



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**AVALIAÇÃO DA PAISAGEM DO RIO IVINHEMA E SEUS AFLUENTES COMO  
CORREDOR PARA CONECTIVIDADE E PLANEJAMENTO DE CONSERVAÇÃO DA  
ONÇA-PINTADA (CARNIVORA: FELIDAE)**

Por

**VANESSA LAZARO MELO**

**NAZARÉ PAULISTA (SP), 2016**



## **ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**AVALIAÇÃO DA PAISAGEM DO RIO IVINHEMA E SEUS AFLUENTES COMO  
CORREDOR PARA CONECTIVIDADE E PLANEJAMENTO DE CONSERVAÇÃO DA  
ONÇA-PINTADA (CARNIVORA: FELIDAE)**

Por

VANESSA LAZARO MELO

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

PROF. DR. CLINTON JENKINS  
PROF. DR. HOWARD QUIGLEY  
PROF. DR. LAURY CULLEN JR.

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO  
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE

**Ficha Catalográfica**

Melo, Vanessa

Avaliação da paisagem do Rio Ivinhema e seus afluentes como corredor para conectividade e planejamento de conservação da onça-pintada, 2016. 46 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de Pesquisas ecológicas

1. Planejamento de conservação
2. Corredores
3. Onça-pintada

I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

**BANCA EXAMINADORA**

NAZARÉ PAULISTA (SP), 2016

---

Prof. Dr. Clinton Jenkins

---

Prof. Dr. Howard Quigley

---

Prof. Dr. Laury Cullen Jr.

Dedico esse estudo aos meus colegas profissionais que empenham suas vidas à desafiadora missão de garantir a conservação da biodiversidade.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus familiares pela paciência, apoio incondicional e encorajamento para que esse trabalho fosse realizado da melhor forma possível.

Ao Laury Cullen Jr. por ser um exemplo profissional e pela oportunidade concedida. Sua dedicação e parceria foram fundamentais para que os resultados fossem alcançados. Obrigada por acreditar no meu trabalho.

Ao Clinton Jenkins pela amizade, orientação e apoio. Foi uma grande satisfação poder ter obtido com você meus conhecimentos em SIG e do universo da pesquisa.

Ao Howard Quigley por proporcionar oportunidade e condições para o meu envolvimento com a conservação das onças-pintadas através da Iniciativa de Corredores para a Onça-Pintada no Brasil.

Ao Cláudio Valladares Pádua, Suzana Machado Pádua e todo o time do IPÊ pelo suporte institucional oferecido durante o período do mestrado. Os momentos de convivência e de aprendizado foram um grande privilégio. Também aos meus colegas de turma e amigos, em especial à Débora, Irina e Eduardo por garantirem momentos agradáveis durante os últimos dois anos.

Um agradecimento especial a Mariana Martins por ser uma amiga para todos os momentos no meu tempo de moradia em Nazaré Paulista (SP). Seu apoio e imensa hospitalidade não serão esquecidos.

Aos assistentes de campo Kauê Abreu e Carlos Cesar pela contribuição na fase de coleta de dados. Foram bons momentos de experiência e aprendizagem.

A todos os fazendeiros e moradores da área de estudo que contribuíram com conhecimento da biodiversidade durante as entrevistas.

À pesquisadora Mariana Nagy Baldi pela dedicação em colaborar com o trabalho, através do trabalho de campo, análises e revisão da dissertação. Sua orientação e receptividade foram fundamentais durante a condução dessa pesquisa.

Obrigada à Liz Claiborne Art Ortenberg e Panthera Foundation pelo apoio financeiro e concessão da bolsa e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) e Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Nova Andradina pelo apoio institucional concedido para a execução das atividades de campo. Agradeço também a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para que esta proposta fosse executada.

## SUMÁRIO

### Conteúdo

LISTA DE TABELAS .....	2
LISTA DE FIGURAS .....	3
LISTA DE ABREVIações.....	4
RESUMO .....	5
ABSTRACT.....	7
AVALIAÇÃO DA PAISAGEM DO RIO IVINHEMA E SEUS AFLUENTES COMO CORREDOR PARA CONECTIVIDADE E PLANEJAMENTO DE CONSERVAÇÃO DA ONÇA-PINTADA (CARNIVORA: FELIDAE) .....	9
1. INTRODUÇÃO.....	9
1.1 - Planejamento de conservação de paisagem em larga escala baseado em espécie.....	9
1.2 - Corredor como ferramenta de planejamento regional.....	10
1.3 - Planejamento de conservação da onça-pintada em larga escala .....	11
1.4 – Planejamento de conservação da onça-pintada no Brasil.....	14
2. OBJETIVOS.....	16
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	16
3.1 – Área de estudo .....	16
3.2 – Desenho de amostragem .....	17
3.3 – Análise dos dados .....	20
4. RESULTADOS .....	24
4.1 – Entrevistas.....	24
4.2 – Seleção de co-variáveis .....	25
4.3 – Ocupação e detecção da onça-pintada e suas presas espécies-presa da onça-pintada e avaliação do corredor .....	26
5. DISCUSSÃO.....	31
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	36
7. REFERÊNCIAS .....	38

## LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>página</u>
Tabela 1 – Frequência de ocorrência (%) das espécies-presa em amostras de fezes de onça-pintada de diferentes estudos de dieta no Brasil; valores representam a frequência média para a espécie particular de todos os estudos nos respectivos biomas, com valores máximos e mínimos entre parênteses. Em destaque, a frequência observada acima de 9% para cada espécie em pelo menos um dos biomas. ....	19
Tabela 2 – Co-variáveis selecionadas para avaliar influência sobre a probabilidade de detecção e de ocupação das espécies.....	21
Tabela 3 – Matriz de correlação de Spearman com destaque para os valores de $ r_s >0.50$ entre as co-variáveis altamente correlacionadas.. ....	25
Tabela 4 – Número de registros (detecções), número de sítios amostrais com detecções, porcentagem de sítios amostrais com detecções, probabilidade de ocupação estimada ( $\Psi$ ) e probabilidade de detecção estimada ( $p$ ) para a onça-pintada, porco-do-mato e cutia .....	28
Tabela 5 – Análise de seleção de modelos e coeficientes das co-variáveis (floresta, várzea, estrada e parque) de ocupação ( $\Psi$ ) para a onça-pintada, porcos-do-mato e cutia, com destaque para os valores de $\Delta AICc$ e $wAICc$ dos modelos com covariáveis que tiveram influência sobre cada espécie. ....	29

## LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Figura 1- Unidades de Conservação das Onças-pintadas com seus níveis de priorização e Corredores de Menor Custo.....	14
Figura 2- Corredor de estudo conectando o corredor do rio Aquidauana com o Parque Estadual Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. A área de estudo é representada por 52 sítios amostrais de 100 km <sup>2</sup> (5200 km <sup>2</sup> ), envolvendo parte dos rios Brilhante, Dourados, Ivinhema e Vacaria.....	17
Figura 3- Distribuição dos registros (detecções) de onça-pintada na área de estudo.....	27
Figura 4- Probabilidade de ocupação estimada para a cutia, porcos-do-mato e onça-pintada para cada sítio amostral do corredor. Para a onça-pintada, são apontados os sítios do corredor com alta adequabilidade, isto é, com estimativas de ocupação acima de 75%. Esses mesmos sítios também refletem a adequabilidade para as presas, dada pela estimativa de ocupação das espécies acima de 90%.....	30
Figura 5- Fragmentos florestais associados aos sítios amostrais de maior ocupação da onça-pintada... ..	31



## LISTA DE ABREVIACÕES

AIC	Critério de Informaco de Akaike
APA	rea de Proteo Ambiental
HydroSHEDS	Hydrological Data and Maps from Shuttle Elevation Derivatives at Multiple Scales
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBIO	Instituto Chico Mendes de Conservaco da Biodiversidade
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPE	Instituto de Pesquisas Ecológicas
IUCN	International Union for Conservation of Nature
JCU	Jaguar Conservation Unit
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MS	Mato Grosso do Sul
RPPN	Reserva Particular do Patrimnio Natural
SRTM	Shuttle Radar Topographic Mission
TNC	The Nature Conservancy
WCS	Wildlife Conservation Society
WWF	World Wildlife Fund

## RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

### AVALIAÇÃO DA PAISAGEM DO RIO IVINHEMA E SEUS AFLUENTES COMO CORREDOR PARA CONECTIVIDADE E PLANEJAMENTO DE CONSERVAÇÃO DA ONÇA-PINTADA (CARNIVORA: FELIDAE)

Por

Vanessa Lazaro Melo

Dezembro, 2016

Orientador: Prof. Dr. Clinton Jenkins

Corredores ecológicos são cruciais para a conservação de espécies com exigências por grandes áreas de vida como a onça-pintada. A adoção de um planejamento de conservação para a onça-pintada envolve a identificação e avaliação de corredores. Este estudo teve como objetivo avaliar a paisagem ao longo do rio Ivinhema e seus afluentes (centro-oeste do Brasil) como um corredor ecológico para a onça-pintada e sete de suas presas, além de identificar locais prioritários para a conservação da paisagem e planejamento de conectividade para a espécie. A área de estudo (5200 km<sup>2</sup>) foi dividida em 52 unidades de amostragem de 10 × 10 km (100 km<sup>2</sup>). Utilizamos um protocolo de entrevistas com residentes locais para coletar os dados sobre a onça-pintada e suas principais presas, considerando-se observações de indivíduos entre os anos de 2015 e 2016. A partir dos dados de detecção/não detecção foi estimada a probabilidade de ocupação de cada espécie e investigada a influência das características da paisagem. Para isso, utilizamos modelos de ocupação, onde a probabilidade de detecção e variáveis de amostragem foi incorporada. A onça-pintada teve uma probabilidade de detecção e ocupação de 30% e 68%, respectivamente. A proporção de várzea e floresta foram os principais fatores influenciando a ocupação da espécie. Porcos-do-mato (*Tayassu pecari*, *Pecari tajacu*) e cutia (*Dasyprocta* sp.)

apresentaram alta estimativa de ocupação. Para porcos-do-mato a seleção dos modelos indicou a importância da presença de várzea, enquanto que a ocupação da cutia foi influenciada pela proporção várzeas e florestas. Os veados (*Mazama* spp., *Blastocerus dichotomus* e outros) foram detectados em 51 sítios amostrais, não sendo possível realizar a modelagem de ocupação para esse grupo de presas. O mesmo foi observado para as demais espécies, capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), ema (*Rhea americana*), tatus (Dasipodidae) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tetradactyla*), que foram detectadas em todos os sítios amostrais. Áreas de maior probabilidade de ocupação da onça-pintada sobrepõem às dos porcos-do-mato e cutia, o que sugere que um planejamento de conservação da espécie direcionado à proteção dos sítios amostrais de maior ocupação também permite a conservação de suas presas. Os sítios amostrais do corredor com alta adequabilidade representam 15% da paisagem e estão distribuídas na porção inferior e média do rio Ivinhema e ao longo do rio Vacaria. Tais resultados indicam que a área de estudo pode ser considerada importante para a conectividade e planejamento de conservação da onça-pintada e apontam locais em que a restauração e proteção de habitats podem ser concentradas como forma de garantir a distribuição contínua de áreas viáveis para a espécie ao longo do corredor. Este estudo também permitiu reconhecer os maiores fragmentos florestais associados aos sítios amostrais de maior ocupação da onça-pintada e que podem ser considerados habitats importantes como abrigo e para deslocamento de animais.

Palavra-chave: planejamento de conservação; corredor; onça-pintada.

## ABSTRACT

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

### EVALUATION OF THE IVINHEMA RIVER LANDSCAPE AND ITS AFFLUENTS AS CORRIDOR FOR JAGUAR (CARNIVORA: FELIDAE) CONNECTIVITY AND CONSERVATION PLANNING

By

Vanessa Lazaro Melo

December, 2016

Advisor: Prof. Dr. Clinton Jenkins

Ecological corridors are crucial for the conservation of species that demand large areas to live, such as the jaguar. The adoption of conservation planning for the jaguar will necessarily involve the identification and evaluation of potential corridors. The objective of this study was to evaluate the landscape along the Ivinhema river and its tributaries (mid-west of Brazil) as an ecological corridor for the jaguar and of its prey species, in addition to identifying priority sites for landscape connectivity for the species. The study area of 5200 km<sup>2</sup> was divided into 52 sampling units of 10 × 10 km (100 km<sup>2</sup>). We used a protocol of interviews with local residents to collect data on jaguar and its main prey, considering observations of individuals between the years 2015 and 2016. From the detection / non-detection data, we estimated the probability of occupation of each species and investigated the influence of landscape characteristics. For this, we used occupation models, where the probability of detection and sampling variables was incorporated. The jaguar had a probability of detection and occupancy of 30% and 68%, respectively. The proportion of marshland and forest were the main factors influencing the occupancy by the species. Peccaries (*Tayassu pecari*, *Pecari tajacu*) and agouti (*Dasyprocta* sp.) presented a high estimate of occupancy. For peccaries, the model selection indicated the importance of the presence of marshland, while agouti

occupancy was influenced by the proportion of marshland and forests. The deer (*Mazama spp.*, *Blastocerus dichotomus* and others) were detected in 51 sampling sites, and it was not possible to perform the occupation modeling for this group of prey. The same was observed for the other species, capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), rhea (*Rhea americana*), armadillo (Dasipodidae) and anteater (*Myrmecophaga tetradactyla*), which were detected in all sampling sites. Areas that are more likely to be occupied by the jaguar overlap with those of the peccaries and agouti, suggesting that a conservation plan of the species directed to the protection of the highest occupancy sampling sites also allows the conservation of its prey. The sample sites of the corridor with high suitability represent 15% of the landscape and are distributed in the lower and middle portion of the Ivinhema River and along the Vacaria River. These results indicate that the study area can be considered important for the connectivity and conservation planning of the jaguar and point out places where the restoration and protection of habitats can be concentrated. This could guarantee the continuous distribution of viable areas for the species along the corridor. This study also allowed recognizing the largest forest fragments associated to the sample sites of greater occupation of the jaguar and that can be considered important habitats as shelter and for displacement of animals.

Key words: conservation planning; corridor; jaguar.

# **AVALIAÇÃO DA PAISAGEM DO RIO IVINHEMA E SEUS AFLUENTES COMO CORREDOR PARA CONECTIVIDADE E PLANEJAMENTO DE CONSERVAÇÃO DA ONÇA-PINTADA (CARNIVORA: FELIDAE)**

## **1. INTRODUÇÃO**

### **1.1 - Planejamento de conservação de paisagem em larga escala baseado em espécie**

Há consenso de que no último século o mundo tem passado por um processo de perda de biodiversidade e impacto sobre os ambientes naturais (BUTCHART et al., 2010). A biologia da conservação, sendo uma disciplina interdisciplinar, concentra esforços em conservação e proteção do meio ambiente em diversos níveis (genes, populações, espécies, habitats, ecossistemas, paisagens e biomas), bem como os vários processos ecológicos envolvidos (DOBSON et al. 1997; GROOM et. al., 2006). Buscando aplicar a teoria dessa ciência em um caráter prático, na última década a adoção de planejamento para a conservação da biodiversidade que considera amplas escalas e aspectos regionais tem ganhado destaque (JOHNSON et al 1999; MARGULES, PRESSEY, 2000). O propósito central de planejamento de conservação em escala regional é a identificação de um conjunto de áreas que melhor representem as espécies nativas, ecossistemas e processos ecológicos fundamentais que os sustentam (SOULÉ, TERBORGH, 1999).

Para planejamentos nessa perspectiva propõe-se a utilização de substitutos (“*surrogates*”) como ferramenta para definição dos objetivos, uma vez que é impossível considerar toda a biodiversidade regional em suas etapas (LAMBECK, 1997; WIENS et al. 2008). Estes substitutos podem ser uma espécie específica, grupo de espécies, um grupo taxonômico ou ainda diferentes tipos de habitat (MARGULES, PRESSEY, 2000). O uso de espécies como substitutos vem sendo bastante aplicado em estratégias de conservação e manejo da paisagem (BEIER, 1993; WIKRAMANAYAKE et al., 1998; CARO, O'DOHERTY, 1999; SOULÉ, TERBORGH, 1999, COPPOLILLO et al. 2004).

A adoção de espécies envolve o conceito de espécies de paisagem e focais. Espécie de paisagem são aquelas que utilizam áreas grandes e tem impacto significativo na estrutura e função dos ecossistemas naturais (REDFORD et al., 2000 apud SANDERSON et al., 2002). Já as espécies focais incluem um conjunto de conceitos como espécies-chave, indicadoras e espécies guarda-chuva (LAMBECK, 1997; SOULÉ, TERBORGH, 1999, HILTY et al., 2006). As espécies-chave são aquelas, cujo impacto de sua retirada na paisagem pode induzir modificações na estrutura do ecossistema, afetando direta ou indiretamente todos os níveis tróficos (MILLER, RABINOWITZ, 2002). Espécies indicadoras são aquelas cuja presença revela a qualidade do ambiente (MILLER, RABINOWITZ, 2002). As espécies guarda-chuva são as que possuem grande área de vida. Estratégias de conservação de uma espécie guarda-chuva permitem a conservação de várias outras espécies que estão sob suas exigências ecológicas e área de vida (LAMBECK, 1997; MILLER, RABINOWITZ, 2002; SIMBERLOFF, 1998). Este conceito é uma maneira de selecionar poucas espécies para interesse de conservação, admitindo-se que a proteção dessas tenderá a garantir a conservação de outras na paisagem (LAMBECK, 1997).

Um planejamento em grande escala baseado em espécies de paisagem e focais permite a elaboração de estratégias de manejo de acordo com a distribuição da espécie, não apenas em escala local onde medidas de conservação são, muitas vezes, ecologicamente inviáveis (GREGORINI, 2010). Isso porque medidas locais normalmente não asseguram populações viáveis em longo prazo, levando a populações pequenas e isoladas, susceptíveis ao risco de extinção por eventos estocásticos. Ademais, a prioridade de planejamentos de conservação baseado em espécies possibilita reconhecer diferentes características espaciais e de composição da paisagem importantes para atender a demanda de indivíduos e, conseqüentemente, definir áreas de conservação (LAMBECK, 1997).

## **1.2 - Corredor como ferramenta de planejamento regional**

A destruição de habitat impulsionada por atividades antrópicas tem levado à perda, redução e fragmentação de grandes áreas naturais e ao conseqüente declínio da biodiversidade (BUTCHART et al. 2010). A fragmentação, especificamente, possui maior impacto na viabilidade de populações em longo prazo (ZANIN, BRITO, 2014). A

presença de uma paisagem modificada representa barreira de dispersão para as espécies. Populações podem permanecer isoladas e restritas a manchas de habitat e se tornar mais susceptíveis a eventos estocásticos e à perda de diversidade genética, aumentando os riscos de extinção local (RIPPLE et al., 2014). Esse cenário de fragmentação possui impacto relevante principalmente para animais de grande porte que possuem exigências de grandes áreas para sobrevivência. Essas espécies podem requerer mais espaço do que áreas protegidas e sua sobrevivência dependerão da habilidade de deslocamento entre estas (SOULÉ, NOSS, 1998; CARROLL, MIQUELE, 2006; GROOM et al., 2006; HANSEN, DEFRIES, 2007; WOODROFFE, GINSBERG, 1998).

Os corredores ecológicos desempenham papel chave na reversão dos problemas gerados pela fragmentação. Corredores são definidos como espaços, geralmente com formato linear, que beneficiam o movimento de indivíduos entre manchas de habitat (SOULÉ, GILPIN, 1991, HILTY et al., 2006), ou como um espaço em que a conectividade entre espécies, ecossistemas e processos ecológicos é mantida ou restaurada em diferentes escalas (ANDERSON, JENKINS, 2006). Tais escalas podem variar desde a criação de pequenas conexões entre dois fragmentos de florestas até o planejamento de uma grande região visando interferir no modo como as pessoas manejam e utilizam os recursos naturais (ANDERSON, JENKINS, 2006).

### **1.3 - Planejamento de conservação da onça-pintada em larga escala**

A onça-pintada, maior felino das Américas, é considerada uma espécie de paisagem para planejamentos de conservação regional, em função do declínio de suas populações ao longo de sua distribuição (SANDERSON et al., 2002). Historicamente a espécie ocorria do sudoeste dos Estados Unidos ao sul da Argentina, ocupando 21 países (SWANK, TEER, 1989). Atualmente sua distribuição está restrita a menos de 50% do território original (SANDERSON et al., 2002).

A espécie é definida como “detetive ecológico”, uma vez que seus requerimentos para sobrevivência indicam fatores importantes para manutenção de grandes áreas *core* e paisagens conectadas em condições ecologicamente saudáveis (CULLEN et al., 2005). Dessa forma, a partir da seleção de habitats e outras exigências para a sobrevivência da espécie, são úteis em capturar elementos da paisagem, possibilitando



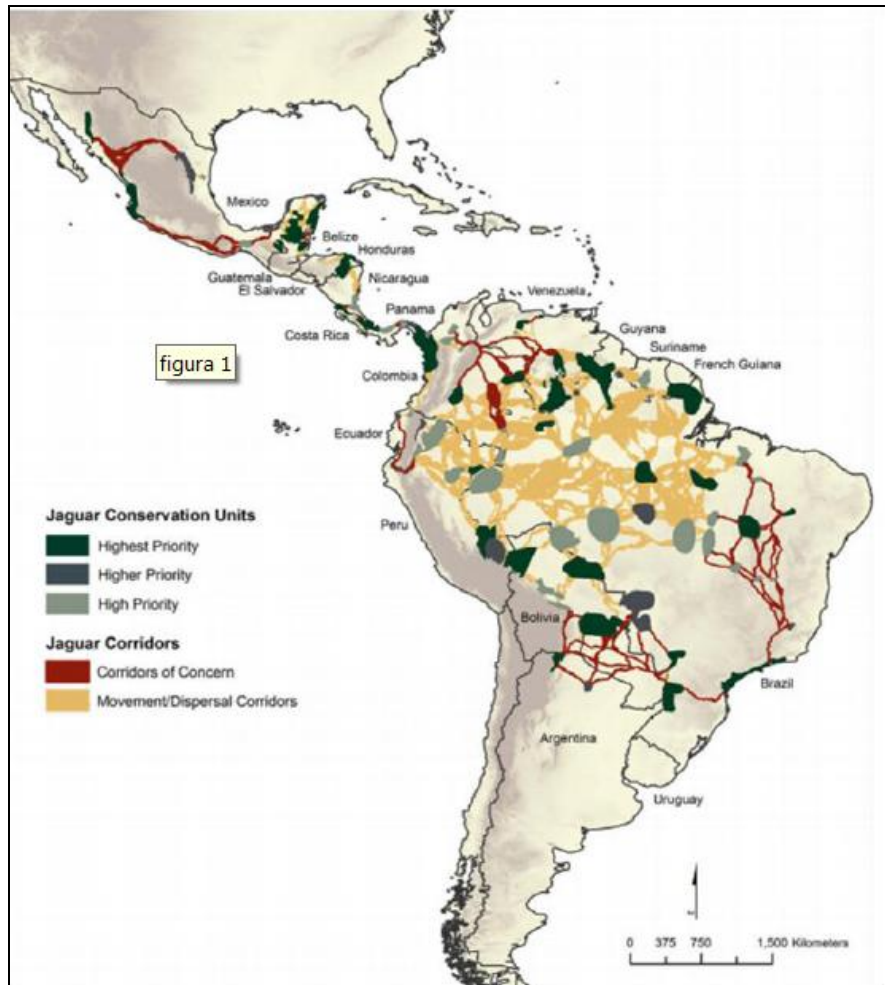
a identificação de áreas que auxiliem no manejo da conectividade, melhoria do habitat e a conservação da biodiversidade.

A onça-pintada é sensível a alterações ambientais devido suas características biológicas intrínsecas que incluem grande tamanho corporal, exigências por grandes áreas de vida, ocorrência em baixas densidades e pequenas taxas de crescimento populacional, sendo por isso considerada espécie indicadora (WOODROFFE, GINSBERG, 1998). Também pode ser considerada como uma espécie guarda-chuva ao assegurar a proteção das demais espécies e ecossistemas ao qual está inserida (LAMBECK 1997; SOULÉ, NOSS, 1998; THORNTON et. al. 2016). As suas principais ameaças incluem a perda de habitat e a fragmentação, declínio de suas presas e a caça (retaliatória, cultural, esportiva; PAVIOLO et al. 2016).

A adoção de um planejamento de conservação em grande escala tem sido aplicada para a onça-pintada. Esse planejamento envolve a definição de áreas importantes para a proteção da espécie definida como Unidades de Conservação das Onças-Pintadas (“*Jaguar Conservation Unit*” – JCU) e classificadas em dois tipos: (1) áreas reconhecidas por terem comunidade de presas estáveis, população de onça-pintada residente conhecida ou estimada (pelo menos 50 indivíduos reprodutivos) com chance de se manter viável ao longo dos próximos 100 anos; e (2) áreas contendo poucas onças, mas com habitat adequado e uma base de presa estável e diversa, suficiente para sustentar uma população se ameaças forem reduzidas (SANDERSON et al., 2002). Nesse planejamento, 16% da atual distribuição da onça-pintada (1,9 milhões de km<sup>2</sup>) são representadas por 90 JCU, sendo 32 áreas classificadas como importantíssimas para conservação da espécie (Figura 1; RABINOWITZ, ZELLER, 2010). O reconhecimento de que apenas as JCU não seriam suficientes para o planejamento de conservação da espécie, uma vez que populações poderiam permanecer isoladas, impulsionou a necessidade de incorporação do conceito de conectividade ao planejamento, com identificação de corredores potenciais entre as JCU, garantindo, assim, o fluxo gênico ao longo da distribuição da onça-pintada (RABINOWITZ, ZELLER, 2010, ZELLER et al., 2013). A definição dos corredores considerou o uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e opiniões de especialistas para a construção de uma superfície de custo de movimento da espécie

entre as JCUs através de modelos de menor custo (“*least-cost models*”). No processo de construção foram consideradas características da paisagem como tipo de uso de solo, altitude, porcentagem de vegetação, densidade populacional humana, distância de rodovias e de locais com presença humana capazes de afetar o movimento e sobrevivência dos indivíduos. Esse esforço apontou a identificação de 182 corredores que representam áreas de menor distância e menor custo de dispersão entre populações de onças-pintadas (corredores de dispersão). Na América do Sul 39 foram considerados preocupantes e vulneráveis por possuírem largura menor que 10 km e, portanto, passíveis de destruição nos próximos anos se não houver intervenções (Figura 1).

Uma estratégia de conservação regional desenhada em torno das necessidades de uma espécie – a onça-pintada – pode atuar como um guarda-chuva efetivo para conservação de habitats de alta qualidade e conseqüentemente conservar populações de outras espécies de mamíferos co-ocorrentes incluindo, por exemplo, mamíferos como veados, porcos-do-mato, tatus e tamanduás. Embora a onça-pintada seja considerada generalista em habitats e dieta, a espécie possui preferência por cobertura florestal e aversão a áreas impactadas pelo homem, o que pode aumentar a sua habilidade de predizer a conectividade para outros mamíferos simpátricos (THORNTON et. al. 2016).



**Figura 1** - Unidades de Conservação da onça-pintada com seus níveis de priorização e Corredores de Menor Custo (Fonte: ZELLER, RABINOWITZ, 2010).

#### 1.4 - Planejamento de conservação da onça-pintada no Brasil

Aproximadamente 30% das JCU (n=20) ocorrem no Brasil, o que torna o país importante para a conservação da onça-pintada (SANDERSON et al., 2002; SOISALO, CAVALCANTI, 2006; TORRES et al., 2008). A maior parte das JCU está localizada na Amazônia, que ainda possui grandes blocos de áreas naturais capazes de garantir populações viáveis da espécie em longo prazo, seguido da Mata Atlântica, Cerrado e Pantanal (NIJHAWAN, 2012).

A única JCU identificada para o Pantanal é reconhecida por ter comunidade de presas estáveis, população de onça-pintada residente conhecida ou estimada (pelo menos 50 indivíduos reprodutivos) com chance de se manter viável ao longo dos

próximos 100 anos (NIJHAWAN, 2012). Esse bioma apresenta a maior continuidade de habitats para a onça-pintada fora da Amazônia. Em decorrência de seu regime sazonal de cheias, o uso de solo antrópico de forma intensiva é dificultado, quando não inviável (SILVEIRA, 2004). Com uma densidade estimada de 3.2 a 7.0 indivíduos/100 km<sup>2</sup> (CRAWSHAW, QUIGLEY, 1991; SOISALO, CAVALCANTI, 2006; AZEVEDO, MURRAY, 2007), a espécie é considerada como quase ameaçada e apresenta altos níveis de diversidade genética (EIZIRIK et al., 2008; VALDEZ et al., 2015).

Na Mata Atlântica a onça-pintada é classificada como criticamente ameaçada estando ausente em aproximadamente 70% dos remanescentes florestais (AZEVEDO, CONFORTI, 2008; GALETTI et al., 2013). Sua população é extremamente reduzida (redução próxima de 85%; PAVIOLO et al. 2016), sendo estimado um total de menos de 300 indivíduos maduros distribuídos em subpopulações com menos de 50 animais (BEISIEGEL et al. 2012; PAVIOLO et al., 2016). Nesse bioma, a região do Alto do Rio Paraná é reconhecida como uma JCU de altíssima prioridade de conservação, sendo classificada como uma área contendo poucas onças, mas com habitat adequado e uma base de presa estável e diversa, suficiente para sustentar uma população se ameaças forem reduzidas (SANDERSON et al., 2002). Nessa área, a estrutura genética da espécie apresenta diferenças entre populações atribuídas à redução de fluxo gênico causado pela perda de conectividade (HAAG et al., 2010).

A JCU do Alto Rio Paraná engloba o Parque Estadual Ilhas e Várzeas do Rio Ivinhema, no sudeste do Mato Grosso do Sul, reconhecido por possuir uma população de onça-pintada com abundância estimada em 21 indivíduos e densidade entre 0.72 a 0.84 animais/100 km<sup>2</sup> (CULLEN et al. 2005). Modelagem da estrutura espacial de metapopulações da onça-pintada da região do Alto-Paraná sugere a adequabilidade de habitat da paisagem do rio Ivinhema, inserido no limite do Parque Estadual do Ivinhema, para a espécie (CULLEN et al. 2016). Esta região, portanto, pode ser indicada como corredor ecológico para a onça-pintada. Habitats associados a zonas ripárias ao longo de rios e cursos d'água garantem não somente processos ecológicos relacionados à ciclagem de nutrientes, solo e água, mas também servem como caminho para o movimento de organismos e, portanto, podem ser potenciais corredores para espécies que possuem preferência por habitats associados à água

(NOSS, 1991; NAIMAN et al., 1993; SILVEIRA et al., 2014). Dessa forma, para a onça-pintada, a cobertura vegetal nativa ao longo dos rios pode contribuir para o deslocamento dos animais da região e para dispersão de indivíduos provenientes do Parque Estadual. Ao se conectar com o único corredor definido pelas análises de menor custo entre a JCU do Pantanal e da região do Alto Paraná, localizado ao longo do rio Aquidauana, a região juntamente com os seus afluentes (rios Vacaria, Dourados e Brilhante) pode permitir planejamento de conservação em uma perspectiva de conectividade em larga escala.

## **2. OBJETIVOS**

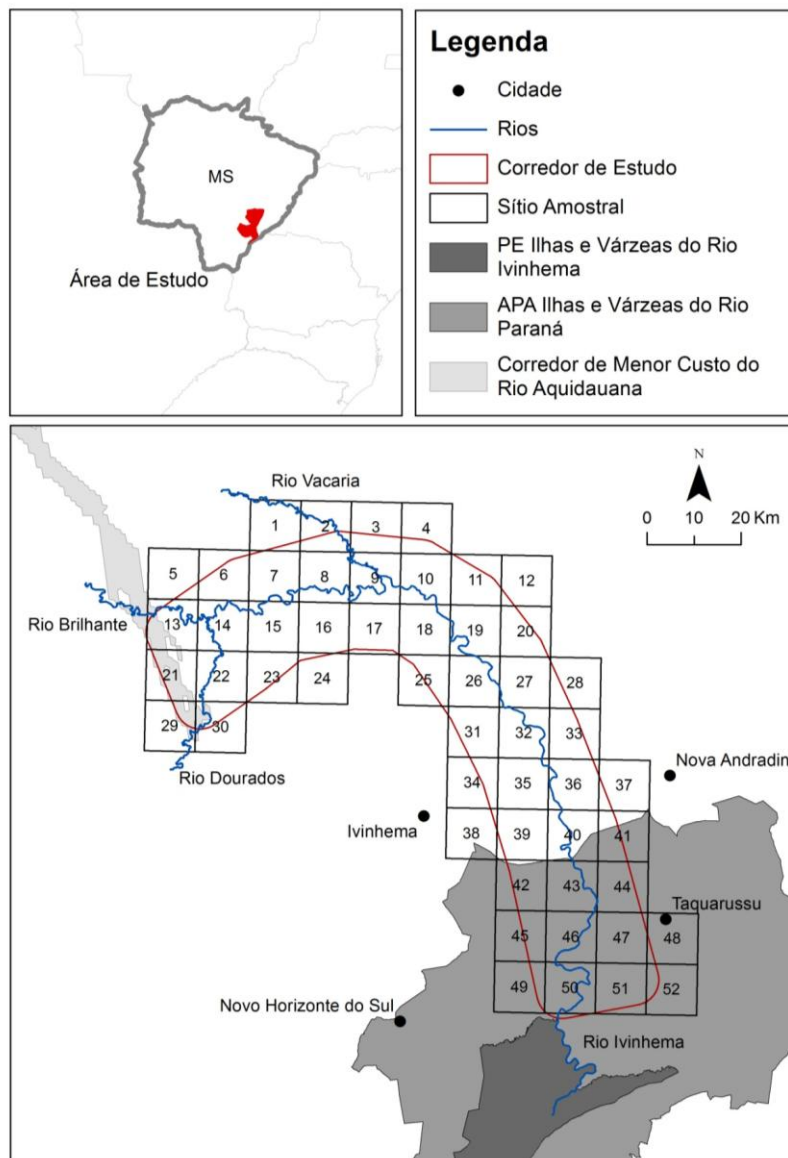
Investigar o potencial da região ao longo do Rio Ivinhema e seus afluentes como um corredor para a conservação da onça-pintada. Uma vez que o planejamento de conservação para a onça-pintada seja considerado guarda-chuva (THORNTON et. al. 2016), procurou-se também avaliar a ocupação de sete de suas presas, a fim de verificar a existência de disponibilidade de recursos alimentares para esses felinos, bem como avaliar o corredor proposto para a conservação dessas presas.

Os objetivos específicos foram: (1) avaliar a ocupação das onças-pintadas e suas presas ao longo da região; (2) identificar características da paisagem e os fatores de influência sobre a ocupação da onça-pintada e suas presas; (3) determinar áreas estratégicas para a conservação da onça-pintada no contexto local.

## **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **3.1 – Área de estudo**

A área de estudo (5200 km<sup>2</sup>) situa-se no sudeste do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil (figura 2). O clima da região segundo a classificação de Köppen é do tipo úmido com inverno seco e verão chuvoso. A temperatura média anual varia de 20 a 22°C e a precipitação média anual varia de 1400 a 1700 mm (OLIVEIRA et al., 2000). O bioma predominante é a Mata Atlântica, com presença da transição Cerrado/Mata Atlântica a nordeste (MMA, 2005).



**Figura 2** – Corredor de estudo conectando o corredor do rio Aquidauana com o Parque Estadual Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. Área de estudo é representada por 52 sítios amostrais de 100 km<sup>2</sup> (5200 km<sup>2</sup>), envolvendo parte dos rios Brilhante, Dourados, Ivinhema e Vacaria.

### 3.2 – Coleta de dados

Para definição do limite do corredor, foi construído um polígono de 20 km de largura a partir da margem dos rios Brilhante, Dourados, Ivinhema e Vacaria usando o software ArcGIS v.10.3. Na sequência, uma malha de grades de 10 × 10 km foram aplicadas sobre a região, sendo 52 unidades selecionadas como sítios amostrais, por estarem sobrepostas ao polígono do corredor, totalizando uma área de estudo de 5200 km<sup>2</sup> (Figura 1). O tamanho das unidades amostrais foi baseado na estimativa de área

de vida de fêmeas do Parque Estadual Várzeas do Rio Ivinhema (MS), dado que fêmeas da espécie são mais seletivas do que machos (CULLEN, 2006).

A metodologia para avaliar a ocorrência e a distribuição da onça-pintada consistiu em entrevistas às pessoas locais que conhecem a área e a vida silvestre da região (seguindo protocolo de ZELLER et al., 2011). Entrevistas com pessoas locais têm sido amplamente utilizadas em estudos ecológicos (WHITE et al., 2005). Técnicas mais convencionais para levantamento de espécies, como armadilhas fotográficas e transecção linear, demandam recursos raramente disponíveis. Além disso, quando realizados para espécies de baixa densidade e que possuem grandes áreas de vida resultam em baixas probabilidades de detecção, exigindo longos períodos de amostragem (VAN DE HOEVEN et al., 2004; PILLAY et al., 2011). Entrevistas, por outro lado, representam uma alternativa com baixos custos e dados coletados em um período curto de tempo, especialmente quando aplicados para estudos em áreas extensas. Pessoas locais são consideradas fontes de informações já que ou por morarem na área ou por realizarem deslocamentos constantes no local possuem maior percepção sobre a presença de espécies da região.

O protocolo utilizado foi desenvolvido para obter a detecção da onça-pintada e suas principais presas no contexto de avaliação e refinamento de corredores para a dispersão da onça. Embora o bioma predominante da região de estudo seja a Mata Atlântica, dada a presença de características da paisagem semelhantes ao Pantanal e de manchas de Cerrado, coletamos dados para as presas preferenciais relatadas para o Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal (com base em ASTETE (2008) e PORFÍRIO (2009)). A seleção destas foi baseada nos valores de frequência de ocorrência de espécies de médio (entre 2 e 10 kg) e grande porte (maiores que 10 kg) registradas em fezes de onças-pintadas. Foram consideradas apenas as presas com frequência acima de 9%. Para evitar falsas detecções, espécies facilmente confundidas como *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*, *Mazama* spp., *Blastocerus dichotomus* e outros, e, espécies da família Dasipodidae foram agrupadas em porcos-do-mato, veados e tatus, respectivamente. Outras demais presas incluem capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), cutia (*Dasyprocta* sp.), ema (*Rhea americana*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tetradactyla*).

**Tabela 1-** Frequência de ocorrência (%) das espécies-presa em amostras de fezes de onça-pintada de diferentes estudos de dieta no Brasil; valores representam a frequência média para a espécie particular de todos os estudos nos respectivos biomas, com valores máximos e mínimos entre parênteses. Em destaque, a frequência observada acima de 9% para cada espécie em pelo menos um dos biomas.

Espécies	Mata Atlântica	Pantanal	Cerrado
Cutia ( <i>Dasyprocta sp</i> )	0.0	<b>23.0</b>	0.0
Tatu ( <i>Dasytus sp</i> e outros)	<b>9.1 (8.5 – 22.0)</b>	0.0	0.0
Ema ( <i>Rhea americana</i> )	0.0	0.2 (0.0 – 0.8)	<b>13.0</b>
Capivara ( <i>Hydrochaeris hydrochaeris</i> )	1.6 (1.4 – 7.9)	<b>47.5 (14.0 – 100.0)</b>	0.0
Caititú ( <i>Pecari tajacu</i> )	<b>23.2 (7.8 – 37.5)</b>	2.9 (0.0 – 9.0)	0.0
Queixada ( <i>Tayassu pecari</i> )	7.6 (0.0 – 17.9)	7.2 (0.0 – 22.0)	<b>35.0</b>
Tamanduá-bandeira ( <i>Myrmecophaga tridactyla</i> )	<b>9.5 (0.0 – 57.1)</b>	0.9 (0.0 – 2.4)	<b>30.0</b>
Veado ( <i>Mazama sp.</i> e outros)	8.8 (2.8 – 23.7)	8.3 (0.0 – 26.4)	<b>13.0</b>

Referências: Astete et. al., (2008); Porfirio (2009).

Foram aplicadas três entrevistas em cada sítio amostral. Os entrevistados foram selecionados aleatoriamente, mantendo uma distância de pelo menos 1 km entre cada residência visitada. Foram considerados apenas aqueles que possuíam seis meses ou mais de moradia no sítio amostral e que estivesse em campo pelo menos 12 dias por ano (ZELLER et al. 2011). As entrevistas foram conduzidas informalmente por dois pesquisadores. Em função da possibilidade de existência de caça ilegal na área de estudo, no início de cada entrevista foi esclarecido que as informações eram destinadas apenas para fins de pesquisa conduzida por uma instituição não-governamental, sendo mantido o sigilo. Os entrevistados foram questionados sobre quais unidades amostrais frequentavam e quais espécies eram observadas em cada uma. Detecções válidas incluem apenas a observação de indivíduos registrada para os anos de 2015 e 2016. Para garantir a confiabilidade das respostas, foi solicitado que realizassem uma descrição dos animais e em seguida identificasse corretamente as espécies nas imagens apresentadas em uma prancha. Não foram consideradas para análise as informações de pessoas que apresentaram dúvidas quanto à identificação. Ademais, para cada avistamento de onça-pintada, com apoio de um mapa, foi solicitado aos entrevistados que descrevessem e apontassem os locais aproximados de observação dos animais. Também foram coletados dados pessoais dos entrevistados como idade, sexo, meios de transporte, razões para visitarem as



unidades de amostragem (ex., caça, cultivo, cuidar do gado, etc.), tempo de residência na área e frequência de visita às unidades amostrais.

### **3.3 – Análise dos dados**

Modelagem de ocupação foi aplicada sobre a matriz de detecção/não-deteção gerada pelas entrevistas para avaliar a ocupação de onças-pintadas e de suas presas (MAZKENZIE, 2006). Essa análise permite obter informações sobre proporção de área ocupada por uma espécie enquanto incorpora a sua probabilidade de detecção. A probabilidade de ocupação é definida como a probabilidade de que um sítio amostral selecionado aleatoriamente na área de interesse seja ocupado pela espécie. Enquanto que a probabilidade de detecção é a probabilidade de que ao menos um indivíduo da espécie seja detectado dado que a espécie habite a área de interesse (MACKENZIE et al. 2006). Um dos pressupostos dos modelos de ocupação é o de população fechada, isto é, uma população na qual não há recrutamento (imigração e nascimento) ou perdas (emigração e morte) durante o período de amostragem. Entretanto, desde que mudanças na população sejam ao acaso dentro do período de estudo e a ocupação seja interpretada como proporção de área usada, a premissa pode ser quebrada (MACKENZIE, NICHOLS, 2004). Uma vez que não foi possível assumir a premissa de população fechada e considerando que mudanças na população tenham sido aleatórias durante o período de estudo, a proporção de área ocupada  $\psi$  ( $\Psi$ ) no presente estudo foi interpretada como proporção de área usada.

Por considerar a diferença entre ocupação e detecção a modelagem de ocupação possui a vantagem de superar erros de omissão, ou seja, de não detecção quando a espécie está presente o que geram as falsas ausências em modelagem de dados de presença (MACKENZIE et al., 2005; MACKENZIE, 2006). O método de ocupação é considerado efetivo para monitoramentos de espécies que são raras, crípticas ou difíceis de serem detectadas (BAILEY et al., 2004; LINKIE et al., 2007; MACKENZIE et al., 2005; O'CONNELL et al., 2006). Este tipo de análise permite, também, reconhecer fatores de influência sobre a ocupação de espécies, garantindo, assim, aplicabilidade em planejamentos de conservação. A modelagem de ocupação tem sido aplicada em na identificação de regiões para conservação e planejamento de conectividade de grandes mamíferos como ursos-preguiça (DAS et al., 2014), elefantes

(EPPS et al., 2011) e tigres (HARIHAR, PANDAV, 2012) e onças-pintada (ZELLER et al. 2011; PETRACCA et al., 2013). Na América do Sul, modelagem de ocupação foi utilizada para avaliar a funcionalidade de um corredor entre Bolívia e Argentina, baseado na probabilidade de uso do habitat pela onça-pintada e suas principais presas (CUYCKENS et al., 2014). No Brasil, modelagem de ocupação, considerando informações obtidas por entrevista, foi aplicada para a caracterização de um corredor ecológico na Mata Atlântica também quanto à ocorrência da onça-pintada e suas presas (MAGGIORINI, 2013).

### Seleção de co-variáveis

As co-variáveis selecionadas para análise de modelagem de ocupação foram: distância de áreas protegidas, distância das rodovias, densidade demográfica (habitantes/km<sup>2</sup>), densidade da rede de drenagem e a proporção das classes de uso de solo (florestas, várzeas e áreas de uso antrópico - cana-de-açúcar/milho/soja e áreas abertas como solo exposto e pastagem; tabela 1). Todas foram mapeadas usando o software ArcGIS v.10.3.

**Tabela 2-** Co-variáveis selecionadas para avaliar influência sobre a probabilidade de detecção e de ocupação das espécies

	Co-variáveis	Ano	Resolução	Fonte
	Proporção de vegetação	2008	30 X 30	Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ)
	Proporção de várzea	2008	30 X 30	Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ)
	Proporção de áreas de uso antrópico (agricultura/solo exposto/pastagem)	2008	30 X 30	Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ)
Ocupação e Detecção	Distância de áreas protegidas	2015	1:250.000	Min. do Meio Ambiente (MMA)
	Distância de rodovias	2013	1:250.000	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)
	Densidade de rede de drenagem	2008	1 km	Plataforma AMBDATA de Variáveis Ambientais para a Modelagem de Distribuição de Espécies (INPE)
	Densidade demográfica	2010	1:250.000	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)

Detecção	Residência	2016	-	Entrevistas de Campo
	Meio de deslocamento	2016	-	Entrevistas de Campo
	Esforço de amostragem	2016	-	Entrevistas de Campo

---

As proporções das classes de uso de solo foram obtidas a partir da interpretação e classificação supervisionada, com checagem em campo, de imagens de satélite LANDSAT 5 (30 m), referentes ao ano de 2008 (Cullen et. al., 2005). As informações de rodovias, em escala de 1:250.000, foram obtidas da base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e inclui a presença de rodovias federais, estaduais e municipais. Foi realizada a seleção das principais rodovias da área de estudo, excluindo aquelas de acesso vicinal a propriedades rurais. As informações referentes a áreas protegidas provêm da base de dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA) que contém as categorias de Unidades de Conservação de Proteção Integral e Sustentável Federais, Estaduais e Municipais mapeadas no país. Para estas variáveis foi aplicada a distância euclidiana dos pixels em cada sítio amostral. Para obter informações sobre a hidrologia da região optou-se por utilizar a grade de densidade de drenagem (resolução espacial de 1 km) da plataforma AMBDATA de Variáveis Ambientais para a Modelagem de Distribuição de Espécies do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). A grade de densidade de drenagem provém de dados da rede de drenagem produzida pelo HydroSHEDS (Hydrological Data and Maps from Shuttle Elevation Derivatives at Multiple Scales), derivada das imagens SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission) e com resolução original de aproximadamente 500 metros (Lehner et al., 2006). Os dados disponíveis pelo HydroSHEDS (Hydrological Data and Maps from Shuttle Elevation Derivatives at Multiple Scales) foram desenvolvido por pesquisadores do World Wildlife Fund (WWF) em parceria com o U.S. Geological Survey, o Centro Internacional de Agricultura Tropical, The Nature Conservancy (TNC) e o Centro de Pesquisas de Sistemas Ambientais da Universidade de Kassel (LEHNER et al., 2006). A grade de densidade de drenagem disponibilizada foi gerada a partir da aplicação de um algoritmo de interpolação espacial de 1 km (Kernel; XIMENES, 2008). Informações sobre presença humana inclui a densidade demográfica (habitantes/km<sup>2</sup>) e provêm da

base de dados de setores censitários do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), referentes ao ano de 2010. Todas foram testadas em uma matriz de correlação de Spearman, usando o software R 2.13.0 (R Development Core Team 2011), sendo realizada a seleção entre aquelas correlacionadas ( $|r| > 0.50$ ).

As co-variáveis relacionadas à probabilidade de detecção das espécies-alvo consideradas foram: proporção de dias anos do ano em campo (esforço amostral), número de anos de familiaridade com o sítio amostral (residência) e principal meio de transporte utilizado para deslocamento (transporte). Os meios de deslocamento foram classificados quantitativamente em: (1) de menor impacto sobre a detecção (a pé), (2) de impacto intermediário (uso de animal e/ou veículos não motorizados) e (3) de maior impacto (veículos motorizados). Uma vez que características da paisagem podem influenciar a detecção dos animais, também foram utilizadas as co-variáveis de habitat nas estimativas de probabilidade de detecção.

### **Construção dos modelos de ocupação**

Os históricos de detecção (H) para cada sítio amostral foram construídos para todas as espécies. Para cada sítio amostral, as detecções das espécies foram definidas como “1” e não detecção como “0”. Os dados foram analisados usando o programa PRESENCE (v 9.9; HINES, 2010) utilizando modelos single-season (MACKENZIE et al., 2002). Para cada espécie foi gerado um modelo geral para  $p$  com todas as co-variáveis potenciais de detecção mantendo a probabilidade de ocupação ( $\Psi$ ) constante (MACKENZIE, 2006). Na sequência, as co-variáveis de ocupação foram inseridas uma a uma, para determinar qual destas tem maior efeito na probabilidade de ocupação das espécies. A probabilidade de ocupação em cada sítio amostral para cada espécie foi dada pela média das estimativas dos modelos (“*model averaged estimate*”).

### **Seleção dos modelos**

Os modelos foram ranqueados utilizando o Critério de Informação de Akaike (“*Akaike Information Criterion*”) para pequenas amostras (AICc), adotando como “n” o número de sítios amostrais (BURNHAM, ANDERSON, 2002). Este método usa o princípio da parcimônia para produzir um modelo ajustado com um menor número de

parâmetros necessários. O  $\Delta AICc$ , uma medida relativa de adequação de cada modelo em relação ao de menor AIC, foi usado para comparar os modelos com co-variáveis. As co-variáveis determinantes mais prováveis da ocupação para cada espécie foram definidas a partir da classificação dos melhores modelos ( $\Delta AICc < 2$ ; BURNHAM, ANDERSON, 2002). Além disso, foi avaliada a importância relativa de cada covariável, examinando os intervalos de confiança de 95% (ICs), dada pelas estimativas Beta (BURNHAM, ANDERSON, 2002).

### **Mapas preditivos de probabilidade de ocupação e avaliação da área de estudo**

Para a avaliação do corredor, considerando áreas de maior potencial para ocupação das espécies, foram consideradas as estimativas de ocupação da onça-pintada e suas presas em cada sítio amostral. Os mapas gerados foram construídos no software ArcGIS 10.4. Foram considerados de alta adequabilidade para o corredor sítios amostrais com probabilidades de ocupação maiores que 75% para a onça-pintada e 90% para as presas (ZELLER et al., 2011).

## **4. RESULTADOS**

### **4.1. Entrevistas**

Nas 137 entrevistas realizadas entre fevereiro/março e julho/agosto de 2016, a média de idade dos entrevistados foi de 44 (18-82) anos. A média do tempo de moradia nos sítios amostrais foi de 15,9 anos ( $\pm 12,1$ ). Os entrevistados desenvolvem como atividade principal o cuidado do gado (79.5%; n=109), sendo a maior parte funcionários de fazendas que residem na zona rural (n=105). Esse grupo representou a principal fonte de informação sobre a fauna local. Entre os que disseram trabalhar com o gado, aproximadamente 76% (n=83) passam pelo menos 20 dias por mês (5 a 7 dias por semana) em campo para vistorias e tratamento do rebanho nas pastagens. A maior parte dedica grande parte da rotina diária dentro das propriedades rurais em que moram e trabalham, apresentando, portanto, pouco deslocamento para áreas mais distantes. Outras atividades desenvolvidas pelos entrevistados foram o cultivo e colheita de plantações como soja, milho e mandioca, pesca e caça de javali. O principal

meio de deslocamento utilizado inclui o uso de animais domesticados como o cavalo (71,5%; n=98), principalmente dentro das propriedades rurais. Outros meios de deslocamento citados foram trator, carro, moto e caminhada a pé.

#### 4.2. Seleção de co-variáveis

Em relação às classes de uso do solo, usos antrópico (pastagens, agricultura em larga-escala de grãos como soja e milho e lavouras de cana-de-açúcar) representam 71% da paisagem da área de estudo enquanto várzeas e florestas representam, respectivamente, 19% e 9% (Figura 3). A região possui apenas duas UCs, sendo a APA Ilhas e Várzeas do Rio Paraná e o Parque Estadual Ilhas e Várzeas do Rio Ivinhema. Para análise, foi considerada apenas a distância em relação à área protegida mais restritiva, o Parque Estadual. As co-variáveis densidade demográfica, densidade de drenagem e a proporção de áreas de uso antrópico foram excluídas por estarem correlacionadas ( $r_s > 0.50$ ) com distância do parque estadual, várzea e proporção de uso antrópico, floresta e várzea, respectivamente (Tabela 3).

**Tabela 3** – Matriz de correlação de Spearman com destaque para os valores de  $|r_s| > 0.50$  entre as co-variáveis altamente correlacionadas.

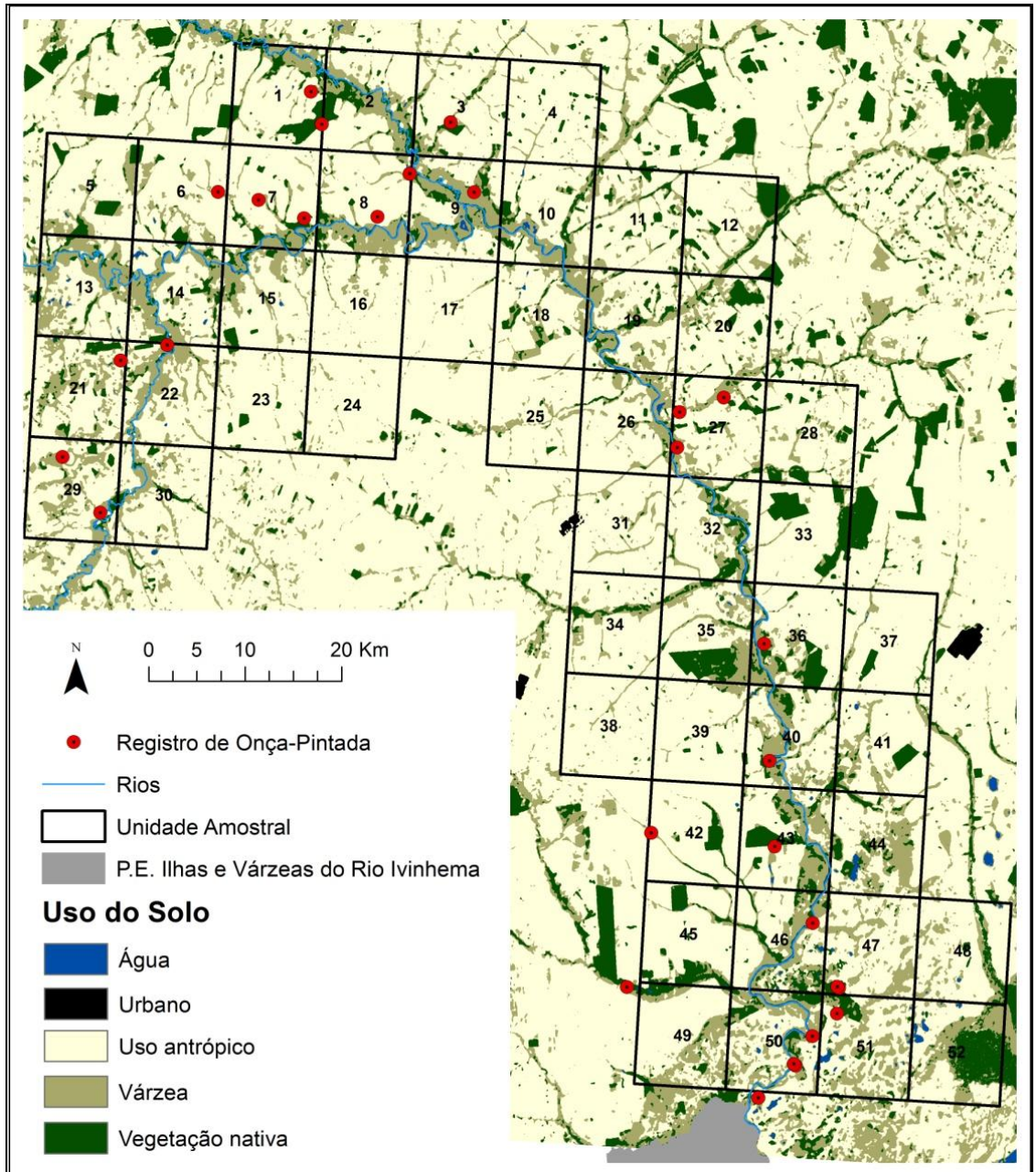
	Dens. Demo	Dens. Dren	Dist. Estrada	Dist. Parque	Prop. Flor	Prop. Varz	Prop. Uso Antrop.
Dens. Demo.	1.00	0.13	0.08	<b>-0.53</b>	-0.26	-0.06	0.11
Dens. Dren.	-	1.00	0.37	0.01	0.20	<b>0.55</b>	<b>-0.53</b>
Dist. Estrada	-	-	1.00	-0.25	0.41	0.19	-0.35
Dist. Parque	-	-	-	1.00	-0.11	-0.03	0.08
Prop. Flor.	-	-	-	-	1.00	0.44	<b>-0.70</b>
Prop. Varz.	-	-	-	-	-	1.00	<b>-0.93</b>
Prop. Uso Antrop.	-	-	-	-	-	-	1.00

Dens. Demo: densidade demográfica (habitantes/km<sup>2</sup>); Dens. Dren: Densidade de drenagem; Dist. Estrada: Distância de Estrada; Dis. Parque: Distância do Parque; Prop. Flor.: Proporção de Floresta; Prop. Varz.: Proporção de Várzea; Prop. Uso Antrop.: Proporção de Uso Antrópico.

### **4.3. Detecção e ocupação da onça-pintada e suas presas e avaliação do corredor**

A ocupação dos porcos-do-mato e cutia variou de acordo com características da paisagem. Para porcos-do-mato a seleção dos modelos indicou a importância da presença de várzea, enquanto que a ocupação da cutia foi influenciada pela proporção várzeas e florestas (Tabela 5). Os veados foram detectados em 51 sítios amostrais, não sendo possível realizar a modelagem de ocupação para esse grupo de presas. O mesmo foi observado para as demais espécies que foram detectadas em todos os sítios amostrais (Tabela 4).

Foram registradas 25 detecções de onças-pintadas entre os anos de 2015 e 2016 (Figura 3), apontada por 16% dos entrevistados (n=23). Embora os modelos florestas e várzeas não tenham diferido significativamente em relação ao modelo nulo, foram considerados de maior peso ( $\Delta AICc < 2$ ; maior  $wAICc$ ), indicando alguma importância para a ocupação da espécie (Tabela 5). A maior parte dos sítios amostrais (n=36) possui probabilidade de ocupação para a onça-pintada acima de 60%. Os sítios amostrais do corredor com alta adequabilidade (n=8) representam 15% da paisagem e estão distribuídas na porção inferior e média do rio Ivinhema e ao longo do rio Vacaria (Figura 4). A paisagem possui pelo menos cinco fragmentos florestais significativos (maiores que 800 hectares -- sítios amostrais 1/2, 35, 36, 43, 52) associados aos sítios amostrais de maior ocupação da onça-pintada (Figura 5).



**Figura 3** – Distribuição dos registros (detecções) da onça-pintada na área de estudo.



**Tabela 4-** Número de registros (detecções), números de sítios amostrais com detecções, porcentagem de sítios amostrais com detecções, probabilidade de ocupação estimada ( $\Psi$ ) e probabilidade de detecção estimada ( $p$ ) para a onça-pintada, porco-do-mato e cutia.

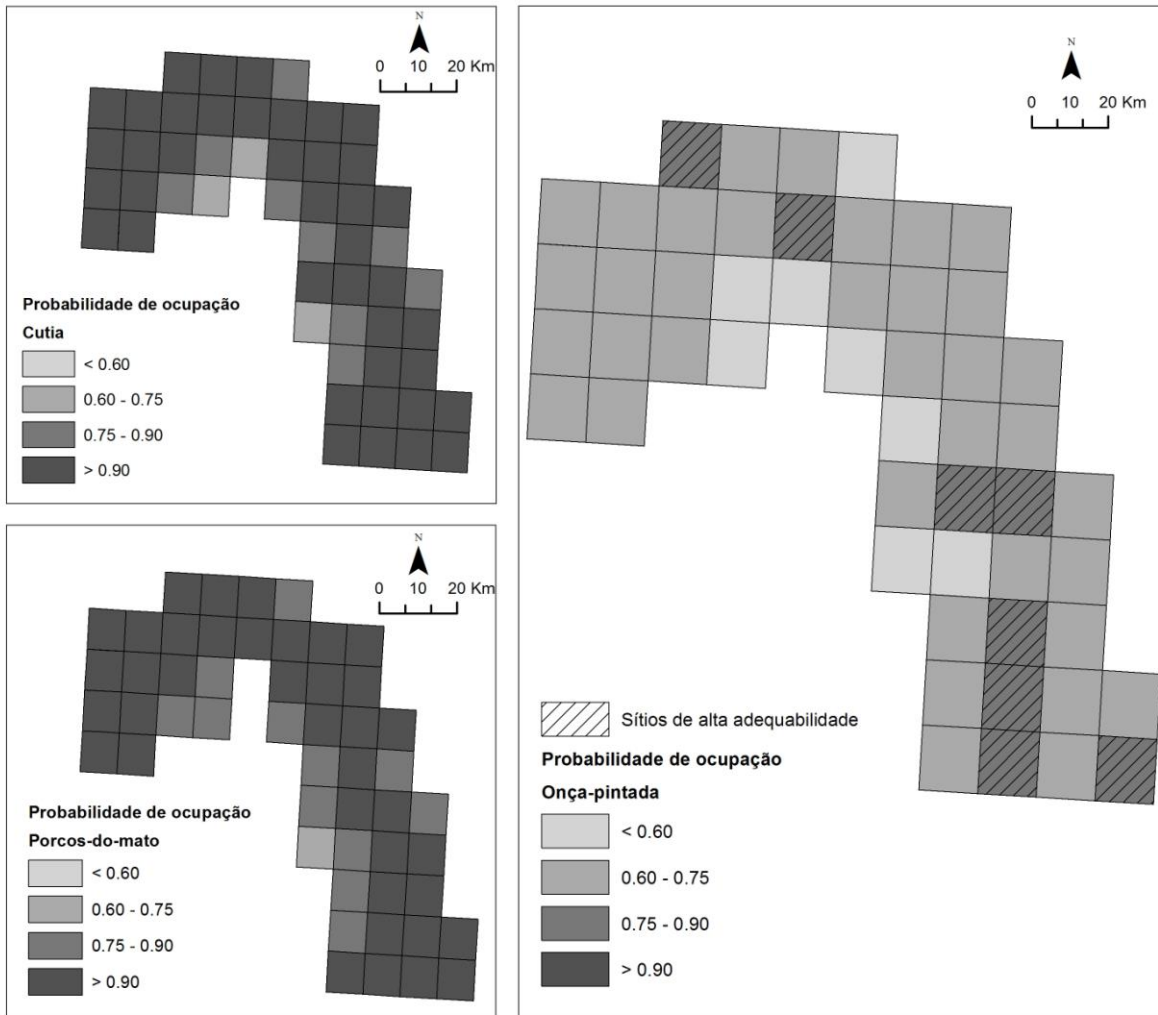
Espécie	N detecções	N sítios com detecções	% sítios amostrais com detecções	Prob. Ocup ( $\Psi$ )	Prob. Det. ( $p$ )
Onça-pintada	25	19	36	0.68 ( $\pm$ 0.06)	0.30 ( $\pm$ 0.08)
Capivara	140	52	100	-	-
Cutia	110	49	94	0.94 ( $\pm$ 0.09)	0.75 ( $\pm$ 0.04)
Ema	150	52	100	-	-
Porco-do-mato	97	46	88	0.92 ( $\pm$ 0.07)	0.68 ( $\pm$ 0.04)
Tamanduá-bandeira	146	52	100	-	-
Tatu	148	52	100	-	-
Veado	114	51	98	-	-

**Tabela 5-** Análise de seleção de modelos e coeficientes das co-variáveis (floresta, várzea, estrada e parque) de ocupação ( $\Psi$ ) para a onça-pintada, porcos-do-mato e cutia, com destaque para os valores de  $\Delta AICc$  e  $wAICc$  dos modelos com covariáveis que tiveram influência sobre cada espécie.

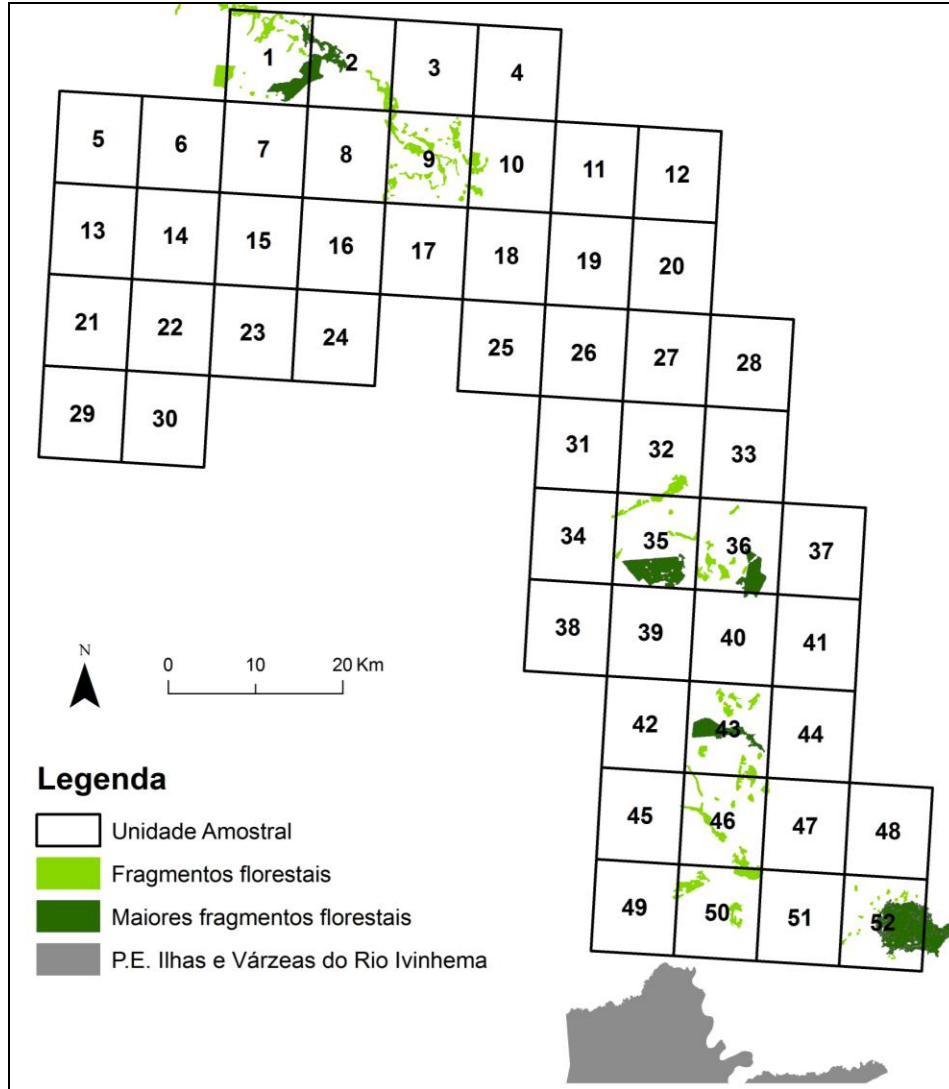
Modelo	AICc	$\Delta AICc$	wAICc	K	-2LLL	Estimativa Beta			
						Floresta	Várzea	Estrada	Parque
<b>Onça-pintada</b>									
$\Psi$ (floresta) $p$ (geral) <sup>1</sup>	142.03	<b>0.00</b>	<b>0.35</b>	6	128.16	12.96 ( $\pm 9.69$ )	-	-	-
$\Psi$ (várzea) $p$ (geral)	142.55	<b>0.52</b>	<b>0.27</b>	6	128.68	-	3.70 ( $\pm 3.20$ )	-	-
$\Psi$ (.) $p$ (geral)	143.41	1.38	0.17	6	129.54	-	-	-	-
$\Psi$ (estrada) $p$ (geral)	143.95	1.92	0.13	6	130.08	-	-	0.00 ( $\pm 0.00$ )	-
$\Psi$ (parque) $p$ (geral)	145.05	2.99	0.08	6	131.15	-	-	-	0.00 ( $\pm 0.00$ )
<b>Porco-do-mato</b>									
$\Psi$ (várzea) $p$ (geral) <sup>2</sup>	205.33	<b>0.00</b>	<b>0.62</b>	5	194.03	-	14.38 ( $\pm 8.97$ )	-	-
$\Psi$ (.) $p$ (geral)	207.47	2.14	0.21	4	198.62	-	-	-	-
$\Psi$ (floresta) $p$ (geral)	208.03	2.70	0.16	5	196.73	27.53 ( $\pm 32.22$ )	-	-	-
<b>Cutia</b>									
$\Psi$ (várzea) $p$ (geral) <sup>1</sup>	189.56	<b>0.00</b>	<b>0.45</b>	6	175.69	-	24.15( $\pm 9.52$ )*	-	-
$\Psi$ (floresta) $p$ (geral)	189.79	<b>0.23</b>	<b>0.40</b>	6	175.92	53.37 ( $\pm 18.38$ )*	-	-	-
$\Psi$ (.) $p$ (geral)	191.86	2.30	0.14	6	177.99	-	-	-	-

\* Valores significativos da estimativa beta considerando intervalo de confiança de 95%.

<sup>1</sup>  $p$ (geral) = transporte + esforço amostral + residência + floresta+várzea; <sup>2</sup>  $p$ (geral) = transporte + esforço amostral + residência.



**Figura 4** – Probabilidade de ocupação estimada para a cutia, porcos-do-mato e onça-pintada para cada sítio amostral do corredor. Para a onça-pintada, são apontados os sítios do corredor com alta adequabilidade, isto é, com estimativas de ocupação acima de 75%. Esses mesmos sítios também refletem a adequabilidade para as presas, dada pela estimativa de ocupação das espécies acima de 90%.



**Figura 5** – Fragmentos florestais associados aos sítios amostrais de maior ocupação da onça-pintada.

## 5. DISCUSSÃO

Os resultados revelam a ocorrência da onça-pintada na área de estudo. A região representa uma paisagem dominada por usos antrópicos e com poucos habitats disponíveis para a espécie. Os sítios amostrais de alta adequabilidade correspondem 15% da paisagem, indicando que o corredor possui poucas áreas para garantir a persistência de uma população com alta densidade. Esse contexto é alarmante, considerando que a manutenção da conectividade das populações de onça-pintada ao

longo de sua distribuição é um dos principais objetivos para sua conservação (RABINOWITZ, ZELLER, 2010; ZELLER et al., 2013). Entretanto, a alta estimativa de ocupação da espécie (0.68) na área de estudo permite reconhecer o corredor como importante para a conectividade e planejamento de conservação da onça-pintada, uma vez que aponta a sobrevivência de indivíduos em uma paisagem antropizada e sem proteção.

A probabilidade de detecção da onça-pintada de 30% é similar aos resultados obtidos na avaliação do corredor de Nicarágua (ZELLER et al. 2011) e na avaliação do corredor da Mata Atlântica costeira (MAGIORRINI, 2013). Segundo Mackenzie (2006), a probabilidade de detecção é alta quando acima de 50%. Entretanto, para carnívoros elusivos como a onça-pintada, altas detecções são pouco esperadas. A ocupação da espécie foi influenciada positivamente pela proporção várzeas e florestas. Esses felinos apresentam alta dependência por florestas (AZEVEDO, MURRAY, 2007; CAVALCANTI, GESE, 2009; SOLLMANN et al., 2012; DE ANGELO et al., 2013, 2011). Fragmentos florestais podem exercer influência principalmente para as fêmeas. Enquanto machos possuem maior tolerância a paisagens alteradas, fêmeas apresentam maior preferência por florestas devido a maior abundância de presas e cobertura arbórea mais densa, dois fatores favoráveis à criação de filhotes (CONDE et al. 2010).

Cullen et al. (2016) indica que a persistência de populações da onça-pintada identificadas na região do Alto Rio Paraná são dependentes em grande parte da dispersão de indivíduos de outras populações. Nesse contexto, o aumento da conectividade e manutenção de corredores pode aumentar a viabilidade da espécie. Os maiores fragmentos florestais associados aos sítios amostrais de maior ocupação da onça-pintada podem ser considerados espaços de escape seguro ("*saving escape*"), sendo importantes como abrigo e para deslocamento de animais. Os menores fragmentos e dispersos na paisagem também podem desempenhar papel chave como trampolins ecológicos ("*stepping stones*"), garantindo locais de descanso e alimentação durante movimentos de dispersão (CULLEN, 2006). Para os sítios com menor ocupação, florestas ripárias ao longo de pequenos córregos conectados aos rios também podem contribuir com a conectividade (NAIMAN, ROGERS, 1997). Estes

locais permitem migrações laterais dos indivíduos, possibilitando a colonização de manchas florestais mais distantes e inseridos na matriz antrópica.

Assim como florestas, a várzea também propicia refúgio para a espécie, uma vez que dificulta a acessibilidade por humanos, protegendo-a de eventos de caça, bem como, reduzem as chances dos animais utilizarem a matriz antrópica, o que minimiza riscos de abate de indivíduos resultantes de conflitos causados pela predação de gado. Esse habitat representa uma área produtiva, que pode garantir disponibilidade de alimento e maior possibilidade de captura de presas associadas ao ambiente, como porcos-do-mato, capivaras e cervos do pantanal (CULLEN et al., 2013). Ademais, a várzea ao longo dos rios pode atuar como um corredor para a espécie, propiciando a conectividade entre os sítios amostrais.

A importância das várzeas para a onça-pintada indica a necessidade de medidas de priorização para garantir sua conservação, principalmente diante do atual cenário de alteração do Código Florestal, em que a redução dos limites das APPs às margens de cursos d'água exclui proteção desses ambientes e não impede sua exploração econômica. Essa medida política favorece a drenagem dos solos alagáveis principalmente para expansão de pastagens, causando uma redução da disponibilidade de habitat para a onça-pintada o que pode comprometer a sua ocorrência na região. Adicionalmente, o estabelecimento de atividades agropecuárias com criações de gado nesses locais pode facilitar a predação dos animais domésticos onde a espécie ocorre, o que pode levar a conflitos com fazendeiros e resultar na perseguição e abate de indivíduos (CULLEN et al., 2013).

Contrariamente ao esperado, não houve evidências que indicassem a influência das características antropogênicas como distância da principal área de proteção sobre a ocupação da onça-pintada. Entretanto, não podemos descartar seu possível efeito sobre a ocupação da espécie. Sítios amostrais com maiores ocupações para a onça-pintada estão próximos do parque, o que permite supor que exista alguma influência dessa variável, incluindo a possível existência de indivíduos que estejam se deslocando além dos limites da área protegida. Da mesma forma, não houve evidências que indicassem a influência de distância das estradas. O principal efeito das

estradas para a espécie está associado à sua interação sinérgica com a fragmentação do habitat (CULLEN, com. pess.).

Apesar da natureza elusiva, as presas tiveram alta detecção. Essa resposta aponta duas possibilidades. A primeira está associada ao viés de amostragem relacionado ao tamanho das unidades amostrais maiores que a área de vida dessas espécies, o que pode ter possibilitado a detecção dos animais para um maior número de sítios amostrais. A segunda possibilidade pode estar refletindo a resiliência das espécies consideradas resistentes a alterações ambientais e capazes de persistir em paisagens degradadas, o que faz com que utilizem a matriz antrópica com mais frequência, favorecendo a detecção. A ampla distribuição das espécies-presa pode também estar indicando um histórico recente de desmatamento, com possibilidades de atraso de resposta na dinâmica de extinção das populações. A história de ocupação da região ao longo do Rio Ivinhema é considerada recente. Os primeiros desmatamentos começaram no fim da década de 1930 se estendendo até a década de 1970 (FARIA, FRATA, 2008). Embora os animais estejam presentes na região, é possível que as populações estejam enfrentando perda de diversidade genética. Esse cenário associado a possíveis pressões de caça, pode promover redução das populações e em pouco tempo é esperado que o número de indivíduos diminua e detecções não sejam mais frequentes.

Como esperado, sítios amostrais de maior ocupação dos porcos-do-mato estiveram distribuídos ao longo dos rios. Catetos e principalmente queixadas são fortemente dependentes de ambientes alagados, sendo vegetação ripária e várzeas importantes elementos para ocorrência dessas espécies. São consideradas também dependentes de ambientes florestais (FRAGOSO, 1999). A ocupação da cutia foi explicada pelos modelos que incorporam a proporção de florestas e várzeas. A cutia é um importante dispersor de sementes dependente de ambientes florestais, incluindo florestas secundárias (EMMONS, FEER, 1997). A importância da várzea para a espécie observada nesse estudo pode estar relacionada à sua associação com matas ciliares (EMMONS, FEER, 1997; REIS et al., 2006). As áreas de maior probabilidade de ocupação da onça-pintada sobrepõem às dos porcos-do-mato e cutia, o que sugere que um planejamento de conservação da onça-pintada direcionado à proteção dos

sítios amostrais de maior ocupação da espécie também pode permitir a conservação dessas presas.

A presença de presas naturais pode reduzir os riscos de ataques ao gado ao propiciar disponibilidade de alimento para os felinos. Esse contexto possui significado importante para a onça-pintada, já que pode permitir a coexistência de indivíduos com atividades agropecuárias, reduzindo sua perseguição por fazendeiros. Para os produtores rurais, a presença da onça-pintada pode garantir o controle de herbívoros que possam causar prejuízo às lavouras. É preciso destacar que a existência de presas, medida pela soma da ocupação das espécies em cada sítio amostral, não considera diferenças na densidade. Em função da densidade, o possível efeito das presas sobre a ocupação da onça-pintada pode variar entre sítios amostrais.

A transformação de pastagens em canaviais nessas áreas pode ter favorecido a explosão do número de javalis, espécie invasora. O javali (*Sus scrofa*), com cerca de 1.30 metros de comprimento e 80 kg, pode chegar a 250 kg quando miscigenado a porcos domésticos. Em um contexto de baixa densidade de presas nativas, os javalis representam possíveis presas-escape para as onças-pintadas. A alta abundância dessas presas em paisagens agrícolas pode aumentar a oportunidade para a onça-pintada mover em grandes distâncias, possibilitando a conexão de populações remanescentes isoladas. Ao mesmo tempo, a predação dos javalis por esses felinos pode permitir o controle da demografia desses animais, trazendo benefícios para as atividades agrícolas ao limitar o seu alastramento, reduzindo os prejuízos que causam às plantações (VERDADE et al. 2016).

Observadores possuem melhor conhecimento e são mais susceptíveis a fornecer informações sobre espécies que são menos raras, mais carismática e facilmente identificáveis (por exemplo, vertebrados de grande porte) ou de importância socioeconômica (TURVEY et al., 2014). A ocorrência de conflitos causados por algumas espécies aqui estudadas seja por danos à agricultura por herbívoros ou por predação de animais domésticos, pode favorecer uma detecção superestimada pelos entrevistados. Informações obtidas por entrevistas devem ser, então, comparadas e calibradas com dados obtidos por outras metodologias (CARUSO et al., 2016).



## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A área de estudo pode ser considerada importante para a conectividade e planejamento de conservação da onça-pintada. A onça-pintada apresentou uma alta estimativa de ocupação 0.68 ( $\pm$  0.06). A proporção de várzea e floresta foram os principais fatores influenciando a ocupação da espécie. Os sítios amostrais do corredor com alta adequabilidade representam 15% da paisagem e estão distribuídas na porção inferior e média do rio Ivinhema e ao longo do rio Vacaria. As áreas de maior probabilidade de ocupação da onça-pintada sobrepõem às dos porcos-do-mato e cutia, o que sugere que um planejamento de conservação da espécie direcionado à proteção dos sítios amostrais de maior ocupação também permite a conservação das presas. Tais resultados reforçam a importância da proteção dos remanescentes florestais e várzeas nos locais de maior probabilidade de ocupação da onça-pintada e suas presas.

No cenário nacional em que é exigida a restauração florestal de propriedades, indicar quais as áreas mais estratégicas para restauração a fim de conectar os habitats e assim possibilitar o reencontro dessas populações pode ser considerada fundamental na perspectiva de planejamento de conservação de larga escala. Essa pesquisa aponta a importância de prioridade da restauração de florestas e várzeas nos sítios de menor ocupação como forma de garantir a distribuição contínua de áreas viáveis para a dispersão da espécie ao longo do corredor. Medidas no sentido de aumento da conectividade necessitam considerar uma perspectiva de planejamento integrado da paisagem através da participação de produtores rurais mediante regularizações ambientais das propriedades por meio das reservas privadas (Reserva Legal e Áreas de Proteção Ambiental) além do incentivo para o estabelecimento de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs). Essa pesquisa possibilita indicar áreas prioritárias para a criação de novas RPPNs. Essa opção pode ser considerada estratégica devido à ausência de áreas protegidas. A consolidação de proteção de habitats em propriedades particulares pode propiciar a criação de um mosaico de áreas protegidas, “*stepping stones*” e uma rede de corredores ecológicos na paisagem atuando como espaços de escape seguro (“*saving escape*”) como abrigo e para deslocamento de animais. Nesse processo, usinas de álcool também podem atuar como atores-chaves no processo de planejamento e restauração da paisagem e

monitoramento das espécies, já que estas são os principais arrendatários de grandes propriedades para o plantio da cana-de-açúcar na região. É preciso, também, prioridade de estudo da porção norte do corredor e a conservação de habitats florestais ao longo do rio Brilhante para possibilitar o deslocamento de indivíduos em direção ao corredor sugerido ao longo do Rio Aquidauana.

Quando discutimos corredores para a onça-pintada, um fator imprescindível é o conflito homem-predador-presa. A efetividade de estratégias de conservação terão efeitos apenas se considerada a percepção dos proprietários e gestores de propriedades rurais sobre a presença dos felinos associada a atividades agropecuárias, bem como adoção de estratégias de educação ambiental, para evitar possíveis abates de onça-pintada, instruindo os habitantes locais como proceder em casos de conflitos resultante de ataques a criações e quais melhores práticas de manejo a serem empregadas. Ademais, nessa região em que a fauna possui considerável detecção, práticas que envolvam o ecoturismo para observação da vida selvagem podem consistir em uma opção para a redução de conflitos.

A prática de caça na região é considerada frequente principalmente em função da crescente presença de javalis ou porcos-monteiro. Estes animais constituem o principal interesse de abate por esporte ou por retaliação aos prejuízos que causam às plantações. A presença de caçadores pode representar ameaça para outras espécies que, ocasionalmente ou intencionalmente, também podem ser abatidas. Medidas de monitoramento e avaliações dessa ameaça também devem ser priorizadas. O envolvimento juntamente a associações de produtores, universidades e órgãos ambientais nacionais e regionais para a adoção de práticas de controle de danos à agricultura causada pela espécie exótica e outros herbívoros pode ser a principal estratégia nessa perspectiva.

Corredores ecológicos devem focar em áreas com número de indivíduos relevantes para a manutenção da espécie. Uma nova fase dessa pesquisa deve focar em análise de estrutura genética das populações como caráter prioritário para avaliar tanto a efetividade como a capacidade de manter uma dispersão geneticamente significativa. Quanto aos aspectos metodológicos, este estudo recomenda a adoção de um monitoramento com definição de sítios amostrais de menor tamanho para o

reconhecimento de preferências do uso de habitat pela onça-pintada dentro dos sítios de maior ocupação.

Nas últimas décadas, a região tem sido marcada pela expansão da agricultura de grãos como soja e milho e lavouras de cana-de-açúcar. Para mamíferos, plantações de cana possuem maior permeabilidade quando comparado com áreas abertas de pastagens. A presença de plantações de cana na borda e entre pequenas distâncias de fragmentos florestais podem fornecer abrigo para a onça-pintada e propiciar o movimento de indivíduos favorecendo a dispersão. Dessa maneira, novas perspectivas de pesquisa devem considerar diferenças entre as áreas de uso antrópico, principalmente a cana-de-açúcar, e reconhecer o padrão de uso desse habitat pela espécie na paisagem.

Recomenda-se também a adoção de um monitoramento de longo prazo do corredor com aplicação da metodologia de modelagem de ocupação baseado em entrevistas considerando imagens de uso do solo atualizadas juntamente com outro método de amostragem para obtenção de parâmetros populacionais. Ademais, recomendamos estimativas de colonização e extinção em sítios amostrais de menor tamanho, permitindo avaliações sobre deslocamento de indivíduos. Para as presas, este estudo sugere a adoção de um monitoramento com definição de sítios amostrais de menor tamanho, compatível com a área de vida das espécies, para avaliações de influência da paisagem sobre a ocupação destas.

## 7. REFERÊNCIAS

ANDERSON, A.B.; JENKINS, C.N. **Applying Nature's Design**: corridors as a strategy for biodiversity conservation. New York: Columbia University Press., 2006.

ASTETE, Samuel; SOLLMANN, Rahel; SILVEIRA, Leandro. Comparative ecology of jaguars in Brazil. **Cat News Special**, n. 4, p. 9-14, 2008.

AZEVEDO, Fernando Cesar Cascelli de; MURRAY, Dennis Lewis. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. **Biological Conservation**, v. 137, n. 3, p. 391-402, 2007.

BAILEY, Larissa L.; SIMONS, Theodore R.; POLLOCK, Kenneth H. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. **Ecological Applications**, v. 14, n. 3, p. 692-702, 2004.

BEIER, Paul. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. **Conservation Biology**, v. 7, n. 1, p. 94-108, 1993.

BEISIEGEL, Beatriz de Mello; SANA, Dênis Aléssio. The jaguar in the Atlantic Forest. **Cat News Special Issue**, v.07, p. 14-18, 2012.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2 ed. New York: Springer-Verlag, 2002.

BUTCHART, Stuart H.M. et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010.

CARO, T.M.; O'DOHERTY, G. On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. **Conservation Biology**, v. 13, n.4, p.805-814, 1999.

CARROLL, Carlos; MIQUELLE, Dale G. Spatial viability analysis of Amur tiger *Panthera tigris altaica* in the Russian Far East: the role of protected areas and landscape matrix in population persistence. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1056-1068, 2006.

CARUSO, N. et al. Carnivore occurrence: do interview-based surveys produce unreliable results? **Oryx**, pp. 1–6, 2016.

CAVALCANTI, Sandra MC; GESE, Eric M. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 4, p. 935-945, 2009.

CONDE, Dalia A. et al. Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. **Biological Conservation**, v. 143, n. 9, p. 1980-1988, 2010.

COPPOLILLO, Pete et al. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. **Biological Conservation**, v. 115, n. 3, p. 419-430, 2004.

CRAWSHAW, P. G., Jr.; QUIGLEY H. B. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. **Journal of Zoology**, v. 223, p.357-370, 1991.

CULLEN, Jr. Laury. **Jaguar as landscape detectives for the conservation in the Atlantic Forest of Brazil**. 2006. 178p. Tese (Doutorado em Filosofia e Mnaejo da Biodiversidade) - Durrell Institute of Conservation and Ecology, University of Kent, Canterbury, UK. 2006.

CULLEN, Jr. Laury et al. Selection of habitat by the jaguar, *Panthera onca* (Carnivora: Felidae), in the upper Paraná River, Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 30, n. 4, p. 379-387, 2013.

CULLEN, Jr Laury et al. Implications of Fine-Grained Habitat Fragmentation and Road Mortality for Jaguar Conservation in the Atlantic Forest, Brazil. **PLoS ONE**, v.11, n. 12, p. 1-17: e0167372, 2016.

CUYCKENS, G.A.E. et al. Jaguar (*Panthera onca*) in its southernmost range: use of a corridor between Bolivia and Argentina. **Endang Species Res**, v.26, p.167–177, 2014.

DAS, Sayantan et al. Identifying regions for conservation of sloth bears through occupancy modelling in north-eastern Karnataka, India. **Ursus**, v. 25, n. 2, p. 111-120, 2014.

DE ANGELO, Carlos et al. Understanding species persistence for defining conservation actions: a management landscape for jaguars in the Atlantic Forest. **Biological conservation**, v. 159, p. 422-433, 2013.

DE ANGELO, Carlos; PAVIOLO, Agustín; DI BITETTI, Mario. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 3, p. 422-436, 2011.

DOBSON, Andy P.; BRADSHAW, A. D.; BAKER, A.J. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 515-522, 1997.

EIZIRIK, Eduardo et al. Jaguar conservation genetics. **Cat News**, v. 4, p. 31-34, 2008.

EMMONS, LH.; FEER, F. Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. 2nd ed. Chicago: The University of Chicago Press. 396 p. 1997.

EPPS, Clinton W. et al. An empirical evaluation of the African elephant as a focal species for connectivity planning in East Africa. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 4, p. 603-612, 2011.

FARIA, A.; FRATA, A. **Biocombustível: a cana-de-açúcar na região hidrográfica do rio Paraná e a produção de grãos, a pecuária e a cana na sub-bacia do rio Ivinhema**. Campo Grande: Ecoa, 2008.

FRAGOSO, J. M. V. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral cases and ecological implications. **Journal of Mammalogy**, v.80, p. 993–1003. 1999.

GALETTI, Mauro et al. Atlantic rainforest's jaguars in decline. **Science**, v. 342, n. 6161, p. 930-930, 2013.

GREGORINI, Marina Zanin. **Distribuição da onça-pintada (carnivora: felidae) ao longo de uma paisagem antropizada: implicações para o manejo e conservação da espécie**. 2010. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade Federal de Goiás, UFG, Goiânia, 2010.

GROOM, Geoff et al. Remote sensing in landscape ecology: experiences and perspectives in a European context. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 3, p. 391-408, 2006.

HAAG, T. et al. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). **Molecular Ecology**, v. 19, n. 22, p. 4906-4921, 2010.

HANSEN, Andrew J.; DEFRIES, Ruth. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. **Ecological Applications**, v. 17, n. 4, p. 974-988, 2007.

HARIHAR, Abishek; PANDAV, Bivash. Influence of connectivity, wild prey and disturbance on occupancy of tigers in the human-dominated western Terai Arc Landscape. **PloS one**, v. 7, n. 7, p. e40105, 2012.

HILTY, J.A., LIDICKER, Jr., W.Z.; MERENLENDER, A.M. **Corridor Ecology: the Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation**. Washington, DC: Island Press, 2006.

HINES, J. E. **PRESENCE** - Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS- PWRC. 2006. Disponível em: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>.

LAMBECK, Robert J. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. **Conservation biology**, v. 11, n. 4, p. 849-856, 1997.

LEHNER, B. et al. **HydroSHEDS technical documentation**, World Wildlife Fund, Washington, D. C. 2006. Disponível em: <http://hydrosheds.cr.usgs.gov>

LINKIE, Matthew et al. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. **Biological Conservation**, v. 137, n. 1, p. 20-27, 2007.

MACKENZIE, Darryl I. **Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence**. New York: Academic Press, , 2006.

MACKENZIE, Darryl I. et al. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. **Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1101-1113, 2005.

MACKENZIE, Darryl I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248-2255, 2002.

MACKENZIE, Darryl I.; NICHOLS, James D. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. **Animal biodiversity and conservation**, v. 27, n. 1, p. 461-467, 2004.

MAGGIORINI, Erica Vanessa. **Caracterização do corredor ecológico da Mata Atlântica Costeira quanto à ocorrência da onça-pintada (Panthera onca)**. 2013. 99 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2013.

MARGULES, Chris R.; PRESSEY, Robert L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000.

MILLER, B.; RABINOWITZ, A. 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, p.303-315. 2002.

NAIMAN, Robert J.; DECAMPS, Henri; POLLOCK, Michael. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological applications**, v. 3, n. 2, p. 209-212, 1993.

NAIMAN, Robert J.; ROGERS, Kevin H. Large animals and system-level characteristics in river corridors. **BioScience**, v. 47, n. 8, p. 521-529, 1997.

NIJHAWAN, S. Conservation units, priority áreas and dispersal corridors for jaguars in Brazil. **Cat News**, v.7, p. 43-47, 2012.

NOSS, Reed F. **Landscape connectivity**: different functions at different scales. Landscape linkages and biodiversity. Washington, DC, USA: Island Press, 1991. p. 27-39.

O'CONNELL JR, Allan F. et al. Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso-and large mammals in a coastal ecosystem. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 6, p. 1625-1633, 2006.

OLIVEIRA, de H.; URCHEI, M. A.; FIETZ, C. R. **Aspectos físicos e socioeconômicos da bacia hidrográfica do rio Ivinhema**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2000.

PAVIOLO, A. et al. 2016. A biodiversity hotspot losing its top-predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. **Sci Rep**, v.6, p.1-16, 2016.

PETRACCA, Lisanne S.; RAMÍREZ-BRAVO, O. Eric; HERNÁNDEZ-SANTÍN, LORNA. Occupancy estimation of jaguar *Panthera onca* to assess the value of east-central Mexico as a jaguar corridor. **Oryx**, v. 48, n. 01, p. 133-140, 2013.

PILLAY, Rajeev et al. Patterns of spatiotemporal change in large mammal distribution and abundance in the southern Western Ghats, India. **Biological Conservation**, v. 144, n. 5, p. 1567-1576, 2011.

PORFÍRIO, Grasiela Edith de Oliveira. **Ecologia alimentar da onça-pintada (*Panthera onca*) na sub-região do Pantanal de Miranda, MS**. 2009. 89 pp. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação, UFMS, Campo Grande, 2009.

RABINOWITZ, Alan; ZELLER, Kathy A. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. **Biological conservation**, v. 143, n. 4, p. 939-945, 2010.

REIS, NR. et al. Mamíferos do Brasil. Londrina: Universidade Estadual de Londrina. 437 p. 2006.

RIPPLE, William J. et al. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v. 343, n. 6167, p. 1241484, 2014.

SANDERSON, Eric W. et al. Planning to save a species: the jaguar as a model. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 58-72, 2002.



SANDERSON, Eric W. et al. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. **Landscape and urban planning**, v. 58, n. 1, p. 41-56, 2002.

SILVEIRA, Leandro et al. The potential for large-scale wildlife corridors between protected areas in Brazil using the jaguar as a model species. **Landscape ecology**, v. 29, n. 7, p. 1213-1223, 2014.

SIMBERLOFF, D. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? **Biological Conservation**, v.83, n.3, p.247-257, 1998.

SOISALO, Marianne K.; CAVALCANTI, Sandra MC. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. **Biological conservation**, v. 129, n. 4, p. 487-496, 2006.

SOLLMANN, Rahel et al. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 77, n. 1, p. 41-46, 2012.

SOULE, M.E.; GILPIN, M.E. **The theory of wildlife corridor capability**. In: Nature Conservation 2: The role of Corridors; Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Eds.; Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty and Son, 1991; pp 3–8.

SOULÉ, M.; NOSS, R. Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. **Wild Earth**, v. 8, p. 18-28, 1998.

SOULÉ, Michael E.; TERBORGH, John. Conserving nature at regional and continental scales—a scientific program for North America. **BioScience**, v. 49, n. 10, p. 809-817, 1999.

SWANK, Wendell G.; TEER, James G. Status of the jaguar—1987. **Oryx**, v. 23, n. 01, p. 14-21, 1989.

TÔRRES, Natália M. et al. Jaguar distribution in Brazil: past, present and future. **Cat News**, v. 4, p. 1-5, 2008.

THORNTON, D. et al. Assessing the umbrella value of a range-wide conservation network for jaguars (*Panthera onca*). **Ecol. Appl.** v.26, n.4, p.1112–1124, 2016.

TURVEY, Samuel T. et al. Is local ecological knowledge a useful conservation tool for small mammals in a Caribbean multicultural landscape?. **Biological Conservation**, v. 169, p. 189-197, 2014.

VALDEZ, Fernanda Pedone et al. Population Genetics of Jaguars (*Panthera onca*) in the Brazilian Pantanal: Molecular Evidence for Demographic Connectivity on a Regional Scale. **Journal of Heredity**, v. 106, n. S1, p. 503-511, 2015.

VAN DER HOEVEN, Christiaan A.; DE BOER, Willem F.; PRINS, Herbert HT. Pooling local expert opinions for estimating mammal densities in tropical rainforests. **Journal for nature conservation**, v. 12, n. 4, p. 193-204, 2004.

VERDADE, Luciano M. et al. Recent land-use changes and the expansion of an exotic potential prey: a possible redemption for Atlantic forest jaguars? **Animal Conservation**, v.19, p. 209-211, 2016.

XIMENES, A.C. Mapas auto-organizáveis para a identificação de ecorregiões do interflúvio Madeira-Purus: uma abordagem da biogeografia ecológica. (INPE-15332-TDI/1372). 2008. 155 pp. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE, São José dos Campos. 2008.

WIENS, John A. et al. Using surrogate species and groups for conservation planning and management. **Bioscience**, v. 58, n. 3, p. 241-252, 2008.

WHITE, Piran CL et al. Review: questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice. **Journal of applied ecology**, v. 42, n. 3, p. 421-430, 2005.

WIKRAMANAYAKE, Eric D. et al. An Ecology-Based Method for Defining Priorities for Large Mammal Conservation: The Tiger as Case Study. **Conservation Biology**, v. 12, n. 4, p. 865-878, 1998.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J. R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, v.280, p. 2126–2128, 1998.

ZANIN, M., Palomares, F.; BRITO, D., The jaguar's patches: viability of jaguar populations in fragmented landscapes. **Journal for Nature Conservation**, 2014.

ZELLER, Katherine, A; NIJHAWAN, Sahil; SALOM-PÉREZ, Roberto; POTOSME, Sandra H; HINES, James E. Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: A case study for jaguars in Nicaragua. **Biological Conservation**, v.144, p. 892–901, 2011.

ZELLER, K.A.; RABINOWITZ, A., SALOM-PEREZ, R.; QUIGLEY, H. **The jaguar corridor initiative: a range-wide conservation strategy.** In: Ruiz-Garcia M Shostell JM editors. Molecular population genetics, evolutionary biology and biological conservation of Neotropical carnivores. New York (NY): Nova Science Publishers. 2013. p. 629–657.