cuja presença revela outros fatores do ambiente, tais como grande biodiversidade e distúrbios ambientais, permitindo uma indicação da qualidade do ambiente (Miller & Habinowitz, 2002; Sergio et al., 2008). As espécies-chave são aquelas que apresentam interações, complexas ou não, com um grande número de espécies, atuando de maneira ímpar em uma rede de interação sistêmica. Sua remoção gera instabilidade na rede, o que pode acarretar em graves prejuízos ao ecossistema (Miller & Habinowitz, 2002; Paine, 1990; Simberloff, 1998).

Essas categorias são amplamente usadas em estudos ecológicos, no entanto elas apresentam limitações comuns a qualquer classificação do seu nível de abrangência (Andelman & Fagan, 2000; Larsen & Rahbek 2009). As espécies bandeiras e guarda-chuva podem acarretar em gastos bastante dispendiosos para a conservação sem, no entanto, apresentarem relevância para outras espécies que ocorrem no local (Miller & Rabinowitz, 2002; Sergio et al., 2008). As espécies indicadoras e chave podem gerar dúvidas quanto ao processo no qual estão envolvidas, devido à insuficiência de informações a respeito do assunto (Miller & Rabinowitz, 2002; Sergio et al., 2008). Dessa forma, uma estratégia que pode ser utilizada, para maximizar a eficiência de um alvo de estudo, é a escolha de uma espécie que se encaixe em mais de uma categoria e sobre a qual haja informações suficientes para uma posterior extrapolação para todas as espécies da área estudada (Miller & Habinowitz, 2002; Simberloff, 1998; Williams, 2000).

A onça-pintada é uma espécie com informações relevantes de história de vida e se encaixa em todas as categorias de substitutos acima citados. Comumente, esta espécie é usada como espécie-bandeira em campanhas conservacionistas devido sua beleza e simpatia. Uma estratégia similar foi usada por 31 pesquisadores para a conservação da península hindomaláia, utilizando o tigre (*Panthera tigris*) como espécie-bandeira (Rabinowits, 1995).

A onça-pintada também pode ser considerada como uma espécie guarda-chuva por vários aspectos de sua história natural (Andelman & Fagan, 2000; Miller & Rabinowitz, 2002; Sergio et al., 2008), tais como sua extensa distribuição (Sanderson et al., 2002), grande área de vida (variando de 8,80 km<sup>2</sup> a 177,70 km<sup>2</sup>) (Astete et al., 2008), habitat generalista (Hatten et al., 2005) e a longevidade dos indivíduos (Eisenberg & Redford, 1999). Alguns aspectos de sua ecologia, como preferência por presas de médio ou grande porte e cobertura vegetal original associada à água (muitas vezes mata ripária natural) (Andelman & Fagan, 2000; Miller & Rabinowitz, 2002), a faz uma espécie sensível às alterações ambientais, sendo por isso considerada espécie indicadora. Já outros aspectos de sua ecologia, como predador de topo de cadeia, permitem que a espécie faça um controle ambiental por meio de controle de presas, sendo por isso considerada espécie-chave (Andelman & Fagan, 2000; Miller & Rabinowitz, 2002; Paile, 1990; Sergio et al., 2006; Sergio et al., 2008). Este processo foi descrito por meio da teoria regulação ambiental *ōtop downō*, que foi comprovada para carnívoros por Bowyer et al. (2005).

## **2. CONTEÚDO DO TRABALHO**

Nosso trabalho foi realizado na região do Rio Araguaia, com o intuito de compreender a distribuição da onça-pintada, buscando identificar e mensurar os fatores de influência sobre um corredor para essa espécie. Para o funcionamento efetivo de corredores ecológicos para onça-pintada, primeiramente, é necessário reconhecer que esses são implantados em áreas onde existem atividades humanas estabelecidas, o que torna importante investigar os fatores que interferem na persistência e movimento da espécie entre manchas ou em toda a paisagem.

O primeiro capítulo da dissertação versa sobre a persistência local da onça-pintada. Para tal, testamos hipóteses relacionadas ao papel da presença de suas presas naturais

e do gado sobre a probabilidade de ocorrência da onça-pintada. Também, devido à necessidade de adesão popular para real efetivação de um corredor, testamos aspectos causais do conflito homem-predador-presa (homem-onça-gado) dentro de uma abordagem sistêmica.

O segundo capítulo da dissertação aborda aspectos clássicos da fragmentação para a identificação dos requerimentos de habitat da onça-pintada. Usamos um modelo conceitual que trata a paisagem como formada por elementos de matriz, mancha ou corredor. Essa abordagem permitiu encontrar fatores determinantes para o funcionamento de corredores ecológicos para a onça-pintada.

Por fim, na forma de conclusão, porém de caráter mais extenso, fizemos uma compilação dos resultados ecológicos encontrados para a onça-pintada sob a ótica de corredores ecológicos para essa espécie.

### **3. LITERATURA CITADA**

Andelman SJ, Fagan WF. 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Ecology*;5054-5059.

Astete S, Sollmann R, Silveira L. 2008. Comparative ecology of jaguars in Brazil. *Cat News*;9-14.

Bowyer TR, Person DK, Pierce BM. 2005. Detecting top-down versus bottom-up regulation of ungulates by large carnivores. In: Ray JC, Redford KH, Steneck RS, editors. *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Washington: Island Press; p 342-361.

Carvalho FMV, De Marco P, Ferreira LG. 2009. The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*;1392-1403.

- Caughley, G. 1994. Directions in Conservation Biology. *Journal of Animal Ecology*;215-244.
- Cavalcanti SMC, Gese EM. 2009. Spatial Ecology and Social Interactions of Jaguars (Panthera Onca) in the Southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90(4):935-45.
- Chetkiewicz CL, Clair CCS, Boyce MS. 2006. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;317-342.
- Eisenberg JF, Redford KH. 1999. *Mamíferos of the Neotropics*. Chicago: University of Chicago.
- Fortin MJ, Agrawal AA. 2005. Landscape ecology comes of ages. *Ecology*;1965-1966.
- Hatten JR, Averill-Murray A, van Pelt WE. 2005. A spatial model of potential jaguar habitat in Arizona. *Journal of Wildlife Management*;1024-1033.
- Inskip C, Zimmermann A. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*;18-34.
- Lambeck RJ. 1997. Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*;849-856.
- Larsen FW, Bladt J, Rahbek C. 2009. Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Diversity and Distributions*;70-79.
- Miller B, Rabinowitz A. 2002. Por qué conservar el jaguar? In: Medellín RA, Equihua C, Chetkiewicz CLB, Crawshaw Jr PG, Rabinowitz A, Redford KH, Robinson JG, Sanderson EW, Taber AB. *El jaguar en el Nuevo milenio*. México, 303-315.
- Naiman RJ, Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;621-658.

- Owen-Smith N, Mills MGL. 2008. Predator-prey size relationships in an African large-mammal food web. *Journal of Animal Ecology* 77(1):173-83.
- Paine RT. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist* 100:65-75.
- Pinto MP, Grelle CEV. 2009. Reserve selection and persistence: complementing the existing Atlantic Forest reserve system. *Biodiversity and Conservation*;957-968.
- Pressey, R. L., Humphries, C. J., Margules, C. R. et al. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecology and Evolution*;1246128.
- Pressey, R.L. 1994. Ad hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserves systems? *Conservation Biology*;6626668.
- Rabinowitz A. 1995. Asian nations meet in Thailand to discuss trans-boundary biodiversity conservation. *Natural History Bulletin*;23-26.
- Rouget M, Cowling RM, Pressey RL, Richardson DM. 2003. Identifying spatial components of ecological and evolutionary processes for regional conservation planning in the Cape Floristic Region, South Africa. *Diversity and Distribution*;1916210.
- Sanderson E, Redford KH, Chetkiewicz C, Medellin RA, Rabinowitz A, Robinson, JG, Taber A. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*;58-72.
- Sergio F, Caro T, Brown D, Clucas B, Hunter J, Ketchum J, McHugh K, Hiraldo F. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;1-19.

- Sergio F, Newton I, Marchesi L, Pedrini P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*;1-7.
- Seymour K L. 1989. *Panthera onca*. *American Society Mammalian Species*;1-9.
- Silveira L, Tôrres NM, Sollmann R, Furtado M, Jácomo ATA, Diniz-Filho JAF. 2010. Jaguars and corridors. *Animal Conservation* ó no prelo.
- Simberloff D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passi in the landscape era? *Biological Conservation*;247-257.
- Sollmann R, Tôrres NM, Silveira L. 2008. Jaguar conservation in Brazil: the role of protected areas. *Cat News*;15-20.
- Vucic-Pestic O, Rall BC, Kalinkat G, Brose U. 2010. Allometric functional response model: body masses constrain interaction strengths. *Journal of Animal Ecology* 79(1):249-56.
- Wikramanayake E, Dinerstein E, Loucks C, Olson D, Morrison J, Lamoreux J, Mcknight M, Hedao P. 2002. Ecoregions in Ascendance: Reply to Jepson and Whittaker. *Conservation Biology*;238-245.
- Williams PH, Burgess ND, Rahbek C. 2000. Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation*;249-260.
- Zeller, K. 2007. Jaguars in the New Millenium Data Set Update: The State of the Jaguar in 2006. Unpublished Report. Wildlife Conservation Society, USA.

# **CAPÍTULO I**

## **ESTABILIDADE NA DINÂMICA PREDADOR-PRESA: EFEITO SOBRE A OCORRÊNCIA DO PREDADOR E CONFLITOS DE CONSERVAÇÃO**



## **1. RESUMO**

Grandes predadores podem ter elevados requerimentos de habitat devido a restrições enérgicas, por isso sua presença em uma paisagem fragmentada por ser determinada não apenas pelo arranjo espacial de fragmentos adequados, mas também pelo espectro de presas. Nesse trabalho, estudamos o efeito espacialmente estruturado da riqueza de presas naturais sobre a ocorrência de onça-pintada e de predação de rebanhos bovinos, bem como a influência da cobertura vegetal sobre esses processos. Testamos esses eventos ecológicos devido à relação entre a estabilidade do predador e conflitos de conservação. Nossos resultados mostram que a ocorrência da onça-pintada é fortemente explicada por suas presas e pelo componente espacial, mostrando que riqueza de presas aumenta a qualidade do local e que o contágio age de forma positiva para a espécie. A predação de rebanho doméstico, por sua vez, não possui componente espacial, mostrando que esse evento é determinado por fatores locais. Assim, a intensidade desse processo está diretamente relacionada à abundância do predador, o que denota problemas sérios para a conservação. Por último, destacamos a ausência de efeito da cobertura vegetal sobre a riqueza de presas e predação de rebanho doméstico, demonstrando ausência de retroalimentação no sistema por esse fator, resultado satisfatório para a conservação devido ao menor número de fatores que devem ser controlados em estratégias de manejo.

## 2. ABSTRACT

Large predators may have larger habitat requirements due to the energetic constraints. The persistence of those generalist predators in a fragmented landscape may be determined not only by the spatial arrangement of suitable patches but also by the spectra of available preys. Here we studied the spatially structured effect of the natural prey richness on the jaguar occurrence and livestock depredation, as well as the vegetal covering influence above these processes. We tested these ecological events due to the relationship between predator stability and conservation conflicts. Our results show that the jaguar occurrence is strongly explained through its preys and the spatial component, showing that prey richness raises local quality and spread acts in a positive way to the species. Livestock depredation, by its turn, does not have spatial component, showing that this event is determined by local factors. Thus, the intensity of this process is directly related to predator abundance, what denotes serious problems for the conservation. For the last, we highlight the absence of vegetal covering effect above the prey richness and livestock depredation, showing there is no feedback by this factor in the system, satisfactory effect for the conservation due to the fewer factors that have to be controlled in management strategies.

### 3. INTRODUÇÃO

Interações ecológicas são consideradas como os fatores essenciais para a manutenção da estabilidade em comunidades naturais (Schoener, 1983; Terborgh et al., 2001; Bascompte et al., 2003). No entanto, historicamente as interações horizontais (dentro de um mesmo nível trófico, como a competição) foram mais estudadas de um ponto de vista teórico (May, 1975; May, 1982), talvez pela facilidade de integrarem um modelo evolucionista. Muitos estudos posteriores demonstraram que as interações verticais (entre níveis tróficos, como a predação) têm um papel essencial para determinar a estabilidade e manutenção da diversidade local (Paine, 1966; Takeuchi & Adachi, 1983; Ives & Carpenter, 2007; McCann, 2007) e do ecossistema como um todo (Berger, 2006).

Espera-se que predadores especialistas e generalistas desempenhem um papel muito diferente no sistema. Os estudos teóricos e as evidências empíricas sugerem que o controle *top-down* de presas competitivamente superiores, por predadores generalistas, é o mecanismo mais importante para manter a diversidade (Bowyer et al., 2005; Terborgh et al., 2001; Paine, 1966). Da mesma forma, espera-se que em sistemas com múltiplas espécies de presas, as relações sejam menos interativas e o predador não responda numericamente à abundância das presas (Bostedt & Grahn, 2008). Consequentemente, tanto a abundância de predadores e presas desse sistema devem sofrer menores variações e apresentarem relativa estabilidade.

A maior parte dos sistemas naturais está sobre intensa interferência humana e a estabilidade das interações nesses sistemas pode ser diretamente afetada por processos como a fragmentação, mudança na qualidade dos habitats ou caça (Turner, 2005; Inskip & Zimmermann, 2009). Por outro lado, a manutenção de predadores generalistas em sistemas naturais próximos ou conectados a áreas de produção animal pode gerar custos aos produtores rurais, devido à perda de rebanho doméstico (Berger, 2006). A conexão entre áreas de criação

animal e de vegetação natural pode gerar conflitos de conservação, com intensidade diretamente proporcional à extensão das interações homem e predador (Vázquez & Gaston, 2006). Evidentemente, o conhecimento da dinâmica populacional de longo prazo dos predadores e suas presas devem ser considerados em ações de manejo, visando à solução desse tipo de conflito (White & Lowe, 2008).

Nessa ótica, propomos e testamos um fluxograma de eventos sobre a interação entre a onça-pintada (*Panthera onca*), suas presas naturais, predação de rebanhos domésticos e suas conseqüências sobre conflitos de conservação. Nesse modelo, incluímos a resposta do predador à riqueza de presas, aos efeitos indiretos da fragmentação e avaliamos as conseqüências dessas relações sobre o conflito homem-predador-presa, buscando inferências práticas para a conservação da onça-pintada.

### **3.1. DINÂMICA DE REGULAÇÃO DE COMUNIDADES CONTROLADAS POR ONÇA-PINTADA**

É conhecido o papel de predadores topo de cadeia alimentar na diversidade de comunidades controladas por dinâmica *top-down* (Terborgh et al., 2001; Bowyer et al., 2005). No entanto, pouco é explorado a cerca de uma relação bidirecional entre predador e diversidade, onde o predador não apenas influencia a diversidade da comunidade, mas também sofre influência da mesma (principalmente da comunidade de presas). Esse mecanismo ecológico baseia-se na relação entre riqueza/abundância e qualidade ambiental, que afeta diretamente a persistência e movimento do predador pela paisagem (Pyke, 1984; Brown et al., 1999; Arim & Jaksic, 2005). A relação entre riqueza de presas e estabilidade para o predador é considerada de forma indireta em trabalhos de teia alimentar de comunidades, pois esses consideram o número de conexões tróficas por espécie como uma medida de estabilidade (Arim & Jaksic, 2005; Kondoh, 2003). Assim, o processo ecológico avaliado é a riqueza de presas gerando diferentes soluções de abundâncias capazes de manter

as condições necessárias para a persistência do predador (Takeuchi & Adachi, 1983; Brown et al., 1999; Terborgh, 2001), o que aumenta o número de pontos de equilíbrio do sistema que suportam o predador. Dessa forma, locais com maior riqueza de presas teriam maior probabilidade de ocorrência do predador (Figura 1). Assim, a escolha por tais locais estaria associada a menores riscos de extinção local e incremento para a espécie (van Balaan & Sabelis, 1993; Brown et al., 1999).

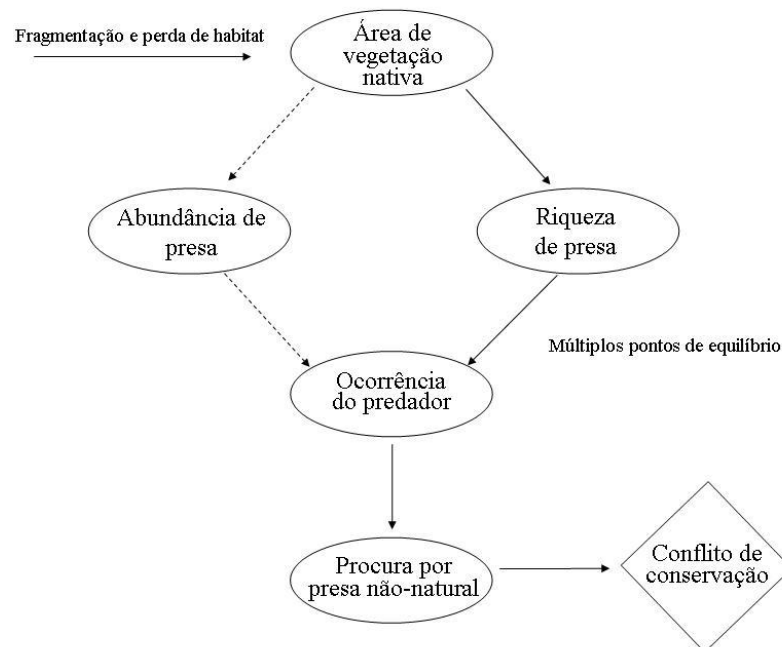


Figura 1. Teste central do estudo. Relação entre a dinâmica predador-presa, redução da cobertura vegetal e conflito homem-predador-presa.

A onça-pintada pode responder não apenas às presas naturais, pois em algumas regiões o gado é um importante componente de sua dieta (Arim & Jaksic, 2005; Porfírio, 2009) e pode afetar sua persistência na paisagem. No entanto, o evento de predação de rebanho doméstico gera um dos principais problemas para a conservação da onça-pintada, pois resulta em caça retaliativa, intensificando o conflito homem-predador (Azevedo & Murray, 2007; White & Lowe, 2008; Silveira et al., 2008). Apesar de aparentemente pontual,

a caça se tornou um dos principais fatores de extinção de populações e de redução da distribuição da onça-pintada, devido à intensidade com que ocorreu e ocorre (Nowell & Jackson, 1996; Woodroffe & Ginsberg, 1998). Mesmo com a relevância desse tema, pouco se sabe sobre os aspectos causais da predação de rebanho doméstico pela onça-pintada (Michalski et al., 2006; Azevedo & Murray, 2007). Com isso, propomos duas vias excludentes desse fenômeno (Figura 1): 1) O aumento de riqueza de presas atua positivamente sobre a qualidade ambiental, o que aumenta a abundância do predador e, conseqüentemente, a predação de rebanho doméstico; 2) O decréscimo da riqueza de presas age de forma negativa na qualidade ambiental, o que pressiona a onça-pintada a buscar por presas não-naturais.

Paralelo a isso, a pecuária é uma das principais atividades antrópicas que levam à redução da cobertura vegetal (Barker et al., 2008). A redução da cobertura vegetal, por sua vez, pode atuar de forma negativa sobre as presas naturais da onça-pintada (Terborgh, 1992; Fahig, 2003; Burney & Flannery, 2005), acarretando um decréscimo de sua abundância ou sua extinção local. Esse cenário pode levar a retroalimentação positiva sobre perda de estabilidade da dinâmica predador-presa e sobre o conflito homem-predador-presa (Figura 1), ambos agindo de forma negativa sobre a distribuição da onça-pintada.

A distribuição de presas, predadores e variáveis ambientais que podem afetar cada uma dessas populações devem estar estruturadas no espaço. Muitos estudos têm demonstrado a dificuldade de fazer observações independentes que permitam um teste de hipóteses ecológicas nessas condições (Pyke, 1984; Legendre, 1993; Wagner & Fortin, 2005). Para solucionar problemas de dependência amostral e medir a intensidade desse efeito dentro das análises, nós utilizamos uma abordagem estatística que mensura a influência do espaço sobre o processo ecológico estudado (autocorrelação espacial). Dessa forma, estudamos o efeito espacialmente estruturado da riqueza de presas naturais sobre a ocorrência de onça-

pintada e de predação de rebanhos bovinos, bem como a influência da cobertura vegetal sobre esses processos.

#### **4. METODOLOGIA**

##### **4.1. ÁREA DE ESTUDO**

Localiza-se entre as latitudes  $3^{\circ} 25' 13''$  (S) e  $18^{\circ} 15' 40''$  (S) e entre as longitudes  $53^{\circ} 26' 26''$  e  $47^{\circ} 53' 07''$ , que compreendem a região de entorno do rio Araguaia e parte do rio Tocantins. O Rio Araguaia possui 1982,53km de extensão, nascendo na Serra do Caiapó, estado de Goiás, próximo ao Parque Nacional das Emas (PNE). Sua foz está no estado do Pará, desaguando no Rio Tocantins, que segue a jusante como área de estudo até a Usina Hidrelétrica de Tucuruí. A Usina Hidrelétrica de Tucuruí foi considerada o limite da área de estudo por representar uma grande barreira física para a dispersão de espécies (Figura 2). Com a inclusão do Rio Tocantins, foi acrescido 248,71 km de extensão de rio na área. O limite do entorno dos rios foi estabelecido por uma faixa de 20 km.

Ao longo de sua extensão, a área de estudo abrange 83 municípios e seis estados brasileiros, sendo eles: Goiás (GO), Maranhão (MA), Mato Grosso (MT), Mato Grosso do Sul (MS), Pará (PA) e Tocantins (TO). Esse trabalho abrange também os dois maiores biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado, o que permite a representação de diversos tipos de formações vegetais, intensidade da influência antrópica, usos do solo e aspectos biológicos. Este mosaico da paisagem revela a heterogeneidade ambiental no qual a pesquisa está inserida.

##### **4.2. DESENHO AMOSTRAL**

Para a avaliação dos parâmetros que influenciam a distribuição da onça-pintada, coletamos dados de presença/ausência dessa espécie, de suas presas preferenciais e

de predação de rebanho doméstico pela espécie foco. Determinamos as presas preferenciais por meio de estudos pré-existentes de dieta da onça-pintada e obtivemos os registros de ocorrência das espécies e de predação de rebanho doméstico por meio de entrevista com moradores locais.



Figura 2. Área de estudo.

O delineamento das unidades amostrais (UA) derivou de revisão da literatura (Barthem et al., 1991; Conforti & Azevedo, 2003; Zimmermann et al., 2005; Bagchi & Mishra, 2006; Bisi et al., 2007), conhecimento de pesquisadores que já trabalharam com entrevistas e da aplicação do questionário na forma de um pré-teste dentro da área de estudo. Aplicamos o pré-teste em 13 pessoas de diferentes faixas etárias e profissões, localizadas em



quatro municípios, o que permitiu o conhecimento específico da área de estudo, verificando qual o perfil ideal do entrevistado e a abordagem mais adequada para evitar erros na amostragem.

Como produto desse estudo inicial, a metodologia de trabalho foi delineada a partir da divisão da área de estudo em uma malha de 10x10km, que resultou em 1072 células de 100km<sup>2</sup> (Figura 2), que, em média, é a área de vida da onça-pintada (Silveira, 2004) e permite a adoção de uma escala de análise compatível com a escala de resposta da espécie. Devido à irregularidade das bordas da área de estudo, muitas células tiveram uma área menor que 100km<sup>2</sup> e foram retiradas do desenho amostral. Das 622 células restantes, 30 foram selecionadas aleatoriamente para serem amostradas e compreenderam, portanto, nas UAs dessa pesquisa (Figura 2). No entanto, por inviabilidade logística, três dessas UAs não puderam ser amostradas, o que resultou em 27 UAs trabalhadas nesse estudo.

#### **4.2.1. ENTREVISTAS**

Realizamos cinco entrevistas para cada UA, por meio de um questionário, com moradores locais aptos a darem as informações necessárias para o estudo, a partir de um protocolo único de abordagem. Dessa forma, totalizamos um esforço de 135 entrevistas (ver anexo I).

##### **4.2.1.1. QUESTIONÁRIO**

Dividimos o questionário em três partes. A primeira refere-se aos aspectos gerais da entrevista, que permite o controle sobre a entrevista e a região amostrada. A segunda refere-se ao perfil do entrevistado, que tem por objetivo avaliar se esse está dentro do perfil desejado e comprovar a existência da entrevista e do entrevistado. Já a terceira parte envolveu a caracterização dos parâmetros biológicos do local, por meio da obtenção de dados de

presença/ausência das espécies de interesse e de predação de rebanho doméstico. Esta última etapa foi constituída de três conjuntos de variáveis: 1) lista das espécies de presas preferências da onça-pintada, separada por grupo; 2) ocorrência de onça-pintada e método de confirmação da sua presença; e 3) ocorrência de predação de rebanhos domésticos por onça-pintada e método de confirmação da predação (Anexo1).

Uma particularidade do questionário é que apenas o símbolo da instituição de ensino a Universidade Federal de Goiás foi inserido nas fichas, apesar de outras instituições também serem parceiras nesse trabalho. Baseamos essa escolha em uma possível reação de resistência, por parte dos entrevistados, que os símbolos das demais instituições poderiam acarretar por serem confundidos com órgãos fiscalizadores, pois as informações desejadas estão associadas a práticas ilegais.

#### **4.2.1.2. PERFIL DO ENTREVISTADO**

O perfil do entrevistado consistiu de moradores locais que residem dentro ou próximo do local de amostragem e que possuam informações consistentes sobre a UA e que cumpram os seguintes pré-requisitos:

- Mais de 15 anos de idade, para assegurar a consistência da informação;
- Morar na região há mais de um ano, para garantir que a informação obtida seja sobre o local desejado;
- Não tenha ligação com outro entrevistado da mesma UA (ex. marido e esposa ou pai e filho), para que a origem da informação não seja a mesma, o que consistiria em pseudoréplica.

Não notamos nenhuma exigência quanto à profissão do entrevistado, pois apesar de haver profissões que sugerem maior conhecimento sobre os itens avaliados, muitas

pessoas com profissões que não apresentam relação com o tema pesquisado possuem um grande conhecimento prático sobre o assunto.

#### **4.2.1.3. PROTOCOLO DE ENTREVISTA**

Antes de iniciarem as entrevistas fizemos uma avaliação prévia da área amostrada para verificar se haviam fragmentos de vegetação natural dentro da quadrícula, na busca do local mais adequado para ocorrência das espécies desejadas. Ao identificar esses fragmentos foi possível direcionar as perguntas para essa determinada área, evitando problemas de incompatibilidade do local sobre o qual foi obtida a informação e do local sobre o qual desejava a informação.

Depois de avaliado o local de amostragem, iniciamos a procura de pessoas com o perfil necessário para ser entrevistado já nas localidades da área a ser amostrada. Iniciamos essa busca por um contato prévio com alguém da região ou pela busca aleatória. Os entrevistados foram escolhidos ao azar, porém tomando-se o cuidado de que não houvesse pseudoréplica (indivíduos da mesma família ou próximos eram eliminados).

Iniciamos a abordagem com uma conversa casual com um possível entrevistado (Figura 3). Em seguida, continuamos a conversa buscando respostas para as variáveis da pesquisa. Durante toda a entrevista evitamos a postura de pergunta-resposta, procurando sempre seguir o diálogo na forma de uma conversa casual. Outra abordagem utilizada foi aquela no qual o entrevistador se apresentou como um estudante da Universidade Federal de Goiás e que estava na região fazendo um trabalho para a faculdade. Obtivemos bastante sucesso com essa postura, o que permitiu uma abordagem mais direta e pouca resistência dos entrevistados em responder perguntas, possibilitando entrevistas rápidas e objetivas.

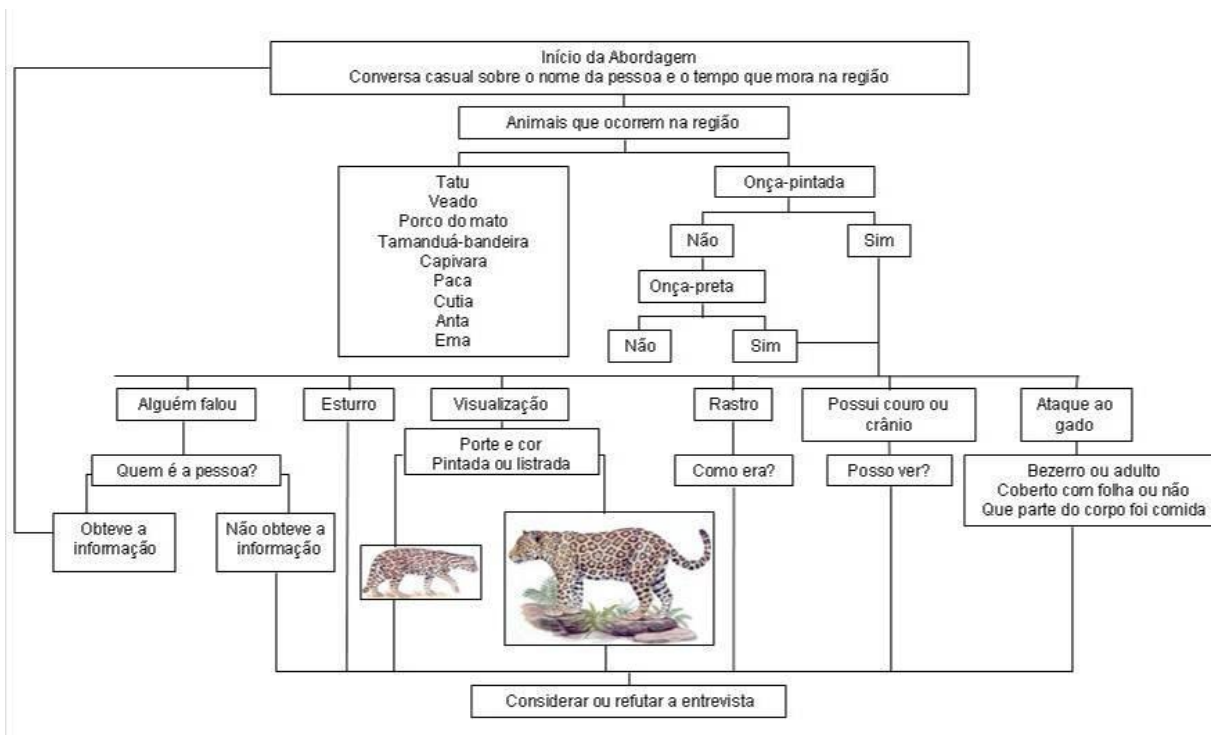


Figura 3. Procedimento adotado para realização de entrevista com moradores locais para obtenção de informações sobre ocorrência de onça-pintada, de presas naturais e predação de rebanho doméstico. Imagens das espécies retiradas de Eisenberg & Redford, 1999.

O entrevistador certificou a veracidade das informações relatadas pelos entrevistados a partir do seu conhecimento sobre o assunto, perguntando detalhes sobre a espécie, tais como características morfológicas e aspectos básicos do seu hábitat e comportamento. Esse procedimento foi especialmente importante nos aspectos relacionados à presença de onça-pintada, predação de rebanho doméstico e transferência de informação de outro ambiente para o local amostrado. A onça-pintada pode ser confundida com onça-parda e jaguatirica ou, ainda, a forma melânica dessa espécie pode não ser conhecida por esse nome. A predação de rebanhos domésticos pode ser causada por onça-parda. Já a transferência de informação de outro ambiente para o local amostrado pode se dar pelo tempo do entrevistado na região ou de uma informação obtida através de algum meio de comunicação (i.e. televisão).

Ao final da entrevista, avaliamos a confiabilidade das informações obtidas e então a entrevista foi utilizada como base para as análises subseqüentes ou então refutada.

Quando refutada, procuramos outros entrevistados até totalizar um número de cinco entrevistas por UA.

### 4.3. ANÁLISE DOS DADOS

A existência de autocorrelação espacial nas variáveis respostas, verificada pelo método *Join Count* (Sokal & Oden, 1978) (Tabela 1), exige a adoção de métodos para a inclusão desse processo nas análises, de forma que os resultados não sejam erroneamente interpretados. Usamos a inclusão de filtros espaciais para controlar o efeito da autocorrelação espacial. Os filtros expressam a relação geográfica entre as UAs, capturando variações ortogonais na estrutura espacial da área estudada, por meio de diferentes escalas de variação espacial, com a vantagem de não incluir parâmetros redundantes (Diniz-Filho & Bini, 2005). Os filtros espaciais foram gerados por meio do programa *Spacial Analysis Macroecology* (SAM) (Rangel et al., 2006) e incluídos na análise na forma de variáveis.

Tabela 1. Avaliação da autocorrelação espacial da ocorrência da onça-pintada e predação por rebanho doméstico por essa espécie na área estudada. Método utilizado para a avaliação foi o *Join Count* que se baseia no número de relações entre as classes da variável binária, sendo: N(1x1) o número de conexões entre locais com a presença do evento, N(1x0 ou 0x1) o número de conexões de um local com a presença do evento e de um local com a ausência do evento, N(0x0) o número de conexões entre locais com a ausência do evento, OBS o número de relações observadas, ESP o número de relações esperado e P a probabilidade do número de relações observadas serem encontradas ao acaso.

Classes de Distância	N (1x1)			N (1x0 ou 0x1)			N (0x0)		
	OBS	ESP	P	OBS	ESP	P	OBS	ESP	P
Onça-Pintada									
Primeira Classe	46	17	0,15	18	13	<0,01	22	10	0,37
Segunda Classe	24	17	0,22	35	13	0,00	10	10	0,18
Terceira Classe	46	17	0,18	25	13	<0,01	6	9	0,12
Quarta Classe	14	17	0,11	28	13	0,00	34	10	0,11
Predação por Rebanho Doméstico									
Primeira Classe	32	12	0,22	38	20	<0,01	66	34	0,43
Segunda Classe	18	12	0,32	47	20	0,00	62	34	0,36
Terceira Classe	34	12	0,24	48	20	0,00	44	34	0,15
Quarta Classe	6	12	0,13	34	20	<0,01	100	34	0,18

A informação da cobertura vegetal natural derivou de trabalhos existentes do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira

(PROBIO), o Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado (2004) e o Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Amazônia (2004). Os elementos classificados como formações vegetais naturais, por meio desses trabalhos, foram unificados independentemente de sua classe (fitossocionomia), de forma a representar os remanescentes vegetais totais e não considerar diferenças entre habitats.

Os parâmetros com influência sobre a ocorrência da onça-pintada e predação de rebanho doméstico foram avaliados por meio de regressão logística de acordo com Hosmer e Lemeshow (1989). Já a resposta da riqueza de presas em função da cobertura vegetal natural foi avaliada por meio de regressão linear simples e múltipla, onde o componente espacial também foi considerado (Legendre & Legendre, 1998).

Os modelos tiveram seus resíduos avaliados para identificar possíveis padrões espaciais derivados da autocorrelação por meio do Índice de Moran. O Índice de Moran foi calculado para quatro classes de distâncias, constituídas de igual número de pares, e a existência de autocorrelação identificada por significância (adotando  $<0,05$ ). A capacidade descritora dos modelos logísticos foi verificada por meio da estatística do Chi-Quadrado e dos modelos lineares por meio de  $R^2$ . Posteriormente, os melhores modelos foram identificados por meio do Critério de Informação de Akaike de Segunda Ordem para Correção de Viés (*Akaike Information Criterion Second-Order Bias Correction* ó  $AIC_c$ ) (Burnham & Anderson, 2004). Esse critério é indicado para pequeno número de amostras e permite a ordenação hierárquica dos modelos segundo a informação contida nos mesmos, ou seja, a eficiência em descrever o processo ecológico em questão (Burnham & Anderson, 2004). Na ausência de autocorrelação espacial, o modelo com menor  $AIC_c$  foi considerado a melhor representação do processo ecológico dentre todos os modelos avaliados.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. CARATERIZAÇÃO GERAL DA AMOSTRAGEM

O tempo médio de residência no local de estudo pelos moradores foi de 18.7 anos (SD=16.09). A maioria dos 135 entrevistados (76.3%) moram ou trabalham no meio rural, dentro da área de estudo (Tabela 2), o que sugere um razoável conhecimento da fauna e ambiente local. Nós identificamos 15 UAs com presença de onça-pintada e 10 UAs com predação de rebanho doméstico por onça-pintada. Sobre a base de presas potencial, somente o cateto (*Pecari tajacu*) e a cotia (*Dasyprocta sp.*) foram encontrados em todas as UAs were found in every SU, no entanto não foram registrados por todos os entrevistados, mostrando a necessidade de mais que um entrevistado para obter uma informação confiável. Algumas presas ocorrem em um baixo número de UAs, tais como o tatu-galinha (*Dasyopus novemcinctus*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), anta (*Tapirus terrestris*), capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), and paca (*Cuniculus paca*). A cobertura vegetal média das UAs foi de 3,311.35 (SD=3,559.92 ha), ou 33.11%.

### 5.2. CARACTERIZAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE ONÇA-PINTADA E PREDACÃO DE REBANHO DOMÉSTICO

A ocorrência da onça-pintada é fortemente explicada por suas presas e pelo componente espacial (CR ó Coeficiente de Regressão;  $CR_{riqueza}=3,16$ ,  $CR_{Filtro1}=-2,18$ ,  $CR_{Filtro2}=4,14$ ) (Tabela 4 e Tabela 5). A riqueza de presas naturais aumenta a probabilidade de presença da espécie, mostrando que o equilíbrio para o predador é afetado positivamente pelo aumento do número de presas. No entanto, esse processo sofre influência também do componente espacial da paisagem, que pode ter efeito negativo ou positivo. A estrutura espacial em maiores escalas geográficas (Filtro 1) possui efeito negativo sobre a ocorrência de

onça-pintada. Em menores escalas geográficas (Filtro 2), a estrutura espacial possui efeito positivo, demonstrando a existência de contágio na distribuição da onça-pintada.

Tabela 2. Resumo do resultado das entrevistas. UA são unidades de amostragem.

Evento/Espécies	Porcentagem de ocorrência*	Número de UA
Predação de rebanho doméstico	24.44	10
Onça-pintada ( <i>Panthera onca</i> )	44.44	15
Anta ( <i>Tapirus terrestris</i> )	86.67	26
Capivara ( <i>Hydrochaeris hydrochaeris</i> )	87.41	26
Cateto ( <i>Pecari tajacu</i> )	91.85	27
Cervo do pantanal ( <i>Blastocerus dichotomus</i> )	30.37	10
Cotia ( <i>Dasyprocta sp.</i> )	92.59	27
Ema ( <i>Rhea americana</i> )	56.30	15
Paca ( <i>Agouti paca</i> )	78.52	25
Queixada ( <i>Tayassu pecari</i> )	56.30	17
Tamanduá bandeira ( <i>Myrmecophaga tridactyla</i> )	74.81	21
Tatu 15 quilos ( <i>Dasypus kappleri</i> )	15.56	6
Tatu canastra ( <i>Priodontes maximus</i> )	25.19	8
Tatu rabo-mole ( <i>Cabassous unicinctus</i> )	56.30	19
Tatu-folha ( <i>Dasypus septemcinctus</i> )	45.19	15
Tatu-galinha ( <i>Dasypus novemcinctus</i> )	88.15	26
Tatu-peba ( <i>Euphractus sexcinctus</i> )	88.15	25
Veado campeiro ( <i>Ozotoceros bezoarticus</i> )	24.44	9
Veado catingueiro ( <i>Mazama gouazoubira</i> )	73.33	24
Veado mateiro ( <i>Mazama americana</i> )	62.22	19

\*% de entrevistados que afirmam a presença da espécie ou da predação de rebanho doméstico

A predação de rebanho doméstico foi explicada apenas pela riqueza de presas naturais da onça-pintada, não havendo componente espacial (Tabela 4 e Tabela 5) ( $CR_{Riqueza}=3,19$ ). De acordo com os resultados, a probabilidade de predação de rebanho doméstico aumenta com o aumento da riqueza de presas. A riqueza de presas deve aumentar a qualidade do ambiente e permite um maior número de indivíduos no local. A ausência do componente espacial mostra que esse evento é determinado por fatores locais, sem influência extrínseca.

No entanto, não foi verificado o efeito da redução da cobertura vegetal sobre a riqueza de presas e sobre a predação de rebanhos domésticos (Tabela 4 e 5). Dentre as



variáveis usadas, a riqueza de presas é determinada exclusivamente pelo componente espacial. Esse resultado demonstra que não há retroalimentação positiva sobre perda de estabilidade na comunidade para o predador e sobre o conflito homem-predador-presa, gerada pela redução da cobertura vegetal.

Tabela 4. Modelos para a avaliação do equilíbrio na dinâmica predador-presa com o aumento de presas e aspectos ecológicos que geram conflito homem-predador-presa. Onde S é a riqueza de presas, CV a área de cobertura vegetal da paisagem e Filtros 1 e 2 são a representação vetorial da estrutura espacial e p é a probabilidade de Erro Tipo I.

Variáveis do Modelo	Estatística de ajuste do modelo	P	AICc
<i>F</i> (S, Filtro1, Filtro2) Onça-Pintada			
S, Filtro1 e Filtro 2	16,26	<0,01	0,00
S e Filtro2	13,70	<0,01	0,56
Filtro2	10,88	<0,01	1,38
S e Filtro1	12,36	<0,01	1,90
Filtro1 e Filtro2	11,05	<0,01	3,20
S	6,82	<0,01	5,44
Filtro1	0,25	0,62	12,01
<i>F</i> (S, Filtro1 e Filtro2) Predação de Rebanho Doméstico			
S	9,57	<0,01	0,00
S e Filtro2	11,03	<0,01	0,55
S e Filtro1	10,27	<0,01	1,31
S, Filtro1 e Filtro 2	11,54	<0,01	2,03
Filtro2	6,48	0,01	3,09
Filtro1 e Filtro2	6,65	0,04	4,92
Filtro1	0,53	0,47	9,05
<i>F</i> (CV, Filtro1 e Filtro2) Predação de Rebanho Doméstico			
CV e Filtro2	5,66	0,06	0,00
CV, Filtro1 e Filtro2	6,83	0,08	0,83
CV	0,06	0,80	3,59
CV e Filtro1	1,93	0,38	3,73
Filtro2	6,48	0,01	4,86
Filtro1 e Filtro2	6,65	0,04	6,69
Filtro1	0,53	0,47	10,81
<i>F</i> (CV, Filtro1 e Filtro2) S			
Filtro1 e Filtro2	0,59	<0,01	0,00
CV, Filtro1 e Filtro2	0,63	<0,01	3,47
Filtro2	0,34	<0,01	8,94
CV e Filtro2	0,39	0,01	10,47
Filtro1	0,29	0,01	10,73
CV e Filtro1	0,29	0,04	13,60
CV	0,01	0,63	17,53

Tabela 5. Autocorrelação espacial segundo I de Moran padronizado dos melhores modelos que avaliam o equilíbrio na dinâmica predador-presa com o aumento de presas e aspectos ecológicos que geram conflito homem-predador-presa.

Variáveis do Modelo	Classe I		Classe II		Classe III		Classe IV	
	I/I(max)	P	I/I(max)	P	I/I(max)	P	I/I(max)	P
$f(S, \text{Filtro1 e Filtro2})$ Onça-Pintada	-0,53	0,42	-0,37	0,41	0,01	0,97	-0,01	0,98
$f(S)$ Predação de Rebanho Doméstico	-0,04	0,91	-0,27	0,27	0,32	0,29	-0,28	0,19
$f(\text{Filtro1 e Filtro2})$ S	-0,26	0,53	-0,33	0,27	0,27	0,40	-0,27	0,51

## 6. DISCUSSÃO

Predadores generalistas inserem bastante complexidade em comunidades devido ao número de interações tróficas que estabelecem (Arim & Jaksic, 2005; Ives & Carpenter, 2007; McCann, 2007). Alguns desses predadores estão no topo da cadeia alimentar e, a partir de suas interações tróficas, realizam um controle *top-down* no sistema (Terborgh et al., 2001; Bowyer et al., 2005). Por essa razão, a remoção dos predadores pode causar a desestruturação da rede (Takeuchi & Adachi, 1983; Terborgh et al., 2001; Bowyer et al., 2005) e gerar extinções em cascata no sistema (Paine, 1966; Eklöf & Ebenman, 2006). No entanto, esse elo do sistema é frágil devido aos riscos envolvendo a persistência do predador. Tais riscos estão relacionados ao tamanho corporal maior que o de suas presas (Owen-Smith & Mills, 2008; Vucic-Pestic et al., 2009), o que gera uma maior necessidade energética (Owen-Smith & Mills, 2008), maiores áreas de vida (Bauer & Iongh, 2005; Simcharoen et al., 2008; Astete et al., 2008; Cavalcanti & Gese, 2009) e uma maior probabilidade de extinção local em função da interferência humana (Inskip & Zimmermann, 2009).

Nesse trabalho, constatamos que a onça-pintada responde à riqueza de presas e ao padrão espacial, o que afeta sua distribuição por meio da dinâmica predador-presas. O aumento do número de presas em um sistema local atua positivamente sobre a onça-pintada, pois eleva a qualidade ambiental e aumenta a estabilidade para o predador (Pyke, 1984; van Baalen & Sabelis, 1993). Se a riqueza de presas aumenta a probabilidade de ocorrência da onça-pintada, conforme o esperado pela teoria, é também esperado a presença de um componente espacial nesse padrão. O componente espacial deve ser resultado da dispersão

por resposta individual ou interações tróficas com outras espécies que possuem populações móveis (Liebhold et al., 2004; Matthews & Gonzales, 2007). Como o padrão bidirecional do espaço está atrelado à capacidade dispersora da espécie, encontramos que em maiores escalas há uma relação negativa do componente espacial com a probabilidade de a espécie ocorrer e em menores escalas uma relação positiva. Esses dois componentes revelam, também, dois processos ecológicos: 1) agregação por meio do fenômeno de *co-specific attraction* revelado nos estudos de metapopulação e esperado em pequenas escalas; e 2) em maiores escalas, o efeito do isolamento de sub-populações estruturadas (Hanski, 1994; Hanski, 1999).

Há, no entanto, outra possível explicação no cerne da discussão em trabalhos clássicos sobre autocorrelação: a existência de uma variável influente, porém não mensurada, que apresenta variação estruturada no espaço (Legendre & Legendre, 1998). Assim, os filtros espaciais inseridos na análise atuam como uma variável sintética de processos não mensurados (Diniz-Filho & Bini, 2005). Por se tratar de uma variável sintética, a variável espaço não consistiria precisamente em uma explicação e, portanto, o interessante seria adicionar novas variáveis (de natureza conhecida) na análise com o objetivo de reduzir a porção do fenômeno explicada pelo espaço. No entanto, normalmente esses trabalhos derivam de uma linhagem macroecológica, onde variáveis influentes sobre a distribuição das espécies, porém não diretamente relacionadas ao ambiente, não são usadas (Betts et al., 2009). Dentre essas variáveis, as principais consistem em processos de origem comportamental ou populacional, como competição intra ou inter-específica, capacidade dispersora e história evolutiva (Betts et al., 2009). Devido à natureza da dinâmica encontrada em nossos resultados e da espécie envolvida, variáveis de origem populacional são, provavelmente, as atuantes no fenômeno identificado.

A predação de rebanhos domésticos não possui um componente espacial, sendo afetada apenas pela riqueza de presas. A riqueza de presas age sobre a qualidade

ambiental, aumentando capacidade de suporte local e também a abundância do predador. Nesse sentido, a interpretação de nossos resultados sugere que a busca por presas não-naturais pela onça pintada não está associada à ausência de presas naturais. A intensidade desse processo está diretamente relacionada à abundância do predador (Berger, 2006). Esse resultado não compreende no padrão comum de felinos que, em sua maioria, apresentam maiores taxas de predação de rebanhos domésticos em ambientes com baixa disponibilidade de presas naturais (Pederson et al., 1999; Polis et al., 2003; Bachi & Mishra, 2006).

Esse resultado é perturbador do ponto de vista da manutenção de populações de grandes predadores nas proximidades de grandes áreas protegidas (onde há as maiores populações de onça-pintada) e alguns tipos de agroecossistemas (aqueles que associam criação animal com sistemas naturais), sugerindo que medidas tradicionais de conservação não serão eficientes. Isso porque essas medidas envolvem mecanismos voltados para o aumento da persistência da onça-pintada por meio do aumento de sua população, evitando estocasticidade demográfica. Qualquer esforço no sentido de aumentar a população de onça-pintada deve levar a um aumento da intensidade de ataques ao gado e diminuir o interesse público (*public awareness*) na conservação da onça-pintada na região.

O *public awareness* é um aspecto fundamental para a conservação de espécies, pois determina a aceitação popular de eventos ecológicos e estratégias de manejo. Esse aspecto está diretamente relacionado à plasticidade cultural, possuindo um forte componente regional (Legendijk & Gusset, 2008). Santos et al. (2008) mostraram que a plasticidade cultural apresenta padrões diferentes entre os biomas brasileiros por onde a onça-pintada se distribui. No entanto, entre os biomas Amazônia e Cerrado o estudo mostrou similaridades. Para esses dois biomas, aproximadamente 50% dos entrevistados relataram uma percepção negativa da espécie, no entanto mais de 60% consideram a espécie bonita (Santos et al., 2008). Esse último resultado mostra uma tendência positiva para a conservação

da onça-pintada, uma vez que algumas medidas conservacionistas baseiam-se em seu carisma, tais como o uso de espécies-bandeira. Estratégia similar foi usada por 31 pesquisadores para a conservação da península hindomalaia, utilizando o tigre como espécie-bandeira (Rabinowits, 1995). Comparativamente, a onça-pintada possui menor percepção negativa que o tigre, pois incidentes relativamente freqüentes de predação humana estão relacionadas com a última (Inskip & Zimmermann, 2009).

Por último, destacamos a ausência de efeito da cobertura vegetal sobre a riqueza de presas e predação de rebanho doméstico, demonstrando ausência de retroalimentação no sistema por esse fator, resultado satisfatório para a conservação devido ao menor número de fatores que devem ser controlados em estratégias de manejo. Esse resultado pode ainda ser indicativo de que outros aspectos relacionados à fragmentação podem atuar sobre presas e predador. Um desses aspectos pode ser a existência de um limiar de fragmentação, para o qual as espécies passam a responder aos efeitos da fragmentação (Hugget, 2005; Lindenmayer & Luch, 2005). Na presença de cobertura vegetal acima desse limiar, não encontraremos respostas do efeito da cobertura vegetal, mesmo sendo um processo potencialmente influente em paisagens com reduzida cobertura vegetal. As análises feitas nesse trabalho não permitem uma constatação precisa desse processo, por isso indicamos esse como tema de pesquisas futuras, pois beneficiará a compreensão dos processos envolvidos na dinâmica de fragmentação e a elaboração de manejos integrados.

## **7. LITERATURA CITADA**

- Arim M, Jaksic FM. 2005. Productivity and food web structure: association between productivity and link richness among top predators. *Journal of Animal Ecology*;31-40.
- Astete S, Sollmann R, Silveira L. 2008. Comparative ecology of jaguars in Brazil. *Cat News*;9-14.

- Azevedo FCC, Murray DL. 2007. Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. *Journal of Wildlife Management*;2379-2386.
- Bagchi S, Mishra C. 2006. Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). *Journal of Zoology*;217-224.
- Baker PJ, Boitani L, Harris S, Saunders G, White PCL. 2008. Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. *Mammal Review*;123-166.
- Barthem RB, Petrere-Jr M. 1991. Life Strategies of some Long-Distance Migratory Catfish in Relation to Hydroelectric Dams in the Amazon Basin. *Biological Conservation*;339-345.
- Bascompte J, Jordano P, Melian CJ, Olesen JM. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic network. *PNAS*;9383-9387.
- Bauer H. 2003. Local perceptions of Waza National Park, northern Cameroon. *Environmental Conservation*;175-181. Bauer H, Iongh HH. 2005. Lion (*Panthera leo*) home ranges and livestock conflicts in Waza National Park, Cameroon. *African Journal of Ecology*;208-214.
- Berger KM. 2006. Carnivore-livestock conflicts: effects of subsidized predator control and economic correlates on the sheep industry. *Conservation Biology*;751-761.
- Betts MG, Ganio LM, Huso MMP, Som NA, Huettmann F, Bowman J, Wintle BA. 2009. Comment on "Methods to account for spatial autocorrelation in analysis of species distributional data: a review". *Ecography*;374-378.
- Bisi J, Kurki S, Svensberg M, Liukkonen T. 2007. Human dimensions of wolf (*Canis lupus*) conflicts in Finland. *Eur J Wildl Res*;304-314.

- Bostedt G, Grahn P. 2008. Estimating cost functions for the four large carnivores in Sweden. *Ecological Economics*;517-524.
- Bowyer TR, Person DK, Pierce BM. 2005. Detecting top-down versus bottom-up regulation of ungulates by large carnivores. In:Ray JC, Redford KH, Steneck RS, editors. *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Washington: Island Press; p 342-361.
- Brown JS, Laundré JW, Gurung M. 1999. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy*;385-399.
- Burney DA, Flannery TF. 2005. Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. *Trends in Ecology & Evolution*;395-400.
- Burnham KP, Anderson DR. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and IC in model selection. *Sociological Methods & Research*;261-304.
- Cavalcanti SMC, Gese EM. 2009. Spatial Ecology and Social Interactions of Jaguars (*Panthera Onca*) in the Southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90(4):935-45.
- Conforti VA, de Azevedo FCC. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguazu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*;215-221.
- Diniz-Filho JA, Bini LM. 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. *Global Ecology and Biogeography*;177-185.
- Eisenberg JF, Redford KH. 1999. *Mamíferos of the Neotropics*. Chicago: University of Chicago.

- Eklof A, Ebenman B. 2006. Species loss and secondary extinctions in simple and complex model communities. *Journal of Animal Ecology* 75(1):239-46.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;487-515.
- Hanski I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*;151-162.
- Hanski I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford: Oxford University Press.
- Herfindal I, Linnell J, Moa PF, Odden J, Austmo LB, Andersen R. 2005. Does recreational hunting of lynx reduce depredation losses of domestic sheep? *Journal Wildlife Management*;1034-1042.
- Hosmer DW, Lemeshow S. 1989. *Applied logistic regression*. 1st ed. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore: Wiley.
- Huggett AJ. 2005. The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. *Biological Conservation*;301-310.
- Inskip C, Zimmermann A. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*;18-34.
- Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. 2010. <http://www.mamiraua.org.br/>. Acesso em: 5 de Janeiro de 2010.
- Ives AR, Carpenter SR. 2007. Stability and diversity of ecosystems. *Science*;58-62.
- Kondoh M. 2003. Foraging adaption and the relationship between food-web complexity and stability. *Science*;1388-1391.



- Lagendijk DDG, Gusset M. 2008. Human-carnivore coexistence on communal land bordering the greater kruger, South Africa. *Environmental Management*;971-976.
- Legendre P, Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. 2 ed.
- Legendre P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*;1659-1673.
- Liebhold A, Koenig WD, Bjornstad ON. 2004. Spatial synchrony in population dynamics. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;467-490.
- Lindenmayer DB, Luck G. 2005. *Synthesis: Thresholds in conservation and management*. *Biological Conservation*;351-354.
- Matthews DP, Gonzalez A. 2007. The inflationary effects of environmental fluctuations ensure the persistence of sink metapopulations. *Ecology*;2848-2856.
- May RM. 1975. Patterns of species abundance and diversity. In:Cody ML, Diamond JMCP, editors. *Ecology and Evolution of Communities*. 1st ed. Harvard University Press VL -; p 81-120.
- May RM. 1982. Patterns of species abundance and diversity. In:Cody LM, Diamond JMCP, editors. *Ecology and evolution of communities*. 4th ed. The Belknap Press of Harvard University Press VL -; p 81-120.
- McCann K. 2007. Protecting biostructure. *Nature*;29.
- Michalski F, Boulhosa RLP, Faria A, Peres CA. 2006. Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*;179-188.

- Nowell K, Jackson P. 1996. Wild cats: status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Cat Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Owen-Smith N, Mills MGL. 2008. Predator-prey size relationships in an African large-mammal food web. *Journal of Animal Ecology* 77(1):173-83.
- Paine RT. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist* 100:65-75.
- Palmeira FBL, Crawshaw-Jr PG, Haddad CM, Ferraz KMPMB, Verdade LM. 2008. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological Conservation*;118-125.
- Pedersen VA, Linnell JDC, Andersen R, Andren H, Linden M, Segerström P, 1999. Winter lynx (*Lynx lynx*) predation on semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus*) in northern Sweden. *Wildlife Biology*; 5, 203-211.
- Polisar J, Maxit I, Scognamillo D, Farrell L, Sunquist ME, Eisenberg JF. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*;297-310.
- Porfirio G. E. O. 2009. Ecologia alimentar da onça-pintada (*Panthera onca*) na sub-região do Pantanal de Miranda ó MS. Master Thesis, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Brasil.
- Pro-Natura. 2010. <http://www.pronatura.org.br/home/index.asp>. Acesso em: 5 de Janeiro de 2010.
- Pyke GH. 1984. Optimal foraging theory: a critical review. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;523-575.

- Rabinowitz A. 1995. Asian nations meet in Thailand to discuss trans-boundary biodiversity conservation. *Natural History Bulletin*;23-26.
- Rangel TFLVB, Diniz-Filho JA, Bini LM. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*;321-327.
- Refúgio Ecológico Caiman. 2010. <http://www.caiman.com.br/>. Acesso em: 5 de Janeiro de 2010.
- Santos FR, Jácomo ATA, Silveira L. 2008. Humans and jaguars in five brasilian biomes: same country, defferent perceptions. *Cat News*;21-25.
- Schiess-Meier M, Ramsauer S, Gabanapelo T, König B. 2007. Livestock predation - insights from problem animal control registrers in Botswana. *Human Dimensinsions of Wildlife Management Article*;1267-1274.
- Schoener TW. 1983. Simple models off optimal feeding-territory size: a reconciliation. *The American Naturalist* 121:608-29.
- Silveira L, Boulhosa RLP, Astete S, Jácomo ATA. 2008. Management of domestic livestock predation by jaguars in Brazil. *Cat News*;26-30.
- Silveira L. 2004. Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (puma concolot), no cerrado e pantanal [dissertation]. Universidade de Brasilia.
- Simcharoen S, Barlow ACD, Simcharoen A, Smith JLD. 2008. Home range size and daytime habitat selection of leopards in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. *Biological Conservation* 141(9):2242-50.

- Sokal RR, Oden NL. 1978. Spatial autocorrelation in biology: Methodology. *Biological Journal of the Linnean Society*;199-128.
- Sollmann R, Tôrres NM, Silveira L. 2008. Jaguar conservation in Brazil: the role of protected areas. *Cat News*;15-20.
- Stahl P, Vandel J M, Herrenschmidt V, Migot P. 2001. The effect of removing lynx in reducing attacks in sheep in the French Jura mountains. *Biological Conservation*;15622.
- Takeuchi Y, Adachi N. 1983. Existence and bifurcation of stable equilibrium in two-prey, one-pradator communities. *Bulletin of Mathematical Biology*;877-900.
- Terborgh J, Lopes L, Nuñez PV, Rao M, Shahabuddin G, Orihuela G, Riveros M, Ascanio R, Adler G, Lambert TD, Balbas L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*;1923-1926.
- Terborgh J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*;283-292.
- Treves A. 2009. Hunting for large carnivores conservation. *Journal of Applied Ecology*;1350-1356.
- Turner MG. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;319-344.
- van Baalen M, Sabelis MW. 1993. Coevolution of patch selection strategies of pradator and prey and the consequences for ecological stability. *The American Society of Naturalist*;646-670.
- Vázquez LB, Gaston KJ. 2006 People and mammals in Mexico: conservation conflicts at a national scale. *Biodiversity and Conservation*;2397-2414.

- Vucic-Pestic O, Rall BC, Kalinkat G, Brose U. 2010. Allometric functional response model: body masses constrain interaction strengths. *Journal of Animal Ecology* 79(1):249-56.
- Wagner HH, Fortin MJ. 2005. Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics. *Ecology*;1975-1987.
- White PCL, Lowe P. 2008. Wild mammals and the human food chain. *Mammal Review*;117-122.
- Woodroffe R, Ginsberg JR. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*;2126-2128.
- Zimmermann A, Walpole MJ, Leader-Williams N. 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*.

## **CAPÍTULO II**

**MODELO DE FRAGMENTAÇÃO MANCHA-CORREDOR-MATRIZ PARA  
AVALIAÇÃO DE REQUERIMENTOS DE HÁBITAT PARA ONÇA-PINTADA  
(CARNÍVORA: FELIDAE)**

## 1. RESUMO

A área e isolamento de fragmentos possuem efeito sobre a resposta das espécies em uma paisagem. Esse efeito foi avaliado para a onça-pintada através de um modelo conceitual Mancha-Corredor-Matriz. Escolhemos, aleatoriamente, 27 unidades amostrais (UA), onde a presença/ausência da espécie foi obtida por entrevista com moradores locais (N= 5 entrevista/UA), os aspectos da fragmentação avaliados por métricas da paisagem (*Software* Fragstats) e a autocorrelação espacial mensurada por filtros espaciais (*software* SAM). O efeito das variáveis sobre a ocorrência da onça-pintada foi testado por regressões logísticas. Os resultados da avaliação dos requerimentos da onça-pintada indicaram fatores atuando sobre a espécie em diferentes escalas. 1) Na escala de área de vida, verificamos a existência de contágio na distribuição da onça-pintada e que a agricultura consiste em uma barreira para a dispersão da espécie. 2) Em uma escala mais ampla verificamos que a onça-pintada necessita de uma complexa estrutura da paisagem, que precisa ser constituída por um grande fragmento e outras manchas menores. No entanto, o principal descritor da ocorrência da onça-pintada é o componente espacial, elucidando mais uma vez o efeito do contágio. Esses resultados mostram que a espécie é eficiente em colonizar manchas de vegetação natural e que *stepping stones* podem ser usados em estratégias de conservação para manter ou restabelecer conectividade em uma paisagem para a onça-pintada.

## 2. ABSTRACT

Fragmentsø area and isolation have effect above the speciesø response in a landscape. This effect was evaluated for the jaguar through a conceptual model Patch-Corridor-Matrix. We randomly choose 27 sample units (SU), where the specieø presence/absence was obtained through interviews with the local residents (N= 5 interview/SU), the fragmentation aspects were evaluated by landscape metrics (Software Fragstats) and the spatial autocorrelation measured by spatial filters (Software SAM). The variablesø effect above the jaguar occurrence was tested using logistic regressions. The evaluation results of jaguar indicate factors acting above the specie in different scales. 1) In the life area scale, we verify the spread existence in the jaguar distribution and the agriculture consists in a barrier to the specie dispersion. 2) In a wider scale we verify that the jaguar needs a complex landscape structure, which needs to be made of a larger fragment and other smaller patches. Although, the main describer of the jaguar occurrence is the spatial component, elucidating once more the spread. These results show that the specie is efficient colonizing natural vegetation patches and the stepping stones can be used in conservation strategies to keep or reestablish connectivity in a landscape for the jaguar.



### 3. INTRODUÇÃO

A fragmentação é um processo de alteração ambiental que afeta a heterogeneidade biótica e abiótica do sistema (Turner, 2005). Essa alteração influencia processos ecológicos em diferentes escalas (Turner, 1993; Turner, 2005), dependendo da intensidade com que ocorre, podendo deslocar o ambiente de seu estado de equilíbrio e, em alguns casos, até mesmo gerar um novo ponto de equilíbrio. Em consequência desse processo ocorre tanto a perda de habitat quanto o surgimento de barreiras para a dispersão de muitas espécies (Fahrig, 2003; Fortin & Agrawal, 2005). A perda de habitat reduz o espaço a ser ocupado por uma espécie, assim como dos recursos e condições necessários para sua sobrevivência (Fahrig, 2003), e as barreiras de dispersão atuam negativamente na colonização de manchas de vegetação por indivíduos provenientes de outras manchas (Bélisle et al., 2001). Nesse contexto, a dinâmica derivada do processo de fragmentação age segundo os mesmos pressupostos estabelecidos pela teoria do equilíbrio dinâmico de ilhas (em ecologia de comunidades) (MacArthur & Wilson, 1967; Simberloff, 1974; Haila, 2002) e metapopulações (em ecologia populacional) (Hanski, 1994; Hanski, 1999), onde o tamanho e distância de um fragmento são os principais fatores que atuam na colonização dos mesmos.

Algumas estratégias têm sido desenvolvidas para reverter os problemas gerados pela fragmentação, principalmente no sentido de restabelecer conectividade entre fragmentos e garantir o movimento de espécies por áreas que compõem sua distribuição original. Alguns autores sustentam uma distinção entre conectividade estrutural e funcional (Fischer & Lindenmayer, 2007). A conectividade estrutural é baseada no padrão físico da paisagem e é estabelecida por faixas contínuas de habitat natural ou revegetado interligando fragmentos, usualmente denominadas *corredor* (Chetkiewicz et al., 2006). A conectividade funcional é uma classificação baseada na capacidade das espécies se moverem através da paisagem. Assim, manchas estruturalmente desconectadas podem ser usadas pela espécie na

forma de *østepping stones* (Kindlmann & Burel, 2008). A conectividade permite a transposição de barreiras de dispersão e evitam extinções por eventos estocásticos, mantendo ainda diversidade, fluxo gênico e outros processos ecológicos que garantam a persistência das populações no longo prazo (Chetkiewicz et al., 2006). No entanto, a cobertura antrópica da paisagem muitas vezes impede a conexão de fragmentos de vegetação natural e, apesar da dinâmica em paisagens fragmentadas funcionar de maneira similar à dinâmica do modelo de biogeografia de ilhas e metapopulação, em muitos casos não é adequado tratar a matriz de forma homogênea (como constituída de apenas um item), pois seus diferentes componentes podem atuar sobre as espécies em diferentes direções e intensidade de efeito (Fischer e Lindenmayer, 2007).

Muitos modelos foram desenvolvidos com o intuito de compreender a dinâmica envolvida no processo de fragmentação para as espécies e elaborar estratégias de conservação (Turner, 1989; Metzger et al., 2007), dentre eles o modelo Mancha-Corredor-Matriz tem destaque devido à simplicidade e grande aplicabilidade em diferentes abordagens e escalas. O modelo Mancha-Corredor-Matriz considera que a cobertura do solo está arranjada na forma de fragmentos de vegetação natural, isolados (mancha) ou continuamente dispostos (corredor), e por cobertura não natural (matriz) (Forman, 1995). Sua abordagem considera a paisagem formada por manchas de habitats e manchas de não-habitats (Forman, 1995). Apesar de simples, o estudo da dinâmica da fragmentação sobre espécies com esse modelo precisa considerar fatores relacionados à forma de representar alguns elementos. Por isso, sugerimos uma nova estrutura conceitual ao modelo Mancha-Corredor-Matriz, fundamentada em uma abordagem baseada em três elementos: a estrutura da paisagem, padrão espacial derivado de autocorrelação e a espécie indicadora do processo de fragmentação.

As métricas da paisagem são amplamente usadas em ecologia de paisagem como indicadores da estrutura (Li et al., 2005; Turner, 2005; Kindlmann & Burel, 2008) e da heterogeneidade dos componentes da paisagem (Bogaert et al., 2000; Leitão & Ahern, 2002; Turner, 2005). Há um grande número de métricas disponíveis e, em trabalhos científicos, geralmente é escolhido um conjunto dessas para identificar padrões e processos presentes, pois uma única métrica é insuficiente para descrever todos os fatores relacionados à fragmentação (Riitters et al., 1995). No entanto, há restrições ao uso desses índices, devido falta de compreensão dos fatores biológicos que atuam na interpretação dos processos (Li, 2005) e correlação no padrão mensurado por diferentes métricas (Gustafson, 1998; Turner, 2005). Dessa forma, as variáveis selecionadas para uma pesquisa devem ser baseadas no contexto teórico-ecológico no qual estão envolvidas e complementares umas as outras, evitando redundância e avaliando diferentes componentes da paisagem (Riitters et al., 1995).

A fragmentação, em essência, altera os padrões espaciais dos elementos da paisagem e deve ser concebida como um processo espacializado. Sendo assim, sua estrutura espacial pode gerar um padrão espacial que pode ser verificado devido à existência de autocorrelação (Legendre, 1993; Turner, 2005). A autocorrelação espacial ocorre pela não-independência das UAs, que é um pressuposto de testes estatísticos paramétricos. Amostras correlacionadas sobreestimam os graus de liberdade alterando as conclusões desses testes (Legendre, 1993; Legendre, 1998). A autocorrelação pode ocorrer pela variação contínua de aspectos que possuem influência sobre o padrão da paisagem, fazendo com que sua resposta varie junto com esses aspectos, ou ainda pela proximidade dos locais amostrados, agindo por meio de contágio independentemente das condições ambientais (Legendre, 1993; Legendre, 1998; Wagner & Fortin, 2005). Esse problema tem sido apontado dentro de estudos de ecologia de paisagem (Turner, 1989; Turner, 2005; Wagner & Fortin, 2005; Kent, 2007), no

entanto poucos trabalhos foram feitos de forma a solucionar a autocorrelação espacial nas análises.

O modelo Mancha-Corredor-Matriz simplifica a estrutura da cobertura vegetal, e sua aplicação exige que a espécie estudada responda a características da paisagem na escala trabalhada (Li et al., 2005). Assim, dois aspectos devem ser avaliados na escolha da espécie foco: 1) generalista quanto ao uso de habitat, pois o critério de preferência de habitat não é contemplado no modelo, e 2) granulado ambiental da espécie, pois esse fator determina a escala a ser trabalhada.

Nesse trabalho, aplicamos esse modelo para compreender a dinâmica em ambientes fragmentados sobre a onça-pintada (*Panthera onca*, Linnaeus 1758). Essa espécie atende ao requisito de generalidade de habitat, o que permitiu que apresentasse ampla distribuição geográfica, ocorrendo originalmente desde o Novo México e Golfo do Texas até o norte da Argentina (Seymour, 1989). A fragmentação de habitat é um dos principais fatores de redução da distribuição dessa espécie, fazendo com que sofresse extinções locais como no Uruguai (IUCN, 2009) e em parte dos Estados Unidos (Hatten et al., 2005). No entanto não é conhecido, de forma pontual, o efeito de fatores derivados da fragmentação sobre a onça-pintada, a fim de reconhecer os parâmetros influentes sobre a espécie. Assim, estudamos o efeito de fatores relacionados à fragmentação sobre a ocorrência da onça-pintada, com intuito de compreender relações entre o efeito da cobertura vegetal original e atividade antrópica sobre essa espécie. Aceitou-se a teoria de metapopulações como premissa para o estudo, testando hipóteses sobre o efeito da área e o efeito do isolamento, elucidando relações entre o processo de fragmentação e ocorrência de onça-pintada.

## **4. METODOLOGIA**

### **4.1. ÁREA DE ESTUDO**

Ver tópico 4.1 do Capítulo 1.

### **4.2. DESENHO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS BIOLÓGICOS**

Ver tópico 4.1 do Capítulo 1.

### **4.3. CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM**

As variáveis que caracterizam a paisagem foram escolhidas pela capacidade de descrever os processos de fragmentação da cobertura vegetal. Muitos trabalhos mostram a influência de fatores biofísicos e socioeconômicos nesses processos (Turner, 2005), por isso as variáveis que caracterizam a paisagem devem refletir a estrutura dos remanescentes de vegetação natural e a influência antrópica na região. Dessa forma, as variáveis foram baseadas em métricas da cobertura natural e em descritores do uso antrópico da paisagem.

O efeito da fragmentação sobre a cobertura vegetal natural foi avaliado por meio de métricas de configuração da paisagem, derivadas de estatística básica e de propriedades geométricas (Tabela 1 e Tabela 2), claramente associadas aos requerimentos ecológicos da espécie. Várias métricas foram analisadas e comparadas com dados da literatura, para então chegar a um conjunto de variáveis capazes de avaliar os parâmetros propostos por essa pesquisa.

Dentre as métricas escolhidas há aquelas que refletem fatores relacionados à área de cobertura vegetal natural, tais como a cobertura total do solo (TA), tamanho médio dos fragmentos (AREA\_AM) e tamanho da maior mancha (LPI). TA reflete o parâmetro mais básico da fragmentação, pois a perda de habitat geralmente está relacionada à perda de qualidade ambiental, devido a fatores como efeito de borda e população mínima viável.

Assim, essa métrica associa a ocorrência da espécie com a disponibilidade de vegetação natural na paisagem. AREA\_AM avalia se a ocorrência da espécie possui relação com algum tamanho mínimo das manchas da paisagem, que também pode ser reflexo do tamanho mínimo viável de uma população. LPI é uma importante métrica para espécies com altos requerimentos ecológicos, pois em muitos casos apenas uma grande mancha de vegetação natural é capaz de comportar tais espécies. Essa medida pode ter relação direta com a área core de um fragmento, pois em muitos casos quanto maior o fragmento maior a área core. No sentido oposto, algumas métricas são usadas para descrever a borda do fragmento, entre elas o Índice de Formato da Paisagem (LSI), que provê uma medida do perímetro do fragmento (v. Turner 1989). Estudos mostram que LSI é um bom discriminador de paisagens, ao contrário de muitas métricas (Turner, 1990). As quatro métricas descritas podem agir diretamente sobre a abundância da espécie na paisagem, sendo, portanto, importantes para o estudo de distribuição da espécie.

Tabela 1. Abreviações usadas nas fórmulas de métricas de fragmentação (v. Tabela 2).

Abreviações	Significado
A	Área total da paisagem (m <sup>2</sup> )
N	Número de manchas (unidade)
a <sub>ij</sub>	Área (m <sup>2</sup> ) da mancha ij
max a <sub>ij</sub>	Mancha com área máxima (m <sup>2</sup> )
E	Perímetro total das manchas
min e	Perímetro mínimo se as manchas fossem maximamente agregadas (unidade de células)
X <sub>ij</sub>	Mancha ij
h <sub>ijr</sub>	Distância da célula r do fragmento ij para o centróide do fragmento ij (m)
Z	Número de células na mancha ij (unidade)
Am	Área do município da unidade amostral (km <sup>2</sup> )
H	População humana do município que a unidade amostral está inserida (unidade)
B	Cabeças de gado do município que a unidade amostral está inserida (unidade)
A	Produção de grãos do município que a unidade amostral está inserida (t)

Outras métricas avaliam a coesão dos componentes da paisagem, tais como o raio de giro (GYRATE\_AM) que considera a proximidade das manchas. A partir dessa métrica é possível determinar o granulado ambiental de resposta da espécie, avaliando a interpretação que a onça-pintada faz da paisagem. A coesão da paisagem pode ainda refletir a

conectividade das manchas, que consiste um importante componente já que se relaciona diretamente à dispersão da espécie, influenciando a dinâmica metapopulacional.

Algumas métricas foram selecionadas com o intuito de capturar a heterogeneidade dos fragmentos na paisagem, entre elas estão: o número de manchas (NP), desvio padrão do tamanho médio das manchas (AREA\_SD) e desvio padrão do raio de giro (GIRATE\_SD). O NP consiste na medida mais simples de heterogeneidade, pois reflete quantos fragmentos compõem a paisagem. NP está diretamente relacionado ao grau de desconexão da cobertura vegetal, assim quanto maior o número de manchas maior o nível de fragmentação. AREA\_SD mostra a variação no tamanho dessas. Já GYRATE\_SD mostra a variação da agregação das manchas da paisagem. Essas duas métricas dão a informação da intensidade que essas medidas variam no ambiente estudado.

Como visto, algumas métricas foram selecionadas baseadas em um mesmo teste de hipóteses. Isso foi feito porque mesmo refletindo um mesmo componente teórico para a espécie estudada, as métricas podem capturar diferentes elementos da paisagem. No entanto, para verificar redundância nas variáveis, foram adotados procedimentos para identificação de variáveis correlacionadas e eliminação das mesmas, descritos com mais detalhes no tópico 2.4.

As métricas foram calculadas por meio do software *Fragstats* (McGarigal et al., 2002), com base em um granulado de 42,9 m. A informação dos remanescentes de vegetação natural derivou de trabalhos existentes do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), o Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado (2004) e o Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Amazônia (2004). Os elementos classificados como formações vegetais naturais, por meio desses trabalhos, foram unificados independentemente de sua classe, de forma a representar

os remanescentes vegetais totais e não considerar diferenças entre habitats, como o exigido pelo modelo adotado.

Tabela 2. Variáveis medidoras da fragmentação usadas nesse estudo separadas em descritoras de manchas, para avaliação do efeito da área da cobertura vegetal natural, e em descritoras da matriz, para avaliação do efeito da distância.

Métrica	Fórmula	Descrição
<b>Efeito da Área</b>		
Cobertura Natural Total (TA)	$A \left( \frac{1}{10.000} \right)$	Área total da paisagem com cobertura vegetal natural
Número de Manchas (NP)	$N$	Número de fragmentos de vegetação natural que compõem a paisagem
Índice de Maior Mancha (LPI)	$\frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$	Área da maior mancha que compõe a paisagem
Índice do Formato da Paisagem (LSI)	$\frac{e}{\min e}$	Valor médio da agregação de cada mancha
Área Média das Manchas (AREA_AM)	$\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n x_{ij}}{N}$	Consiste no tamanho médio dos fragmentos que compõem a paisagem, ponderado pelo peso.
Desvio Padrão da Área Média das Manchas (AREA_SD)	$\sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[ x_{ij} - \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i} \right]^2}{n_i}}$	Desvio padrão da métrica AREA_AM. Calcula a amplitude de variação da área das manchas.
Raio de Giro Médio das Manchas (GYRATE_AM)	$\sum_{r=1}^z \frac{h_{ijr}}{z}, \sum_{j=1}^n \left[ x_{ij} \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right]$	Média ponderada pelo peso do raio de giro da distância média (m) de cada célula e o centróide do fragmento (mancha).
Desvio Padrão do Raio de Giro das Manchas (GYRATE_SD)	$\sum_{r=1}^z \frac{h_{ijr}}{z}, \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[ x_{ij} - \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i} \right]^2}{n_i}}$	Desvio padrão da métrica GYRATE_AM. Calcula a amplitude de variação da coesão dos fragmentos.
<b>Efeito da Matriz</b>		
Densidade Humana (DH)	$\frac{d}{am}$	Razão entre o número de pessoas (unidade) do município por sua área total
Densidade de Produção Agrícola (DA)	$\frac{a}{am}$	Razão entre o a produção de grãos do município (t) do município por sua área total
Densidade Bovina (DB)	$\frac{b}{am}$	Razão entre o número de cabeças de gado (unidade) produzidas no município por sua área total



Os descritores do uso antrópico da paisagem (influência antrópica) consistiram em métricas indiretas da matriz da paisagem, sendo elas: densidade humana (DH), densidade bovina (DB) e densidade de produção de grãos (densidade agrícola) (DA). Esses índices foram escolhidos, ao invés das métricas usuais de configuração, porque componentes da paisagem diretamente relacionados à influência humana possuem estrutura menos complexa (Turner, 1990). Dessa forma, essas variáveis incluem mais informação ao estudo por inserir aspectos socioeconômicos para avaliação dos fatores que podem afetar a distribuição da espécie.

Os valores dessas variáveis provieram de trabalhos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2007; IBGE a, 2008; IBGE b, 2008). O nível de refinamento máximo dos levantamentos do IBGE é municipal, assim as análises desse estudo foram baseadas nos municípios no qual a UA estava inserida. As UAs situadas em mais de um município tiveram seus valores corrigidos pela área da quadrícula situada em cada município.

#### **4.4. ANÁLISE DOS DADOS**

Devido à existência de padrão espacial da variável resposta (Tabela 3), verificada pelo método *Join Count* (Sokal & Oden, 1978), foi usado um método de inclusão de parâmetros espaciais nas análises. O método adotado foi a inclusão de filtros espaciais para controlar o efeito da autocorrelação espacial, estratégia derivada da macroecologia (Diniz-Filho & Bini, 2005). Os filtros espaciais compreendem em novas variáveis resultante da relação geográfica entre as UAs, com a propriedade de representar diferentes escalas de variação espacial, sem a inclusão de parâmetros redundantes. Isso se dá pelos procedimentos estatísticos pelo qual os filtros são gerados, que capturam variações ortogonais na estrutura espacial da área estudada (Diniz-Filho & Bini, 2005). Outra vantagem desse método é que

possibilita o estudo de um processo contínuo por meio de amostras discretas. Os filtros espaciais foram gerados por meio do *software* Spatial Analysis Macroecology (SAM) (Rangel et al., 2006) e incluídos na análise.

Tabela 3. Avaliação da autocorrelação espacial da ocorrência da onça-pintada na área estudada. Método utilizado para a avaliação foi o *Join Count* que se baseia no número de relações entre as classes da variável binária, sendo: N(1x1) o número de conexões entre locais com a presença do evento, N(1x0 ou 0x1) o número de conexões de um local com a presença do evento e de um local com a ausência do evento, N(0x0) o número de conexões entre locais com a ausência do evento, OBS o número de relações observadas, ESP o número de relações esperado e P a probabilidade do número de relações observadas serem encontradas ao acaso.

Classes de Distância	N (1x1)			N (1x0 ou 0x1)			N (0x0)		
	OBS	ESP	P	OBS	ESP	P	OBS	ESP	P
Primeira Classe	46	17	0.15	18	13	<0.01	22	10	0.37
Segunda Classe	24	17	0.22	35	13	0.00	10	10	0.18
Terceira Classe	46	17	0.18	25	13	<0.01	6	9	0.12
Quarta Classe	14	17	0.11	28	13	0.00	34	10	0.11

As variáveis da paisagem, bem como os filtros inseridos na forma de uma variável, podem capturar um mesmo processo da fragmentação e refletir um mesmo componente ecológico da espécie, gerando um problema de sobre-representação de um determinado fator na análise estatística. Para evitar tais problemas, realizamos uma Análise de Fatores (AF) que tem por característica principal mostrar a relação entre descritores. Utilizamos o método de rotação dos eixos de ordenação (fatores) denominado Varimax Normalizado e selecionados os fatores com autovalores maiores que um (Manly, 1994).

O efeito das variáveis sobre a ocorrência da onça-pintada foi avaliado e medido por meio de regressões logísticas, também pelo *software* SAM (Rangel et al., 2006). Primeiramente, foi analisado o efeito de variáveis isoladamente sobre a espécie para verificar se a onça-pintada responde a cada aspecto da paisagem individualmente. Em seguida, foi avaliada sua resposta a um conjunto de fatores da paisagem, testado por meio da inclusão de mais de uma variável na regressão. Nessa etapa, foi testado o efeito aditivo das variáveis significativas das regressões individuais e as hipóteses centrais desse trabalho, avaliando o efeito da área (por meio de regressão logística com as variáveis descritoras da cobertura

vegetal) e o efeito do isolamento (por meio de regressão logística com as variáveis descritoras da matriz). Posteriormente, foi avaliado o efeito da área e do isolamento espacialmente estruturado, por meio da inclusão dos filtros espaciais nas regressões.

A capacidade descritora dos modelos foi verificada por meio da estatística do Chi-Quadrado. Os modelos capazes de identificar os requerimentos da onça-pintada, segundo esse teste, tiveram seus resíduos avaliados para identificar possíveis padrões espaciais derivados da autocorrelação por meio do Índice de Moran. O Índice de Moran foi calculado para quatro classes de distâncias, constituídas de igual número de pares, e a existência de autocorrelação identificada por significância (adotando  $<0,05$ ). Posteriormente, os melhores modelos foram identificados por meio do Critério de Informação de Akaike de Segunda Ordem para Correção de Viés (*Akaike Information Criterion Second-Order Bias Correction* ó AIC<sub>c</sub>) (Burnham & Anderson, 2004), para modelos que não apresentaram autocorrelação espacial no resíduo.

## **5. RESULTADOS**

### **5.1. CARACTERIZAÇÃO DOS DADOS BIOLÓGICOS**

O panorama encontrado permitiu a execução da metodologia, satisfazendo às exigências do perfil dos entrevistados citadas na metodologia. O tempo médio de residência dos entrevistados na região amostrada foi de 18,70 anos (Desvio Padrão=16,09), onde o entrevistado com menor tempo na região residia no local há um ano e o entrevistado com maior tempo na região há 73 anos. Dos 135 entrevistados, 103 residiam ou possuíam trabalhos vinculados à área rural e os demais residiam na área urbana.

A ocorrência da onça-pintada foi relatada por 60 entrevistados, sendo a principal forma de identificação a visualização direta (30 entrevistados). Os moradores locais foram capazes de identificar a espécie também pelo rastro (17 entrevistados) e por predação de

rebanho doméstico (11 entrevistados). A razão do número de identificações e número total desses itens não apresenta somatória igual a um, pois um entrevistado pode ter reconhecido a espécie ou um evento de predação por mais de uma forma. Adotando o critério de dois ou mais relatos de presença da onça-pintada como fator de ocorrência da espécie, identificamos 15 UA onde a mesma está presente.

## 5.2. SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS E CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM

Os três primeiros fatores foram selecionados, pois possuem autovalores maiores que um, e juntas somam 73,4% de explicação da variância dos parâmetros iniciais. A seleção das variáveis se deu pela interpretação do gráfico, permitindo identificar a presença de variáveis correlacionadas e a intensidade dessa correlação, por meio dos escores representados no plano cartesiano (Figura 1). O resultado dessa análise revelou a existência de fatores únicos regendo a variação de grupos de variáveis.

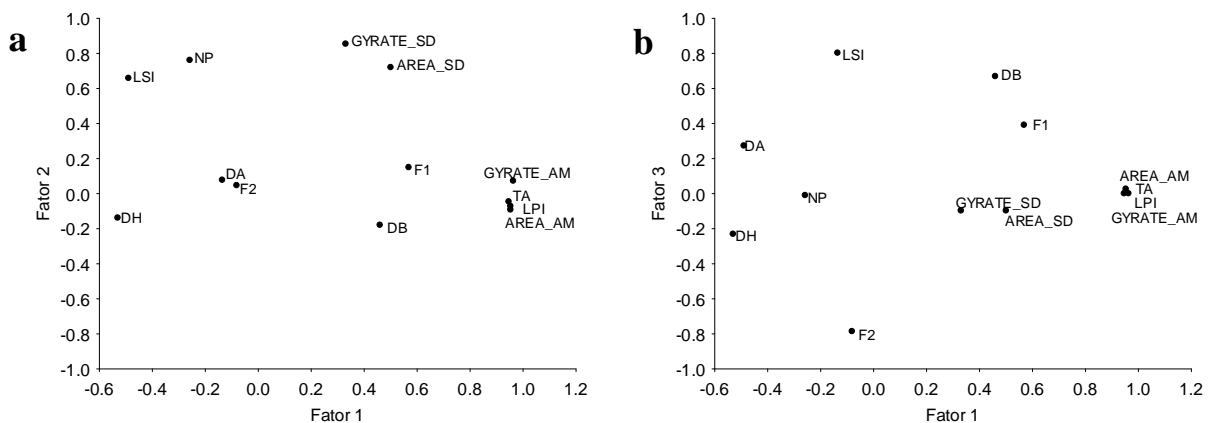


Figura 1. Avaliação da correlação das variáveis por meio de análise de fatores com rotação utilizando o método Varimax normalizado. (a) Correlação entre as variáveis considerando o primeiro e segundo eixo de ordenação (fator) e (b) Correlação entre as variáveis considerando o primeiro e terceiro eixo de ordenação (fator), sendo: TA a cobertura natural total, NP o número de manchas, LPI o índice de maior mancha, LSI o índice de formado da paisagem, AREA\_AM a área média das manchas, AREA\_SD o desvio padrão da área média das manchas, GYRATE\_AM o raio de giro médio das manchas, GYRATE\_SD o desvio padrão do rio de giro das manchas, DH a densidade humana, DA a densidade de produção agrícola, DB a densidade bovina, F1 o filtro espacial número um que capta variações em maiores escalas e F2 o filtro espacial número 2 que capta variações espaciais em menores escalas.

As variáveis TA, LPI, AREA\_AM, GYRATE\_AM estão todas fortemente correlacionadas (Figura 1a). Esse resultado mostra que as paisagens estudadas são dominadas por uma mancha de cobertura vegetal e essa única mancha está representada em todas essas variáveis, por isso foi escolhido a variável LPI para o conjunto de variáveis preditoras.

Dois outros grupos de variáveis foram observados na Figura 1a. O primeiro é composto das variáveis AREA\_SD e GYRATE\_SD, que captura a heterogeneidade no tamanho dos fragmentos que compõem a paisagem. Por se tratar de uma variável menos sensível a resolução da base de dados usada e por isso mais robusta, a variável AREA\_SD foi selecionada para as análises subsequentes. O segundo grupo de variáveis identificado foi aquele composto por NP e LSI. Esse resultado demonstra que o formato das manchas não discrimina as paisagens por um aspecto inédito, pois uma métrica bastante simples captura o mesmo processo. Isso se dá porque a heterogeneidade nas paisagens não é reflexo da estrutura espacial das manchas e sim pelo número de manchas que as compõem, assim a métrica selecionada foi NP.

As variáveis da matriz e os filtros espaciais não apresentaram correlação com nenhuma variável. As variáveis DA e F2 estão próximas no plano cartesiano demonstrado na figura 1a, no entanto apresentam fraca correlação, pois seus escores possuem valores próximos à zero. A ausência de correlação entre as variáveis da matriz e dessas com as demais variáveis, demonstram a ausência de influência dos componentes de ordem antrópica selecionados sobre as métricas de cobertura vegetal natural. Esse fato confirma que a inclusão de variáveis de influência antrópica não derivados da estrutura espacial insere informações novas a análise. A ausência de correlação dos filtros espaciais com outras variáveis reflete que sua inclusão nas análises também insere novas informações para o estudo, pois o padrão espacial ou variáveis que apresentam padrão espacial, mas que não foram medidas, estão sendo consideradas.

Do conjunto de variáveis descritoras da paisagem (total de oito), cada conjunto (determinado pela sua característica descritiva ó métrica estrutural da paisagem, variáveis da matriz e filtros espaciais) apresenta padrões distintos, permitindo descrever a heterogeneidade da paisagem (Tabela 4 ó para métricas estruturais e variáveis da matriz). As métricas estruturais da paisagem mostram que as UA podem ser formadas de um a vários fragmentos, podendo estes ser de grande ou pequeno tamanho. No entanto, devido à correlação de NP e TA, em paisagens formadas por um único fragmento, há uma tendência de que este possua um grande tamanho. A grande amplitude de variação entre UA, do desvio padrão do tamanho dos fragmentos dentro UAs, mostra que essa é a principal variável de diferenciação entre as variáveis. As variáveis da matriz descrevem o padrão de uso do solo das paisagens. Em parâmetros gerais, as paisagens possuem baixa densidade humana. O desvio padrão da DB e DA demonstra uma tendência de que tais atividades co-ocorrem em pequena intensidade, de forma que apenas uma dessas é fortemente desenvolvida na região. Uma avaliação geral dos filtros espaciais revelou que apenas o F1 capturou um interessante padrão da paisagem, pois foi capaz de discriminar o Bioma em que as UAs estão presentes. Assim, as UAs situadas no Bioma Cerrado (UA 1 à UA 14) apresentaram valores positivos e as UAs situadas no Bioma Amazônia (UA 15 à UA 27) apresentaram valores negativos.

Tabela 4. Amplitude e variação das métricas estruturais da paisagem e das variáveis antrópicas para as 27 Unidades Amostrais estudadas.

	Máxima	Mínima	Média	Desvio Padrão
NP	8.00	1.00	2.14	3.76
LPI	99.90	0.15	31.29	51.03
AREA_SD	3851.61	0.00	584.02	2075.78
DH	0.22	0.01	0.05	0.11
DB	0.41	0.00	0.11	0.21
DA	2.28	0.00	0.16	1.27

### 5.3. AVALIAÇÃO DOS REQUERIMENTOS PARA ONÇA-PINTADA

Os resultados da avaliação dos requerimentos da onça-pintada indicaram fatores atuando sobre a espécie em diferentes escalas. A primeira escala é mais fina e identifica variáveis que atuam sobre a área de vida da espécie e a segunda identifica variáveis que atuam na escala dos filtros espaciais inseridos nos modelos.

As variáveis que atuam sobre a onça-pintada na escala de sua área de vida compreendem em variáveis da matriz e Filtro2. Segundo as regressões individuais apenas DA e F2 são descritoras da distribuição da onça-pintada (Tabela 5 e Tabela 6), dessa forma são as únicas variáveis que isoladamente atuam sobre a espécie. A variável DA possui efeito negativo (Tabela 7), demonstrando que áreas com agricultura consistem em uma barreira para a dispersão da espécie. Já a variável F2 revela a existência de um padrão espacial, com efeito positivo na distribuição da onça-pintada, derivada do efeito de contágio. Foi identificado também que as variáveis da matriz interagem de forma negativa para a espécie, no entanto o poder das variáveis DB e DH é pequeno, reafirmando o poder da variável DA. Dessa forma, na escala estudada, a presença da espécie é definida pela matriz que cerca as manchas e pela distância entre fragmentos, não pelo padrão de manchas da paisagem, elucidando efeito do isolamento e ausência do efeito da área.

Na escala dos filtros espaciais, o modelo de interação das variáveis DA e F2 e o modelo de interação das variáveis descritoras da cobertura vegetal e ambos os filtros espaciais mostraram-se significativos (Tabela 5). No entanto, o modelo DA e F2 apresenta forte autocorrelação espacial na primeira classe de distância (Tabela 5), logo o efeito da adição dessas variáveis não foi comprovado. Já o modelo das variáveis descritoras da cobertura vegetal e os filtros espaciais, identificaram um conjunto de variáveis que isoladamente não são apontados como relevantes, mas juntos compõem uma rede integrada de parâmetros que revelam os altos requerimentos ecológicos da espécie, começando pela

estrutura da paisagem na qual ocorre. Dentre as variáveis dessa regressão, o principal descritor da ocorrência da onça-pintada é F2, elucidando o efeito de contágio, porém esse fator não é determinante e a paisagem precisa ser constituída por um grande fragmento e outras manchas menor sem, no entanto, variarem em tamanho como pode ser identificado pelos coeficientes das variáveis na regressão (Tabela 7). Destacamos também a importância da variável F1, mostrando que a resposta da onça-pintada sofre influência do bioma em que está presente. Esse modelo foi considerado o mais adequado para avaliar a distribuição da espécie, apresentando o menor valor para o AIC.

Tabela 5. Avaliação dos modelos compostos por elementos de Mancha, Matriz e Estrutura Espacial para avaliação dos requerimentos ecológicos da onça-pintada.

Variáveis do Modelo	Chi-Quadrado	P	AICc
NP	0,86	0,35	31,82
LPI	<0,01	0,98	32,68
AREA_SD	<0,01	0,93	32,67
DH	0,05	0,81	32,63
DB	2,25	0,13	30,47
DA	8,42	<0,01	24,26
F1	0,04	0,84	32,64
F2	11,74	<0,01	20,94
DA e F2	18,25	<0,01	16,43
Matriz	9,67	0,02	27,02
Mancha	1,00	0,80	35,68
Matriz e Filtros Espaciais	-15,76	1,00	56,44
Mancha e Filtros Espaciais	25,72	<0,01	14,96

Tabela 6. Autocorrelação espacial do resíduo das regressões entre UAs arranjadas em quatro classes de distâncias.

Variáveis do Modelo	Primeira Classe		Segunda Classe		Terceira Classe		Quarta Classe	
	I/I(max)	P	I/I(max)	P	I/I(max)	P	I/I(max)	P
DA	-0.30	0.30	0.09	0.78	-0.18	0.51	-0.04	0.89
F2	-0.39	0.16	0.24	0.40	-0.15	0.59	-0.28	0.32
DA e F2	-0.82	<0.01	0.47	0.27	<0.01	1.00	-0.10	0.69
Matriz	-0.46	0.11	0.20	0.53	-0.10	0.74	-0.11	0.70
Mancha e Estrutura Espacial	-0.40	0.27	-0.16	0.46	0.02	0.92	-0.03	0.89

Tabela 7. Coeficiente de regressão (CR) padronizado das variáveis que compõem os modelos para avaliação dos requerimentos para onça-pintada. CRs apresentados na mesma ordem das variáveis.

Variáveis do Modelo	CR 1	CR 2	CR 3	CR 4	CR 5
DA	-46,71				
F2	22,16				
DA e F2	-311,76	52,56			
DH, DB e DA	-1,00	-0,96	-47,80		
NP, LPI, AREA_SD, F1 e F2	6,28	72,58	-71,45	20,34	1213,18



## 6. DISCUSSÃO

A onça-pintada possui respostas diretas à fragmentação, sendo constatados os efeitos do isolamento e da área, em diferentes escalas de atuação. O efeito do isolamento é estabelecido por uma variável da matriz, densidade agrícola, que age como barreira para a dispersão da espécie. Já o efeito da área possui uma estrutura complexa, sendo determinado primeiramente pelo contágio e posteriormente pelas condições de ocupação do local. Esse panorama é derivado, principalmente, de quatro elementos atuantes no processo de fragmentação: isolamento, redução de habitat, aumento do número de fragmentos e decréscimo em seu tamanho médio (Fahrig, 2003).

O isolamento, como dito, é estabelecido pela matriz que cerca a cobertura vegetal, logo ela funciona como uma medida da intensidade de perturbação ambiental do sistema natural. Em alguns casos, a matriz pode apresentar benefício para espécies por permitirem aumento de componentes que garantem incremento para as mesmas, no entanto para a onça-pintada ela atua como barreira para a dispersão (Kindlmann & Burel, 2008), afetando negativamente o movimento da espécie a longas distâncias (Lindenmayer et al., 1999).

Nosso modelo de análise não foi desenvolvido para distinguir o efeito de diferentes tipos de matriz sobre a persistência da onça-pintada na paisagem. No entanto, muitos estudos têm demonstrado que a conectividade entre fragmentos é afetada pela interação entre o tipo de matriz que o circunda (Franklin & Lindenmayer, 2009) e as características bionômicas das espécies estudadas (Lindenmayer & Nix, 1993). Em nosso estudo, a matriz era principalmente constituída de áreas com pecuária que em alguns trabalhos com onça-pintada é considerada como facilitador do movimento, por consistirem em incremento para a espécie, devido à oferta de alimento (Azevedo & Murray, 2006; Palmeira et al., 2008). No entanto, não encontramos essa mesma relação, contradizendo o esperado e

mostrando que essa relação deve ser mais bem investigada para compreender se a onça-pintada é capaz de atravessar áreas compostas por pastagem ou se apenas usa essas áreas em regiões próximas a habitats naturais.

A expansão da matriz na paisagem está relacionada à perda de cobertura vegetal, o que normalmente reflete perda de habitat para as espécies (Fischer & Lindenmayer, 2007). No entanto, para a onça-pintada, notou-se que a perda de habitat não está diretamente relacionada à redução de cobertura vegetal, pois na presença de um fragmento de grande tamanho e baixa variância no tamanho médio dos demais, verificou-se a manutenção dos parâmetros necessários para a persistência da espécie. A presença de uma mancha de grande tamanho na paisagem a desloca para um estado de maior qualidade ambiental, devido a características intrínsecas de área do fragmento (MacArthur & Wilson, 1967; Haila, 2002) como maior disponibilidade de presas (Debinski & Holt, 2000). Já o aumento do número de manchas pode consistir em um facilitador do movimento da espécie, pois isso diminuiu a distância entre manchas e, conseqüentemente, o isolamento entre elas (Fahrig, 2003).

A configuração da cobertura vegetal natural está atuando na percepção do ambiente pela onça-pintada, de forma que fragmentos não continuamente dispostos possam ser interpretados como um elemento único na paisagem, demonstrando que a integridade máxima do ambiente não é essencial para sua persistência. No entanto, à medida que a configuração ideal da cobertura vegetal não está presente na paisagem ocorre perda de hábitat para a espécie. A perda de hábitat possui conseqüências graves para a onça-pintada por se tratar de uma espécie com grande tamanho corporal e, portanto, uma das primeiras a serem extintas no ambiente (Fahrig, 2003; Fischer e Lindenmayer, 2007). Seus efeitos negativos podem ainda atuar sobre a dinâmica predador-presa, devido ao efeito que tem sobre a interação das espécies, alterando a razão de predação (Hartley & Hunter, 1998), a persistência e o comportamento de presas (Fahrig, 2003).

Carvalho et al. (2009) analisaram a fragmentação sobre algumas espécies de mamíferos, inclusive a onça-pintada, na região central do Brasil e encontraram um panorama não favorável para a conservação dessa espécie. Seus resultados mostraram que fragmentos maiores que 10 vezes a área de vida da onça-pintada são raros e, quando presentes, são mais freqüentes em paisagens dominadas por vegetação Cerrado Sentido Restrito. Carvalho et al. (2009) também constataram que à medida que a cobertura vegetal é reduzida aumenta a probabilidade de extinção da onça-pintada. No entanto, segundo nosso trabalho, essa relação é não linear, mostrando possibilidades de manejo da espécie em paisagens com atividades antrópicas.

Apesar da importância da configuração dos fragmentos da paisagem, o principal fator de ocorrência da espécie é a proximidade de locais onde a mesma está presente. Isso mostra a influência do mecanismo de contágio, que pode ser indicador de sucesso por permitir a colonização de manchas de vegetação natural. Assim, o efeito de variáveis espaciais precisa ser considerado sobre dois diferentes pontos de vista. 1) Sua inclusão nos modelos representa uma forma de tornar os testes estatísticos mais corretos, controlando a falta de independência entre os fragmentos (Legendre, 1993; Legendre & Legendre, 1998; Wagner & Fortin, 2005). A inclusão dos filtros aumentou a robustez do modelo Mancha-Corredor-Matriz, inserindo complexidade a um modelo simples, de forma a sanar limitações do mesmo. Esse procedimento tornou o método adequado para identificar os parâmetros relevantes para a onça-pintada, mostrando que, se corretamente avaliado, esse modelo pode ser usado como delineador de estratégias para conservação de espécies na escala de paisagem. Esse tipo de abordagem não têm sido prevalente nos estudos de ecologia de paisagem, mas sua inclusão é essencial para que a avaliação estatística desses modelos possa ser aceita (Wagner & Fortin, 2005). 2) Essas variáveis não representam apenas uma questão estatística, mas revelam a natureza de um processo espacial determinando a persistência da

espécie. O modelo metapopulacional é em essência um processo espacial que deve ser, em sua totalidade, uma autocorrelação espacial na persistência da espécie sob estudo. Assim, a persistência ou não de uma espécie é determinada também pelo contágio entre os fragmentos que afetam sua persistência no sistema e isso justifica o efeito das variáveis espaciais nos modelos analisados.

A funcionalidade de mecanismos de colonização permite a conexão de fragmentos por meio de dinâmica metapopulacional (Hanski, 1994; Hanski, 1999), o que aumenta o sucesso para a onça-pintada, já que os fragmentos isolados teriam uma alta probabilidade de extinção local (Fahrig & Merriam, 1994). No entanto, muitos desses fragmentos podem funcionar como *stepping stones* para manter ou restabelecer conectividade em uma paisagem para a onça-pintada. Os *stepping stones* têm recebido menor atenção como estratégia para a conservação, no entanto na ausência de cobertura vegetal continuamente disposta (conceito clássico de corredor) essa estratégia consiste em uma opção adequada (Gilpin, 1980; Baum et al., 2004), garantindo a persistência da espécie (Kindlmann & Burel, 2008). No entanto, para o real funcionamento da dinâmica de colonização dos *stepping stones*, dois aspectos da paisagem, descritos anteriormente, devem ser considerados: a presença de um fragmento de grande tamanho, para elevar a qualidade do ambiente, e a composição da matriz, onde a agricultura deve ser evitada.

Com isso, mostramos que a visão da persistência como processo espacial é essencial para avaliarmos ou planejarmos corredores ecológicos. No entanto, esse estudo não apresenta nenhuma predição direta sobre um aspecto importante da persistência de grandes felinos que é a variabilidade genética de suas sub-populações. Nesse caminho, para elaboração de estratégias de manejo e conservação da onça-pintada é importante compreender e caracterizar sua diversidade genética (Aulsebrook, 1989; O'Brien, 1994). A persistência em paisagens fragmentadas só pode ser possível com um determinado nível de movimentação

entre manchas (Hanski, 1994; Hanski, 1999), assim sugerimos que existe uma interação efetiva entre sub-populações, que precisa ser conveniente medido por técnicas de ecologia molecular para melhor avaliar o significado da estratégia de corredores ecológicos nessa paisagem.

## **7. LITERATURA CITADA**

Avise JC. 1989. Role of molecular genetics in recognition and conservation of endangered species. *Trends in Ecology and Evolution*;2796281.

Azevedo FCC, Murray DL. 2007. Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. *Journal of Wildlife Management*;2379-2386.

Bagchi S, Mishra C. 2006. Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). *Journal of Zoology*;217-224.

Barthem RB, Petrere-Jr M. 1991. Life Strategies of some Long-Distance Migratory Catfish in Relation to Hydroelectric Dams in the Amazon Basin. *Biological Conservation*;339-345.

Baum KA, Haynes KJ, Dillemt H, Cronin JT. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*;2671-2676.

Bélisle M, Desrochers A, Fortin MJ. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*;1893-1904.

Bisi J, Kurki S, Svensberg M, Liukkonen T. 2007. Human dimensions of wolf (*Canis lupus*) conflicts in Finland. *Eur J Wildl Res*;304-314.

Bogaert J, Van Hecke P, Salvador-Van Eysenrode D, Impens I. 2000. Landscape fragmentation assessment using a single measure. *Wildlife Society Bulletin*;875-881.

- Burnham KP, Anderson DR. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and IC in model selection. *Sociological Methods & Research*;261-304.
- Carvalho FMV, De Marco P, Ferreira LG. 2009. The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*;1392-1403.
- Chetkiewicz CL, Clair CCS, Boyce MS. 2006. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;317-342.
- Conforti VA, de Azevedo FCC. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*;215-221.
- Debinski MD, Holt RD. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*;342-355.
- Diniz-Filho JA, Bini LM. 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. *Global Ecology and Biogeography*;177-185.
- Eisenberg JF, Redford KH. 1999. *Mamíferos of the Neotropics*. Chicago: University of Chicago.
- Eisenberg JF. 1989. *Mamíferos of the neotropics*. Chicago: University of Chicago.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;487-515.
- Fahrig L, Merriam G. 1994. Conservation of fragmented population. *Conservation Biology*;50-59.

- Fischer J, Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*;265-280.
- Forman RTT. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Fortin MJ, Agrawal AA. 2005. Landscape ecology comes of ages. *Ecology*;1965-1966.
- Franklin JF, Lindenmayer DB. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS*;349-350.
- Gilpin ME. 1980. The role of stepping-stones islands. *Theoretical Population Biology*;247-253.
- Gustafson EJ. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*;143-156.
- Haila Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*;321-334.
- Hanski I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*;151-162.
- Hanski I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford: Oxford University Press.
- Hartley MJ, Hunter ML. 1998. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology*;465-469.
- Hatten JR, Averill-Murray A, van Pelt WE. 2005. A spatial model of potential jaguar habitat in Arizona. *Journal of Wildlife Management*;1024-1033.

IBGE ó Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2007. Disponível em:  
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtm>. Acesso  
em: 23 de março de 2009.

IBGE a ó Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2008. Cereais, Leguminosas e  
Oleaginosas 2007. Disponível em:  
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pamclo/2007/default.shtm>. Acesso  
em: 19 de fevereiro de 2009.

IBGE b ó Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2008. Produção pecuária municipal  
2007. Disponível em:  
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2007/default.shtm>. Acesso em:  
19 de fevereiro de 2009.

IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em 10  
de janeiro de 2010.

Kent M. 2007. Biogeography and landscape ecology. *Progress in Physical Geography*;345-  
355.

Kindlmann P, Burel F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*;879-890.

Legendre P, Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. 2 ed.

Legendre P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*;1659-1673.

Leitão AB, Ahern J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable  
landscape planning. *Landscape and Urban Planning*;65-93.



- Li X, He HS, Bu R, Wen Q, Chang Y, Hu Y, Li Y. 2005. The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *Pattern Recognition*;2626-2638.
- Lindenmayer DB, Cunningham RB, Pope ML, Donnelly CF. 1999. The response of arboreal marsupials to landscape context: a large-scale fragmentation study. *Ecological Applications*;594-611.
- Lindenmayer DB, Nix HA. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology*;627-630.
- MacArthur RH, Wilson WO. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, and E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)
- Metzger JP, Fonseca MA, Oliveira-Filho FJB, Martensen AC. 2007. O uso de modelos em ecologia de paisagens. *Megadiversidade*;64-73.
- Navaro-Serment CJ, López-González CA, Gallo-Reynoso JP. 2005. Occurrence of jaguar (*Panthera onca*) in sinaloa, México. *The Southwestern Naturalist*;65-106.
- O'Brien SJ. 1994. A role for molecular genetics in biological conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*;574865755.
- Palmeira FBL, Crawshaw-Jr PG, Haddad CM, Ferraz KMPMB, Verdade LM. 2008. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological Conservation*;118-125.

PROBIO a - Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira, 2004. Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Amazônia. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm?/>. Acesso em: 19 de fevereiro de 2009.

PROBIO b - Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira, 2004. Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm?/>. Acesso em: 19 de fevereiro de 2009.

Rabinowitz A. 1995. Asian nations meet in Thailand to discuss trans-boundary biodiversity conservation. *Natural History Bulletin*;23-26.

Rangel TFLVB, Diniz-Filho JA, Bini LM. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*;321-327.

Riitters KH, O'Neil RV, Hunsaker CT, Wickham JD, Yankee DH. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*;23-40.

Santos MJ, Pedroso NM, Ferreira JP, Matos HM, Sales-Luís T, Pereira I, Baltazar C, Grilo C, Cândido AT, Souza I, Santos-Reis M. 2008. Assessing dam implementation impact on threatened carnivores: the case of Alqueva in SE Portugal. *Environ Monit Assess*;47-64.

Seymour K L. 1989. *Panthera onca*. *American Society Mammalian Species*;1-9.

Simberloff D. 1974. Equilibrium theory of island biogeography and ecology. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;161-182.

- Sokal RR, Oden NL. 1978. Spatial autocorrelation in biology: Methodology. *Biological Journal of the Linnean Society*;199-128.
- Turner MG, Romme WH, Gardner RH, O'Neil RV, Kratz TK. 1993. A revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology*;213-227.
- Turner MG. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;171-197.
- Turner MG. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*;21-30.
- Turner MG. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;319-344.
- Wagner HH, Fortin MJ. 2005. Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics. *Ecology*;1975-1987.
- Zimmermann A, Walpole MJ, Leader-Williams N. 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*.

## **CONCLUSÃO**

### **CORREDORES ECOLÓGICOS E ONÇA-PINTADA**

Em nossa pesquisa, estudamos fatores determinantes para a ocorrência da onça pintada em ambientes fragmentados. Esses fatores devem ser considerados para o sucesso de corredores ecológicos para essa espécie, já, que tem sido considerado uma das propostas viáveis para seu manejo conservacionista (Sollman et al., 2008; Silveira et al., 2010). Assim, estudamos aspectos como a conectividade, predação de rebanho doméstico, importância de presas naturais e um possível conflito entre homem-predador para aliar a ciência com a conservação em termos práticos. Nossos resultados mostraram que os aspectos citados se dividem em duas classes de processos ecológicos: aqueles que possuem um componente espacial e aqueles que não possuem. A importância relativa desses fatores e a forma como interagem em sistemas naturais devem ser consideradas não apenas para compreender a distribuição observada da onça-pintada nas paisagens atuais, como também para propor estratégias efetivas para aumentar sua persistência em sistemas fragmentados. Dessa forma, buscamos aqui aprofundar algumas dessas questões.

## **1. PROCESSOS ECOLÓGICOS QUE POSSUEM COMPONENTE ESPACIAL**

O efeito espacial pode ser identificado na distribuição da onça-pintada por meio de seu movimento, que pode se dar por resposta individual ou através de interações tróficas com outras espécies que possuem populações móveis. Esse tipo de fenômeno é identificado em muitos outros estudos do gênero (Matthews & Gonzales, 2007; Liebhold et al., 2004). Para a onça-pintada, o componente espacial é afetado por sua grande capacidade dispersora (Skaller & Crawshaw Jr., 1980; Cavalcanti & Gese, 2009) e sua plasticidade ambiental, o que permite ocupar/usar vários tipos de vegetações com diferentes composições de presas (Cullen, 2006; Astete et al., 2008). Por outro lado, existem estudos que demonstram que essa espécie tende a utilizar com maior frequência determinados tipos de habitat (e.g. florestas aluviais ó Cullen, 2006). A combinação dessa capacidade de dispersão com uma

variação espacial da adequabilidade de habitats na paisagem faz com que áreas próximas a locais que tenham maior abundância da espécie sejam mais facilmente colonizados, gerando o contágio que foi observado em nossas análises.

O contágio age por diferentes vias em processos relacionados a essa espécie. O primeiro - e mais importante para a dinâmica em paisagens fragmentadas - é o contágio agindo sobre a colonização de manchas, o que demonstra o sucesso na conexão de fragmentos por meio de dinâmica metapopulacional (Hanski, 1994; Hanski, 1999). No entanto, outros componentes também são importantes para o movimento da onça-pintada em paisagens fragmentadas, sendo eles a presença de um fragmento de grande tamanho (para elevar a qualidade do ambiente), a composição da matriz (onde a agricultura deve ser evitada) e a presença de fragmentos de menores tamanhos (para aumentar a conectividade entre os grandes fragmentos) (ver resultados Capítulo 2). Esses componentes da paisagem, atrelados ao parâmetro espacial, remete ao conceito de *stepping stones* para manter ou restabelecer conectividade para a onça-pintada em uma paisagem. Os *stepping stones* têm recebido menor atenção como estratégia para a conservação, no entanto na ausência de cobertura vegetal continuamente disposta (conceito clássico de corredor) essa estratégia consiste em uma adequada opção (Gilpin, 1980; 1992; Baum et al., 2004), garantindo a persistência da espécie (Kindlmann & Burel, 2008).

O segundo processo trata sobre o equilíbrio do predador derivado da riqueza de presas, o que determina a persistência da espécie em uma mancha e interfere em seu movimento por meio de interação com presas. Nesse processo, o componente espacial apresenta resposta em múltiplas escalas, podendo agir de forma positiva ou negativa sobre a ocorrência da onça-pintada (ver Resultados Capítulo 1). Esse padrão está atrelado à capacidade dispersora da espécie, pois determina a distância máxima que a onça-pintada é capaz de se mover pela paisagem (Hanski, 1994). Assim, em maiores escalas há uma relação

negativa do componente espacial com a probabilidade de a espécie ocorrer e em menores escalas essa mesma relação é positiva.

## **2. PROCESSOS ECOLÓGICOS QUE NÃO POSSUEM COMPONENTE ESPACIAL**

Quando discutimos corredores para a onça-pintada, um fator imprescindível é o conflito homem-predador-presa ocasionado pela predação de rebanhos domésticos e, conseqüentemente, caça retaliativa do predador (Azevedo & Murray, 2007; Silveira et al., 2009; White & Lowe, 2008). Nessa dissertação, testamos aspectos causais do conflito homem-predador-presa e sua relação com a estabilidade do sistema. Ao contrário do encontrado para a ocorrência da onça-pintada, não constatamos evidência do componente espacial na predação de rebanhos domésticos, o que demonstra que esse processo é determinado por fatores locais. A predação de rebanhos domésticos foi determinada pela riqueza de presas, que age diretamente sobre a qualidade ambiental para a onça-pintada aumentando sua abundância e, conseqüentemente, a taxa de predação.

Esse resultado evidencia dificuldades na conservação da espécie, pois expressa que o conflito estará presente em locais com criação animal próximos a grandes áreas protegidas (onde há as maiores populações de onça-pintada) e em agroecossistemas que associam criação animal com sistemas naturais. Hoje, a melhor solução para o conflito homem-predador-presa é o desenvolvimento de esquemas de incentivo ao desenvolvimento econômico. Em regiões onde a principal atividade econômica é a pecuária, práticas que envolvam o manejo integrado de produção agropecuária e ecoturismo podem consistir em uma solução viável, pois o recurso adquirido por meio da visitação pode compensar o prejuízo causado pela perda de gado. Esse panorama é visto em muitas regiões do Pantanal, onde proprietários de fazenda associam a atividade pecuária com o turismo ecológico (Refúgio Ecológico Caiman, 2010).

### 3. CORREDORES ECOLÓGICOS E ONÇA-PINTADA: UMA CONSTATAÇÃO FINAL

Destacamos os fatores até então mencionados sob a abordagem de corredores devido ao número de corredores ecológicos e de biodiversidade que, atualmente, têm sido implementados. Normalmente, esses não passam por um estudo criterioso, ou mesmo sob qualquer estudo, para certificar-se sobre sua viabilidade. Assim, o delineamento errado de corredores possui consequências negativas para as interações humanas e para a biodiversidade (Noss, 1987; Tucker, 2000).

Um exemplo de interações entre homem e predador de consequências negativas foi o a morte de uma mulher e um urso-pardo (*Ursus arctos*) no corredor localizado na cidade de Canmore (Alberta, Canadá) (Chetkiewicz et al., 2006). Claramente baseado em poucos dados, nesse corredor não foi considerado os aspectos sócio-econômicos, já que sua localização era em uma região de uso humano (Chetkiewicz et al., 2006). A onça-pintada é uma espécie com poucos relatos de ataque a humanos e, portanto, a percepção negativa da espécie não é agravada por esse fator (Inskip & Zimmermann, 2009). No entanto, ela possui o potencial para tais ataques, assim delineamento errado de um corredor aumentar a percepção negativa que humanos tem da espécie, tornando sua conservação mais problemática.

O delineamento errado de corredores pode levar também a extinção de populações. Populações pequenas estão sujeitas à extinção por estocasticidade demográfica (Caughley, 1994), no entanto esse risco é agravado por fatores não-aleatórios como o aumento da exposição dos indivíduos a outros fatores de declínio (Noss, 1987). Corredores ecológicos podem expor espécies às pressões antrópicas, pois aumentam seu movimento pela paisagem que, na maioria dos casos, possuem atividades humanas. Dentre os fatores de declínio damos destaque à caça, processo influente sobre predadores devido ao conflito homem-predador-presa (Silveira et al., 2008). Para a onça-pintada, destacamos que muitos corredores não funcionam como um mecanismo de conexão de populações e sim como sumidouros, pois o



movimento da espécie na paisagem aumenta a chance de predação de rebanho doméstico e, conseqüentemente, de caça retaliativa do predador. Dessa forma, apenas grandes populações de onça-pintada conseguiriam ter um balanço positivo entre sucesso e óbito no movimento em uma extensa paisagem.

A eficiência de corredores ecológicos para poucos indivíduos depende de uma série de fatores ainda não compreendidos em sua totalidade. Assim, devido à urgência de medidas de conservação em proporções realmente significativas para a onça-pintada, corredores ecológicos devem focar em áreas com baixo custo de implementação e com número de indivíduos relevantes para a manutenção da espécie como um todo (Silveira et al., 2010). Essas dois fatores exigem que uma nova fase dessa pesquisa foque em análise de viabilidade populacional e na estrutura genética das populações como caráter prioritário para avaliar tanto a efetividade como a capacidade de manter uma dispersão geneticamente significativa em corredores implementados.

#### **4. LITERATURA CITADA**

- Astete S, Sollmann R, Silveira L. 2008. Comparative ecology of jaguars in Brazil. *Cat News*;9-14.
- Azevedo FCC, Murray DL. 2007. Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. *Journal of Wildlife Management*;2379-2386.
- Baum KA, Haynes KJ, Dilleth FP, Cronin JT. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*;2671-2676.
- Caughley, G. 1994. Directions in Conservation Biology. *Journal of Animal Ecology*;215-244.
- Cavalcanti SMC, Gese EM. 2009. Spatial Ecology and Social Interactions of Jaguars (*Panthera Onca*) in the Southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90(4):935-45.

- Chetkiewicz CL, Clair CCS, Boyce MS. 2006. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;317-342.
- Cullen Jr L. 2006. Jaguars as landscape detectives for the conservation atlantic forest in Brazil [dissertation]. University of Kent Canterbury. 192 p.
- Gilpim ME. 1980. The role of stepping-stones islands. *Theoretical Population Biology*;247-253.
- Hanski I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*;151-162.
- Hanski I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford: Oxford University Press.
- Inskip C, Zimmermann A. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*;18-34.
- Kindlmann P, Burel F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*;879-890.
- Liebhold A, Koenig WD, Bjornstad ON. 2004. Spatial synchrony in population dynamics. *Annual Review Ecological Evolution Systematics*;467-490.
- Matthews DP, Gonzalez A. 2007. The inflationary effects of environmental fluctuations ensure the persistence of sink metapopulations. *Ecology*;2848-2856.
- Noss RF. 1987. Corridors in real landscapes: A reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*;159-164.
- Refúgio Ecológico Caiman. 2010. <http://www.caiman.com.br/>. Acesso em: 5 de Janeiro de 2010.
- Schaller GB, Crawshaw PG. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica*;161-168.

- Silveira L, Boulhosa RLP, Astete S, Jácomo ATA. 2008. Management of domestic livestock predation by jaguars in Brazil. *Cat News*;26-30.
- Silveira L, Tôrres NM, Sollmann R, Furtado M, Jácomo ATA, Diniz-Filho JAF. 2010. Jaguars and corridors. *Animal Conservation* ó no prelo.
- Sollmann R, Tôrres NM, Silveira L. 2008. Jaguar conservation in Brazil: the role of protected areas. *Cat News*;15-20.
- Tucker NIJ. 2000. Linkage restoration: interpreting fragmentation theory for the design of a rainforest linkage in the humid Wet Tropics of north-eastern Queensland. *Ecological Management & Restoration*;35-41.
- Van Der Windt HJ, Swart JAA. 2008. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*;124-132.
- White PCL, Lowe P. 2008. Wild mammals and the human food chain. *Mammal Review*;117-122.

## Anexo 1: Questionário de entrevista com moradores locais

Este questionário é de caráter sigiloso e tem por objetivo caracterizar a ocorrência de algumas espécies da fauna brasileira e aspectos sobre a predação de rebanhos domésticos.

<b>1. Aspectos Gerais</b>																								
1.1. Informações Gerais Nome do entrevistador*: _____ Data*: ____/____/_____ Tempo de duração da entrevista: _____ minutos																								
1.2. Caracterização do local amostrado Unidade Amostral*: _____ Cidade*: _____ Latitude*: _____ Longitude*: _____ Propriedade Rural: <input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim Nome da Propriedade: _____ Possui reserva legal: <input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim Tamanho: _____ _____																								
<b>2. Perfil do Entrevistado</b>																								
Nome completo do entrevistado*: _____ Idade: _____ (caso não seja possível perguntar, apenas se certificar que possui mais de 15 anos) Função: _____ Há quanto tempo trabalha na região*: _____ Grau de escolaridade: <input type="checkbox"/> 1º Grau completo <input type="checkbox"/> 2º Grau completo <input type="checkbox"/> 3º Grau completo <input type="checkbox"/> Outro: _____																								
<b>3. Variáveis de Presença/Ausência</b>																								
3.1. Há ocorrência dessas espécies na região*? <b>Tatus</b> <table><tr><td><i>Cabassous unicinctus</i></td><td>tatu-rabo-mole. rabo de couro</td><td><input type="checkbox"/> não</td><td><input type="checkbox"/> sim</td></tr><tr><td><i>Dasyopus novemcinctus</i></td><td>tatu-verdadeiro. tatu-galinha</td><td><input type="checkbox"/> não</td><td><input type="checkbox"/> sim</td></tr><tr><td><i>Dasyopus septemcinctus</i></td><td>tatu-china. tatu-galinha. tatuí. tatu-folha</td><td><input type="checkbox"/> não</td><td><input type="checkbox"/> sim</td></tr><tr><td><i>Dasyopus kappleri</i></td><td>tatu de 15 quilos</td><td><input type="checkbox"/> não</td><td><input type="checkbox"/> sim</td></tr><tr><td><i>Euphractus sexcinctus</i></td><td>tatu-peba. tatu-peludo</td><td><input type="checkbox"/> não</td><td><input type="checkbox"/> sim</td></tr><tr><td><i>Priodontes maximus</i></td><td>tatu-canastra</td><td><input type="checkbox"/> não</td><td><input type="checkbox"/> sim</td></tr></table>	<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-rabo-mole. rabo de couro	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	tatu-verdadeiro. tatu-galinha	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim	<i>Dasyopus septemcinctus</i>	tatu-china. tatu-galinha. tatuí. tatu-folha	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim	<i>Dasyopus kappleri</i>	tatu de 15 quilos	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim	<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba. tatu-peludo	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim	<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim
<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-rabo-mole. rabo de couro	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim																					
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	tatu-verdadeiro. tatu-galinha	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim																					
<i>Dasyopus septemcinctus</i>	tatu-china. tatu-galinha. tatuí. tatu-folha	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim																					
<i>Dasyopus kappleri</i>	tatu de 15 quilos	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim																					
<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba. tatu-peludo	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim																					
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	<input type="checkbox"/> não	<input type="checkbox"/> sim																					

<b>Veados</b>		
<i>Blastocerus dichotomus</i>	cervo-do-pantanal. Cervo	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Mazama Americana</i>	veado-mateiro	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Mazama gouazoupira</i>	Veado-catingueiro, fuboca	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Veado-campeiro. veado galheiro	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<b>Porcos selvagens</b>		
<i>Pecari tajacu</i>	Caititu, cateto	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<b>Outros</b>		
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Capivara	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Dasyprocta sp</i>	Cutia	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Agouti paca ou Cuniculus paca</i>	Paca	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
<i>Rhea americana</i>	Ema	<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim
3.2. Há ocorrência de onça-pintada na região*? <input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim		
Se sim. como sabe? <input type="checkbox"/> visualização direta <input type="checkbox"/> rastro <input type="checkbox"/> esturro		
<input type="checkbox"/> possui couro ou crânio <input type="checkbox"/> alguém falou <input type="checkbox"/> Outro: _____		
3.3. Há casos de predação de rebanhos domésticos por onça-pintada na região*?		
<input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/> sim		
Se sim. como era? <input type="checkbox"/> Bezerro <input type="checkbox"/> Adulto		
<input type="checkbox"/> Coberto com folha <input type="checkbox"/> Não coberto com folha		
Que parte do animal foi comida? _____		
<b>4. Observações</b>		
_____		
_____		
_____		
_____		
_____		
_____		
_____		
_____		

Os quesitos seguidos do símbolo \* devem ser respondidos obrigatoriamente, caso contrário o questionário é descartado.