
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ÉRICK TEIXEIRA RODRIGUES

**PADRÃO DE OCUPAÇÃO DE CUTIAS
(*Dasyprocta azarae*) EM PAISAGENS
NEOTROPICAIS**



Rio Claro
2017

ÉRICK TEIXEIRA RODRIGUES

PADRÃO DE OCUPAÇÃO DE CUTIAS (*Dasyprocta azarae*) EM
PAISAGENS NEOTROPICAIS

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Coorientador: André Luis Regolin

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau de Bacharel e Licenciado em Ciências Biológicas.

Rio Claro
2017

581.5
R696p

Rodrigues, Érick Teixeira

Padrão de ocupação de cutias (*Dasyprocta azarae*) em paisagens neotropicais / Érick Teixeira Rodrigues. - Rio Claro, 2017
31 f. : il., figs., tabs.

Trabalho de conclusão de curso (licenciatura e bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Coorientador: André Luis Regolin

1. Ecologia vegetal. 2. Ecologia da paisagem. 3. Fragmentação. 4. Perda de habitat. 5. Modelos de ocupação. 6. Métricas de paisagem. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente à minha família, principalmente mamãe, papai, Evelyn e Mihh, por todo suporte e consideração desde o dia em que saí nesta jornada até o dia de hoje quando encerro mais um ciclo. Amo vocês!

Agradeço ao pessoal do LEEC e do LABIC que me ajudaram muito no processo de construção deste trabalho e, principalmente, ao meu orientador Milton e meu coorientador André – agradeço muito por todo conhecimento compartilhado e por me aguentarem todo esse tempo!

Agradeço também a todos os amigos que me acompanharam nessa caminhada que já me parecia sem fim, desde o começo até os dias de hoje, e me atrevo aqui a citar alguns nomes correndo o risco de esquecer alguns, mas não por desconsideração, é que depois de tantos anos e tanta informação minha cabeça já começa a falhar!

Assim, agradeço: ao pessoal da Rep. Alpha – Fii, Confirma, Ieti, Cazuzza, Dylon, Fininho o cão Homero e os agregados Biga, Bill, Minhoca e Latino, minha primeira casa; a Rep. Makuta – Pajé, Emília, Meda e Thomas, minha segunda casa; a Rep. Villa – Dylon, Kadu, Pira, Mococa, Tuchê, Zito, Tyra, Poly, Mini e Casão, minha atual morada. Agradeço aos parceiros da Atlética da Bio nos anos dourados: Reto, Bebiana, Vésper, Jimmy, Miguxo, Porteira, Mack, Chico Bento e Dom. Agradeço à galera do PIBID interdisciplinar: Kendi, Mariana, Robinho, Ellen, Cabuxo, Lila, Lloyd, Tibu, Prof. Dalva, Prof. Luiz Marcelo e Prof. Glauceia. Agradeço ao pessoal que conheci no intercâmbio: Otto, Yan, Gui, Matheuzão, Laurinha, Thiagão, Vitonha, Jéssica, Rafa, Salomé, Sara, Thomas, Luquinhas, Igor, Rodrigo, Tibor, Marquinhos, Tio Leo, entre tantos outros! Um agradecimento especial para a galera do CB 2010: Muzambinho, Baiano, Gulosa, Toco, Zip, Cabuxa, Bob, Roberto, Gabi, Biguá, Xera, Muzambinha, Dani, Ayumi, Natani, Bruna, Renato, Nazi, Sargento, Fran, Mitra e Fer. Agradeço também a toda rapaziada que cruzou meu caminho nesses anos de Unesp, principalmente a rapaziada da Rep. Metazoa, Rep. Tijuana, Rep. Mojitos, Rep. Siriemas, Rep. Bar do Moe e Rep. Calabouço.

A molecada que me incentivou a fazer uma universidade pública: Roger, Takaki, Djalma e o pessoal do cursinho: Leidi, Claudinha, Evandro e Diogo. E também a toda rapaziada do Sanfra!

É nós!

RESUMO

Atividades antrópicas são consideradas as principais causas do extermínio de espécies ao redor do planeta e a ecologia de paisagens tem se mostrado uma ciência essencial para entender e solucionar estes problemas. A espécie de cutia *Dasyprocta azarae* (Lichtenstein 1823) é um mamífero que habita áreas florestais associadas a corpos d'água, importante dispersora de sementes e presa essencial de diversos felinos. Apesar da sua importância ecológica, esta espécie sofre efeitos de perda e fragmentação de habitat, além de estar sujeita à pressão de predação por cães ferais e pressão de caça pelo ser humano. Desta forma, este trabalho tem por objetivo identificar como as características da paisagem se relacionam com o padrão de ocupação de cutias em um ecótono de ecoregiões no centro-oeste brasileiro. Este trabalho tem como hipótese que a probabilidade de ocupação destes animais será maior em paisagens menos alteradas por atividades antrópicas. Para entender a relação entre a estrutura da paisagem e o padrão de ocupação destes animais, dados foram coletados através de armadilhas fotográficas em 20 paisagens distribuídas ao longo do Estado do Mato Grosso do Sul, abrangendo diferentes domínios fitogeográficos. As áreas de estudo foram georeferenciadas, um buffer circular de dois Km ao redor de cada câmera foi criado e mapeado manualmente através de imagens de satélites utilizando os softwares ArcGIS e QuantumGIS na razão cartográfica 1:2500, posteriormente as características das paisagens foram identificadas e classificadas. A partir dos mapas gerados algumas métricas da estrutura da paisagem foram calculadas a fim de compor um modelo ocupacional, levando-se em conta que a probabilidade de detecção da espécie é menor que um (detecção imperfeita) e pode variar entre as paisagens. Finalmente, esta análise foi realizada para diferentes extensões espaciais a fim de encontrar um ponto ótimo de resposta. Com os resultados deste trabalho foi possível inferir algumas relações entre as métricas de paisagem e a probabilidade de ocupação e entre a covariável de detecção e a detectabilidade. Desta forma, concluímos que o uso de métricas de paisagem, assim como de covariáveis de detecção para detecções imperfeitas, são importantes na estimativa de padrões ocupacionais de cutias e podem auxiliar em programas de monitoramento e conservação.

Palavras chave: Ecologia da Paisagem, Fragmentação, Perda de hábitat, Modelos Ocupacionais, Métricas de Paisagem.

ABSTRACT

Impacts of human activities are worldwide known to be the main cause of species extirpation around the globe and the landscape ecology science has proven to be an essential science to help understand and solve this problem. The agouti *Dasyprocta azarae* (Lichtenstein 1823) is a mammal that inhabits areas of forests along with river courses, this animal is a seed dispersor and an essential prey of a wide range of felids. Even though this agouti specie is essential to maintain ecological process, it suffers impacts of habitat loss and fragmentation, despite being vulnerable to hunting activities of men and predation pressure of feral dogs. For those reasons, this research has as its main goal to understand how landscape structure influences occupancy patterns of agoutis in an ecotone of ecoregions in center-west regions of Brazil. This work states as hypothesis that occupation probability of agouties will be higher in less impacted landscapes. To understand the influences of landscape structure on occupancy probabilities, camera trap data was collected along 20 landscapes distributed through the Mato Grosso do Sul State, Brazil, encompassing different phytogeographic domains. The studied landscapes were georeferenced, a circular buffer of two Km was created in each area and was mapped through satellites images using the softwares ArcGIS and QuantumGIS in a cartographic reason 1:2500, later the landscape structure was identified and classified. From the generated maps, landscape metrics were calculated in order to build an occupation model, considering that the detection probability of this agouti specie is less than one (imperfect detection) and may vary across landscapes. Finally, these analyses will be done to different scales in order to find the scale of effect. Finally, the result of this work allows us to infer relations between the landscape metrics and the probability of occupancy, and also between the covariate of detectability and detection. In this way, we conclude that landscape metrics, as well as detection covariates, considering imperfect detection, are essential in estimating occupational patterns of agoutis in central-west landscapes of Brazil and may help to build effective monitoring and conservational programs.

Key Words: Landscape Ecology, Habitat Fragmentation, Habitat Loss, Occupancy Models, Landscape Metrics.

SUMÁRIO

RESUMO.....	3
ABSTRACT.....	4
1. INTRODUÇÃO.....	6
2. OBJETIVOS.....	7
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	7
3.1. Área de estudo.....	8
3.2. A cutia <i>D. azarae</i> como modelo de estudo.....	10
3.3. Coleta dos dados.....	11
3.4. Estimativa da escala de efeito.....	11
3.5. Mapeamento das paisagens.....	13
3.6. Análise das métricas de paisagem.....	15
3.7. Análise dos dados.....	16
4. RESULTADOS.....	19
5. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO.....	23
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	25

1. INTRODUÇÃO

Atividades antrópicas são globalmente reconhecidas como as principais causas de alterações de paisagens, como a perda e a fragmentação de habitats, o que tem levado ao extermínio de espécies ao redor do globo (DEFRIES et al., 2009). No entanto, questionamentos sobre como os impactos destas alterações influenciam a biodiversidade continuam desafiando cientistas ao redor do globo (DEFRIES et al., 2009). Neste contexto, o entendimento da ecologia de paisagens tem contribuído de forma expressiva para ampliar o conhecimento de como, e quais, as características da paisagem influenciam a fauna, a flora e os processos ecológicos (METZGER, 2001).

As regiões neotropicais são conhecidas por apresentarem os maiores índices de biodiversidade do mundo para vários grupos de organismos, incluindo os mamíferos que compreendem cerca de um quarto da diversidade mundial nestas áreas (PATTERSON, 2000). O Brasil abrange uma das regiões neotropicais com a maior diversidade de mamíferos, sendo a ordem Rodentia a mais numerosa com 243 espécies descritas até o ano de 2011 (REIS et al., 2011). Espécies de roedores desempenham papéis importantes na manutenção dos ecossistemas, como a preservação da qualidade do solo, a manutenção da cadeia trófica e a dispersão de frutos e sementes (SMYTHE, 1978; NOWAK, 1999; GALETTI et al., 2006; REIS et al., 2011).

As cutias (*Dasyprocta spp.*) são roedores presentes nas regiões neotropicais e são conhecidas por desempenharem funções ecológicas essenciais (SMYTHE, 1978; REIS et al., 2011). Como se alimentam principalmente de frutos e têm hábito dispersor-estocador (*scatterhoarder*) são importantes dispersoras de sementes, como das espécies de palmeiras neotropicais *Astrocaryum* (SMYTHE, 1978; NOWAK, 1999; GALETTI et al., 2006). Ainda, estes animais são essenciais nas dietas de diversos carnívoros, entre eles: *Leopardus pardalise*, *Puma yaguaroundi* e, eventualmente, *Panthera onca*, *Puma concolor*, *Eira barbara* e *Nasua nasua*, além de fazerem parte, também, da dieta humana (SMYTHE, 1978).

Devido a sua importância ecológica, se torna essencial o conhecimento sobre como os processos da alteração de paisagens afetam as populações desta espécie. Fahrig (2003) aponta a perda de habitat como um dos principais fatores que negativamente afetam a biodiversidade tanto para medidas diretas (ex: riqueza de espécies) como para medidas indiretas (ex: probabilidade de ocupação de espécies). A fragmentação do habitat, entendida aqui como a quebra de áreas

contínuas de habitat em áreas menores, não necessariamente alterando a quantidade total de habitat, ainda tem gerado muitos questionamentos sobre os efeitos deste processo nas populações animais, resultando em um campo da ciência de ecologia da paisagem repleto de desafios e oportunidades (FAHRIG, 2003).

A caça e a predação por cães, assim como a fragmentação e a perda de habitat, também são ameaças a estes roedores. As cutias se apresentam vulneráveis a cães ferais (*Canis familiaris*), como demonstrado por de Galetti e Sazima (2006) onde os pesquisadores apontaram indícios sobre a ação de cães ferais como principal motivo da extinção da espécie de cutia *D. azarae* na Reserva de Santa Genebra, Campinas/SP, além da extinção de outros mamíferos como a paca (*Agouti paca*). Ainda, Lacerda et al. (2009), em um estudo no leste do Paraguai, identificou a alta ocorrência de cães nas proximidades de zonas urbanas, assentamentos rurais e depósitos de lixo, indicando a alta vulnerabilidade de cutias nestas áreas.

2. OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo identificar como as características estruturais da paisagem afetam o padrão de ocupação de *D. azarae* em paisagens neotropicais do centro-oeste brasileiro. Nossa hipótese é a de que a probabilidade de ocupação deste animal seja positivamente relacionada à quantidade de habitat na paisagem (Figura 1, gráfico A) e, por sua vez, negativamente influenciada pelo grau de fragmentação (Figura 1, gráfico B) e pela densidade de áreas urbanas nas mesmas (Figura 1, gráfico C).

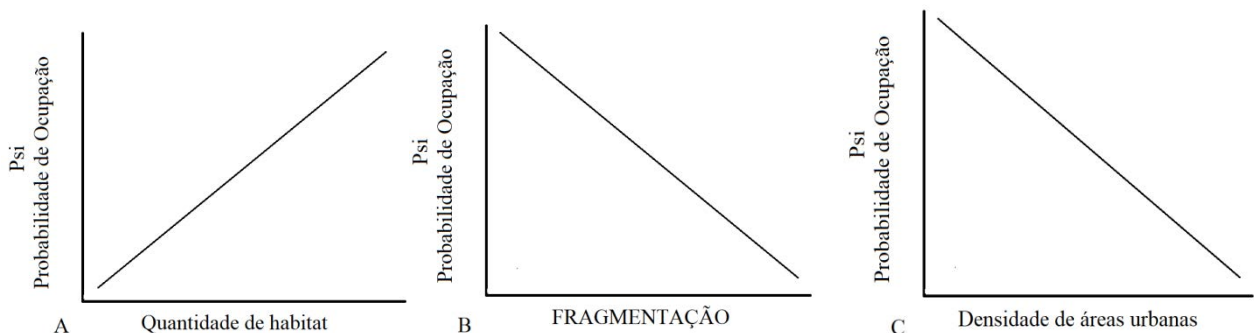


Figura 1. Hipóteses gráficas para as respostas esperadas. As curvas identificadas pelas letras a, b e c representam as possíveis variações da ocupação em relação às características das paisagens.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em 20 paisagens distribuídas ao longo do estado do Mato Grosso do Sul, região centro-oeste do Brasil (Figura 3). O clima nesta região é definido como tropical para a maior parte do estado, exceto ao sul onde é considerado subtropical, e apresenta duas estações bem definidas de chuvas, de Outubro à Março, e secas, de Abril à Setembro (IBGE, 2012). A temperatura pode variar de acordo com a localidade, atingindo média de 26°C na baixada do Paraguai e 23°C no planalto, e a pluviosidade atinge, em média, 1,500mm por ano (IBGE, 2012).

O estado do Mato Grosso do Sul é drenado pelos rios Paraná, a leste, e Paraguai, a Oeste, sendo este último o responsável pelo escoamento de águas na planície do Pantanal e terrenos periféricos (IBGE, 2012). A gênese e a fertilidade dos solos, somados ao clima, favorecem três domínios fitogeográficos principais, sendo aqui definidos como Floresta Estacional a sudeste, o Cerrado na porção central e o Pantanal a noroeste, como mostra a figura 3 (IBGE, 2012).

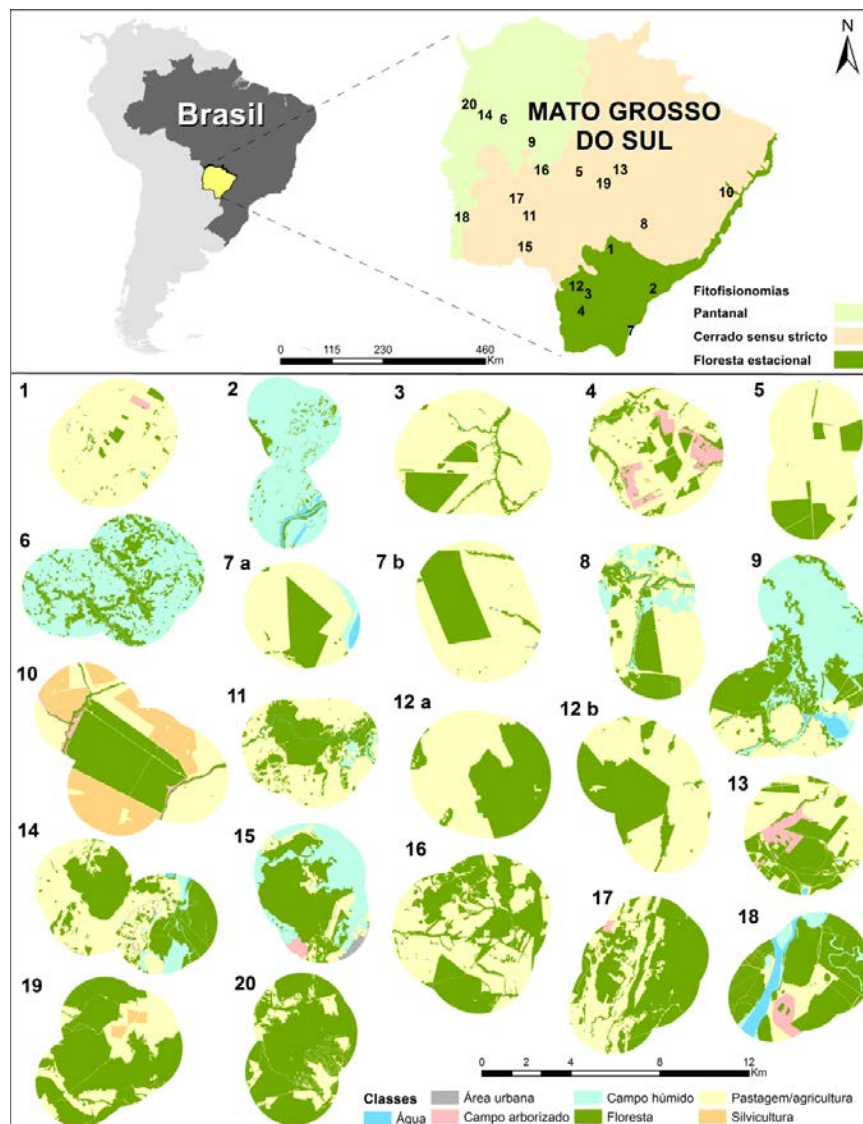


Figura 2. Mapa de localização das 20 paisagens de estudo no Mato Grosso do Sul, Brasil, dispostas em ordem crescente de quantidade de floresta. O estado do MS está subdividido em três fitofisionomias, de acordo com dados do IBGE: Pantanal, Cerrado sensu stricto e Floresta estacional. As paisagens foram mapeadas e classificadas em sete classes: Água, Área Urbana, Campo Arborizado, Campo Húmido, Floresta, Pastagem/Agricultura e Silvicultura. 1. Fazenda Monjolo, 2. Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, 3. Fazenda Alegrete, 4. Fazenda Água Viva, 5. Fazenda São Cristovão, 6. Fazenda Xaraés, 7. Distrito de Morumbi, 8. Fazenda Laranjeiras, 9. Refúgio Ecológico Caiman, 10. Distrito de Rio Verde, 11. Recanto Ecológico Rio da Prata, 12. Fazenda Campanário, 13. Fazendo Sossego, 14. Distrito de Albuquerque, 15. Granja 10°RCMEC, 16. Fazenda Borboleta, 17. Fazenda Santa Tereza, 18. Fazenda Porto Conceição, 19.

Fazenda Nova Esperança e 20. Morro Santa Cruz/Urucum. Obs.: as paisagens de número 7 e 12 estão subdivididas em duas devido à abrangência do buffer que foi criado para delimitar as áreas a serem mapeadas (Fonte: IBGE).

3.2 A cutia *D. azarae* como modelo

A espécie de cutia *D. azarae* apresenta ampla distribuição no Brasil, ocorrendo desde o norte, a partir de Rondônia, até o sul, ocupando toda região central a partir da vertente oeste da serra do Espinhaço e, no planalto paulista, até a vertente oeste da serra do Mar (REIS et al., 2011). Este roedor tem hábito terrestre, é cursorial e vive em florestas pluviais e semidecíduais, cerrados, caatingas e também em áreas cultivadas, comumente associadas a cursos d'água (SMYTHE, 1978; NOWAK, 1999; REIS et al, 2011). Esta espécie de cutia foi classificada pela União Internacional para Conservação da Natureza (International Union for Conservation of Nature – IUCN) como Vulnerável até o ano de 1996, quando foi notificado que sua população havia reduzido em 20% e, atualmente, está classificada como Dados Insuficientes (NOWAK, 1999; CATZEFLIS et al. 2008). Ainda, segundo o livro “Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil”, este animal é considerado Vulnerável em dois estados brasileiros - Rio Grande do Sul e São Paulo - tornando-a um importante alvo de estudos (CHIARELLO et al., 2008).

Assim, apesar de sua importância ecológica e da vulnerabilidade da espécie *D. azarae* a influências antrópicas, pouco se sabe sobre os efeitos da alteração da estrutura da paisagem sobre a ocupação das populações deste roedor. Deste modo, este estudo tem como objetivo identificar as características da paisagem que afetam o padrão de ocupação de *D. azarae* em paisagens neotropicais do centro-oeste brasileiro. Compreendendo melhor este padrão, lacunas no conhecimento serão preenchidas, resultando em melhores medidas de manejo e, conseqüentemente, na manutenção dos processos ecológicos.



Figura 3. Foto da espécie de cutia *Dasyprocta azarae* tirada por uma armadilha fotográfica em uma das áreas de estudo.

3.3 Coleta de dados

Foram realizadas quatro expedições a campo para o levantamento de mamíferos terrestres não-voadores (realizadas entre: 3 e 26 de abril/2009; 23 de julho e 20 de agosto de 2009; 22 de maio e 16 de junho de 2010; 18 de julho e 13 de agosto de 2010). Entre 11 e 16 armadilhas fotográficas (Tigrinus) foram instaladas simultaneamente em cada paisagem, durante quatro noites consecutivas, operando 24 horas por dia, instaladas a 30–40 cm de troncos de árvores em manchas florestais ou savânicas, focados em trilhas ou caminhos usados naturalmente por mamíferos para maximizar a probabilidade de detecção dos mesmos. O esforço amostral total foi 1.128 armadilhas-noite, sendo o esforço médio por paisagem de 56 (± 7) armadilhas-noite.

3.4 Estimativa da escala de efeito

As análises foram realizadas em múltiplas escalas para definir a escala de efeito: a escala que melhor representa a relação entre a estrutura da paisagem e a resposta biológica (JACKSON

et al., 2012)– probabilidade de ocupação de cutias nas paisagens estudadas. Miguet et al. (2016), em seu trabalho sobre os possíveis determinantes da escala de efeito, enfatizou que ela pode ser definida por diversos fatores, como: características da espécie, variáveis da paisagem, respostas biológicas, influencias indiretas e contexto regional do estudo.

Apesar de os pesquisadores terem encontrado poucos estudos empíricos comprovando os fatores estudados como determinantes da escala de efeito, Jackson e Fahrig (2012), através de simulação de modelos para questões envolvendo dados de abundância, definiram que a escala de efeito pode estar fortemente relacionada às características de mobilidade das espécies, como a área de vida e a distância máxima de dispersão. Assim, há evidências de modelos simulados de que a escala de efeito pode ser encontrada entre valores menores que o raio da área de vida e de 0,3 à 0,5 vezes a distância máxima de dispersão (DMD).

Ainda, de acordo com Bowman et al. (2002), a distância máxima de dispersão (DMD), excluindo-se os efeitos do peso corporal, é igual à $40 \times$ (a dimensão linear da área de vida). Como, ao nosso conhecimento, não há estudos sobre a área de vida da espécie *Dasyprocta azarae*, sua área de vida será baseada na estimativa média da área de vida de *Dasyprocta leporina*, espécie do mesmo gênero e com semelhante tamanho e peso, que foi estudada por Jorge e Peres (2004) e definida como 34.000 m² (EMMONS, 1997; EISENBERG, 1999). Assim, o intervalo de escalas foi definido levando em consideração os valores da tabela 1.

Tabela 1. Estimativa da Distância Máxima de Dispersão (DMD) para determinar o intervalo de escalas de efeito para este estudo. A área de vida para *D. azarae* foi baseada na área de vida de *D. leporina* (JORGE E PERES, 2004).

Espécie	Área de vida (m ²)	Raio da área de vida (m)	√Área de vida (m)	Distância Máxima de Dispersão (m)	0.3* Distância Máxima de Dispersão (m)	0.5* Distância Máxima de Dispersão (m)
D. azarae	34.000	104,05	184,39	7.375,6	2.212,68	3.687,8

Finalmente, com as informações da tabela, espera-se que a escala de efeito seja encontrada entre os valores de raio entre 100 m² e 2.212,68 m². Para otimizar o mapeamento das áreas, a escala de 2.212,68 foi diminuída para 2.000 m², acreditamos que esta pequena redução

não levará a erros na determinação da escala de efeito, e definimos mais três escalas, sendo elas: 500 m, 1.000 m e 1.500 m.

3.5 Mapeamentos das paisagens

As áreas foram mapeadas manualmente utilizando os softwares ArcGIS 10.3.1 for Desktop (Esri®) e, para algumas paisagens que apresentaram nuvens nas imagens bases dos satélites, o QuantumGIS. Os mesmos acessam bases de imagens de satélites em resolução, permitindo mapeamento na razão cartográfica 1:2.500. As posições das armadilhas fotográficas foram georreferenciadas (Figura 4, A) e um buffer circular de 2 km de raio foi criado a partir de cada armadilha fotográfica (Figura 4, B), delimitando a paisagem de estudo. Em seguida, polígonos foram criados (Figura 4, C) para delimitar as unidades de cada paisagem e as classes foram identificadas e definidas de acordo com dados sobre o uso do habitat pelo animal (Figura 4, D). Desta forma, sete classes foram criadas, sendo elas: Área urbana, Campo úmido, Campo arborizado, Corpo d'água, Floresta, Pastagem/Agricultura e Silvicultura. Posteriormente, três outros buffers foram criados com valores de raio de 1,5 km, 1 km e 500 m afim de se obter as métricas para as quatro diferentes escalas para efetuar a análise em multiescala, como mostra a figura 5.

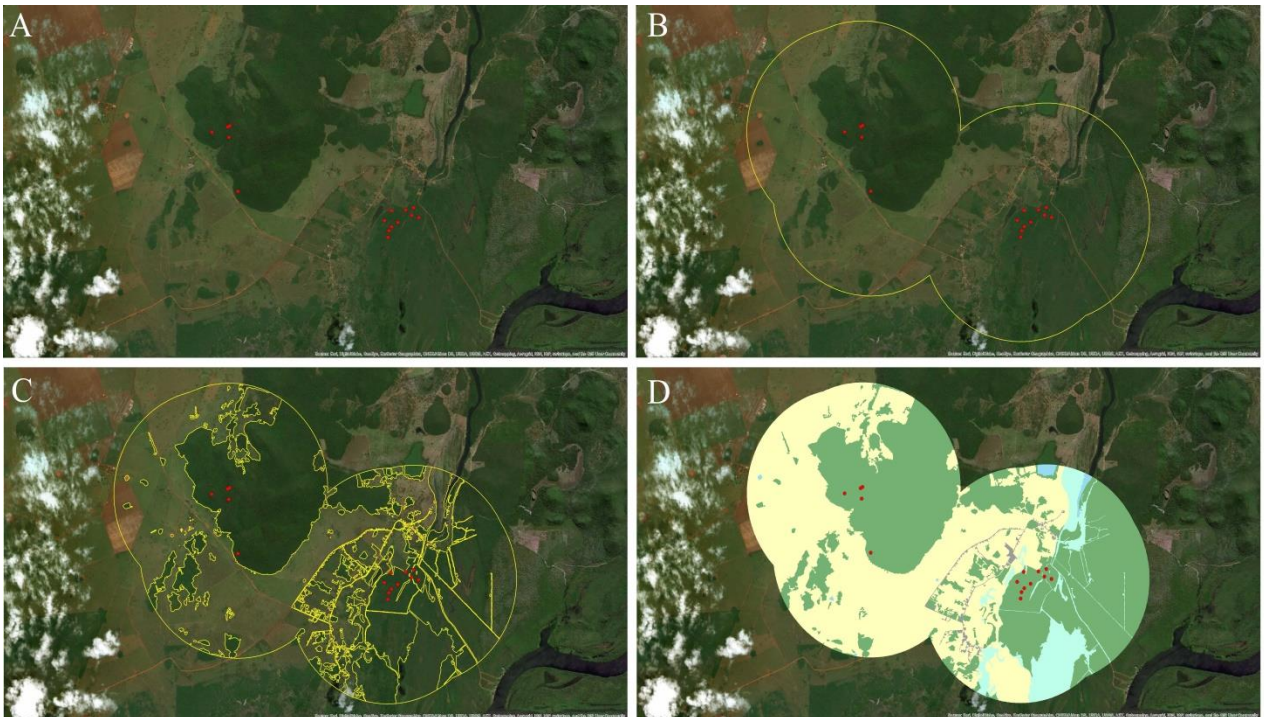


Figura 4. Etapas para a realização do mapeamento manual, utilizando o Distrito de Albuquerque-MS como exemplo. A – os pontos vermelhos apontam a localização das armadilhas fotográficas na área; B – um buffer de 2 km foi criado ao redor de cada armadilha com posterior soma de suas áreas; C – mapeamento em progresso com a delimitação das classes; D – mapeamento finalizado com as classes definidas (Fonte: Esri, Digital Globe, GeoEye, Earth star Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AEX, Get mapping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community).

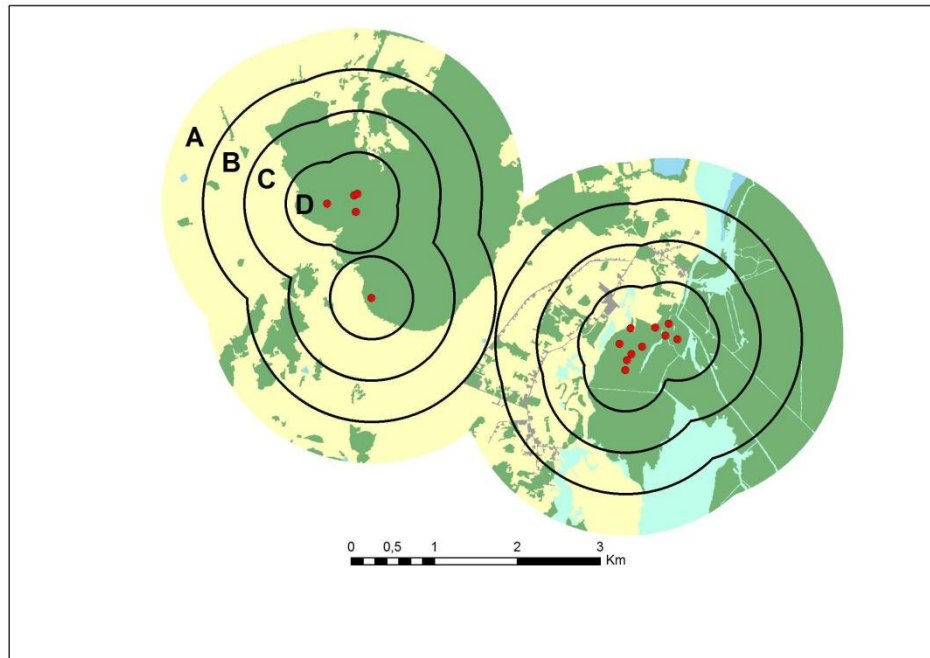


Figura 5. Buffers criados para análise em multiescala, utilizando o Distrito de Albuquerque MS como exemplo. A letra A indica o buffer de dois km; a letra B indica o buffer de 1,5 km, a letra C indica o buffer de 1 km e a letra D indica o buffer de 500m.

3.6 Análise das métricas de paisagem

Algumas métricas da estrutura da paisagem foram selecionadas para mensurar a quantidade de habitat, o nível de fragmentação e quantidade de área urbana em cada paisagem, sendo elas: cobertura florestal (mata) – métrica calculada pela soma das áreas dos fragmentos florestais, em metros quadrados, dividida pela área total da paisagem em hectares (m^2/ha); área de mata em associação a corpos d'água (Ahabitat) – métrica calculada pela soma das áreas dos fragmentos florestais em contato com corpos d'água em metros quadrados (m^2); densidade de mata em associação a corpos d'água (Dhabitat) – métrica calculada pela soma das áreas dos fragmentos florestais em contato com corpos d'água, em metros quadrados, dividida pela área total da paisagem em hectares (m^2/ha); densidade de fragmentos florestais (Dpatch) - métrica calculada pela soma das áreas dos fragmentos florestais, em metros quadrados, dividida pela área total da paisagem em hectares (m^2/ha); área de borda (Aedge) – métrica calculada pela soma do comprimento das bordas dos fragmentos florestais em metros (m); densidade de borda (Dedge) –

métrica calculada pela soma do comprimento das bordas dos fragmentos florestais, em metros, dividida pela área total da paisagem em hectares (m/ha), área de manchas urbana (Aurb) – métrica calculada pela soma das áreas de manchas urbanas em metros quadrados (m²); e densidade de áreas urbanas (Durb) – métrica calculada pela soma das áreas de manchas urbanas, em metros quadrados, dividida pela área total da paisagem em hectares (m²/ha). Estas métricas foram calculadas através dos mapas gerados com o software R x64 3.3.2.

As métricas escolhidas foram calculadas para as quatro extensões e uma análise de correlação foi realizada com o intuito de eliminar métricas e escalas redundantes - índice de Pearson $> 0,7$ (ZURR et al., 2009). Como as métricas calculadas apresentaram alta correlação para as quatro escalas, as métricas da escala de dois Km foram escolhidas para compor o modelo ocupacional. Das métricas calculadas para a escala de dois Km, três apresentaram baixa correlação (índice de Pearson $< 0,7$), sendo elas: densidade de manchas urbanas (Durb), densidade de borda (Dedge) e densidade de mata em associação a corpos d'água (Dhabitat). Desta forma, a primeira métrica será usada para analisar a influência de manchas urbanas na ocupação de cutias, a segunda será utilizada como medida do grau de fragmentação da paisagem e a terceira como medida de quantidade de habitat (THORNTON, 2011).

3.7 Análises dos dados

Estimar o padrão de ocupação de espécies animais pode ser útil em programas de monitoramento em larga escala e em investigações de dinâmica de metapopulações (MACKENZIE et al., 2002). Isto se torna possível devido a este método permitir inferir padrões de ocupação e distribuição de extensas áreas através de múltiplas visitas a locais específicos e em épocas definidas (MACKENZIE et al., 2002). No entanto, para obter estimativas corretas de ocupação, é essencial levar em conta a possibilidade de detecção imperfeita, já que a não detecção de uma espécie não necessariamente significa que ela não ocorre no local, evitando possíveis erros de interpretação (MACKENZIE et al., 2002). A probabilidade de detecção imperfeita pode variar de acordo com as características estruturais da paisagem, como quantidade de habitat, ou com as características do método de coleta de dados, como esforço amostral, já a probabilidade de ocupação pode variar apenas com as características estruturais da paisagem ou da área de estudo (MACKENZIE et al., 2002; BAILEY et al. 2005).

O modelo ocupacional única-espécie e única-estação relaciona as características das paisagens e o esforço amostral com o histórico de detecção dos animais através de uma equação logística. De acordo com Bailey et al. (2005), modelos ocupacionais, os quais tem seus dados coletados em uma única estação, devem seguir as seguintes premissas: (1) o estado ocupacional da espécie não muda em uma paisagem pelo período da coleta de dados; (2) a detecção da espécie em uma paisagem é independente da detecção nas outras paisagens; (3) a probabilidade de ocupação é a mesma em todas as paisagens ou varia de acordo com as características de cada uma delas; (4) a detectabilidade é a mesma em todas as paisagens ou varia de acordo com as características delas ou com as características do método de coleta de dados.

As métricas calculadas e escolhidas de acordo com o seu grau de correlação constituíram modelos ocupacionais única-espécie e única-estação, baseados no método de máxima verossimilhança, para estimar a probabilidade de ocupação das paisagens pela espécie de cutia *D. azarae* (BAILEY et al. 2005). Para estes modelos, a probabilidade de detecção dos animais foi considerada < 1 e variável entre as paisagens, assim, o esforço amostral de cada uma delas, calculado pelo produto da quantidade de câmeras e da quantidade de dias que ficaram em funcionamento, foi usado como covariável de detectabilidade. As métricas de quantificação da estrutura das paisagens - quantidade de habitat, densidade de borda e densidade de manchas urbanas - foram escolhidas para estimar a probabilidade de ocupação nos modelos gerados.

As métricas utilizadas nos modelos ocupacionais foram normalizadas através do software PRESENCE 12.5 para harmonizar as escalas. As expedições e as paisagens pesquisadas em cada uma delas, juntamente com o histórico de detecção, seguido da covariável de detectabilidade e das métricas de paisagem usadas para compor os modelos, são mostradas na tabela 2. Finalmente, estes dados foram inseridos no software Program MARK e foram analisados através do modelo Estimativa de Ocupação com Detecção < 1 , única-espécie e única-estação.

Tabela 2. Histórico de detecção dos animais feito por paisagens, agrupado por expedições e seguido da covariável de detectabilidade e das métricas de paisagem normalizadas.

Expedição	Paisagens	Histórico de detecção				Esforço amostral	Métricas da paisagem		
		Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	effort (armadilhas/noite)	Dhabitat (m ² /ha)	Dedge (m/ha)	Durb (m ² /ha)
Exp A (04/2009)	alegrete	1	1	1	1	-2.24	-0.41	0.01	-0.33
	monjolo	1	1	1	1	-1.22	-1.06	0.01	3.00
	laranjeiras	1	1	1	1	-1.08	0.09	0.02	-0.28
	sossego	1	0	0	0	-1.22	1.58	0.03	2.39
	sao_cristovao	0	1	1	1	-0.64	-0.58	0	-0.74
Exp B (Julho e 08/2009)	rio_prata	1	1	1	1	-0.35	0.63	0.03	0.05
	borboleta	1	1	0	0	-0.35	1.43	0.03	-0.33
	xaraes	1	1	1	1	0.82	-1.27	0.03	-0.48
	albuquerque	1	1	1	1	0.67	-0.35	0.02	-0.65
	porto_conceicao	0	0	0	0	0.82	0.55	0.02	-0.43
Exp C (05 e 06/2010)	morumbi	0	0	0	0	-0.06	-1.13	0	-0.42
	agua_viva	1	1	1	1	-1.22	0.30	0.02	0.63
	rio_verde	1	1	1	1	-0.06	-0.47	0.01	-0.74
	caiman	1	1	1	1	0.82	-0.74	0.02	-0.10
	urucum	1	1	1	1	0.52	1.86	0.03	0.61
Exp D (07 e 08/2010)	campanario	0	0	0	0	0.96	-0.80	0	-0.54
	granja	0	0	0	0	1.25	-0.07	0.02	-0.09
	sta_tereza	1	1	1	1	1.11	1.20	0.02	-0.44
	nova_esperanca	0	0	0	0	0.52	0.71	0.01	-0.57
	ivinhema	0	0	0	0	0.96	-1.48	0.01	-0.53

Para testar a qualidade do ajuste dos modelos aos dados, o teste chi-quadrado de Pearson foi calculado no software Program MARK o qual resultou em um valor de $P < 0,0001$, indicando a falta de adequação dos modelos aos dados (ZURR et al., 2009). Para ajustar esta falta de adequação, Cooch et al. (2009), em seu livro ‘MARK Book: a gentle introduction’, indica o uso do fator de variância inflacionada, conhecido como ‘c-hat’ (\hat{c}). Este fator representa a magnitude de superdispersão ou subdispersão dos dados e seu valor é usado para ajustar os modelos, assim, a média do fator ‘c-hat’ foi calculada e gerou o resultado de 3,54, indicando uma superdispersão dos dados. Este valor foi utilizado para ajustar os modelos aos dados, através do mesmo software,

o que resultou no uso do parâmetro Quasi – AICc (Critério de informação de Akaike ajustado para pequenas amostras) como critério de seleção dos modelos (MACKENZIE et al., 2006).

4. Resultados

Os modelos ocupacionais foram gerados e ranqueados de acordo com seus valores de QAIC, como mostra a tabela 3. Burnham e Anderson (2002), em seu trabalho com critérios de seleção de modelos, apontam como regra geral que valores de $\Delta AIC < 2$ têm forte suporte empírico, valores de 4 a 7 têm menos suporte e valores maiores que 10 têm virtualmente nenhum suporte. Desta forma, o modelo nulo ($\{psi(\cdot), p(\cdot)\}$) atingiu a melhor posição entre os modelos gerados, no entanto, outros quatro modelos foram considerados com suficiente suporte empírico por apresentarem valores de $\Delta QAIC < 3$, valor também utilizado por Jax et. al. (2015) com modelos ocupacionais, o que permitiu algumas inferências sobre a relação das métricas de paisagem com a probabilidade de ocupação e do esforço amostral com a probabilidade de detecção.

Tabela 3. Modelos ocupacionais concorrentes através do critério de seleção Quasi – AIC (QAIC). A tabela apresenta os modelos seguidos de suas posições em relação ao QAIC, a variância entre essas posições, o peso de cada modelo, seus números de parâmetros e seus respectivos desvios.

Modelos	QAICc	$\Delta QAICc$	AICc Pesos	Nº par.	QDesvios
{psi(\cdot), p(\cdot)}	22,332	0	0,35859	2	17,6261
{psi(Durb), p(\cdot)}	24,3678	2,0358	0,12958	3	16,8678
{psi(\cdot), p(effort)}	24,5909	2,2589	0,1159	3	17,0909
{psi(Habitat), p(\cdot)}	24,6239	2,2919	0,114	3	17,1239
{psi(Dedge), p(\cdot)}	25,1148	2,7828	0,08919	3	17,6148
{psi(Durb), p(effort)}	26,999	4,667	0,03477	4	16,3324
{psi(Habitat), p(effort)}	27,2555	4,9235	0,03058	4	16,5888
{psi(Habitat+Durb), p(\cdot)}	27,3155	4,9835	0,02968	4	16,6488
{psi(Durb+Dedge), p(\cdot)}	27,5046	5,1726	0,027	4	16,838
{psi(Dedge), p(effort)}	27,7463	5,4143	0,02393	4	17,0796
{psi(Habitat+Dedge), p(\cdot)}	27,7863	5,4543	0,02345	4	17,1196
{psi(Habitat+Durb), p(effort)}	30,3991	8,0671	0,00635	5	16,1134
{psi(Durb+Dedge), p(effort)}	30,5883	8,2563	0,00578	5	16,3025
{psi(Habitat+Dedge), p(effort)}	30,8702	8,5382	0,00502	5	16,5844

{psi(Habitat+Dedge+Durb), p(.)}	30,9321	8,6001	0,00487	5	16,6464
{psi(Habitat+Dedge+Durb), p(effort)}	34,5725	12,2405	0,00079	6	16,111

Para demonstrar a relação entre as métricas estudadas e a probabilidade de ocupação nas paisagens, e também entre a covariável de detectabilidade e a probabilidade de detecção, gráficos foram gerados através do software Program MARK. Assim, a tabela 4 mostra as estimativas do Psi e do P, para todas as paisagens, seguidas de seus respectivos erros padrões, e as figuras de 6 à 9 demonstram a relação gráfica entre os parâmetros Psi e P, de cada paisagem, e as métricas de paisagem e a covariável de detectabilidade, respectivamente.

Tabela 4. Modelos ocupacionais com $\Delta QAIC < 3$ acompanhados da probabilidade de ocupação (Psi), probabilidade de detecção (P) e seus respectivos erros padrões.

Modelos	Psi	P	Erro Padrão Psi	Erro Padrão P
{psi(.), p(.)}	0.7000927	0.8927390	0.1930843	0.0780754
{psi(Durb), p(.)}	0.7845160	0.8927654	0.2597030	0.0780294
{psi(.), p(effort)}	0.7000083	0.9213915	0.1930607	0.0774195
{psi(Habitat), p(.)}	0.7285807	0.8927344	0.2069470	0.0780833
{psi(Dedge), p(.)}	0.7004858	0.8927388	0.1932740	0.0780757

Desta forma, para a estimativa de probabilidade de detecção, a métrica effort, representando o esforço amostral em cada paisagem, apresentou uma relação positiva com a detectabilidade, demonstrando que esta aumenta em conformidade com o aumento do esforço amostral, como demonstrado na figura 6.

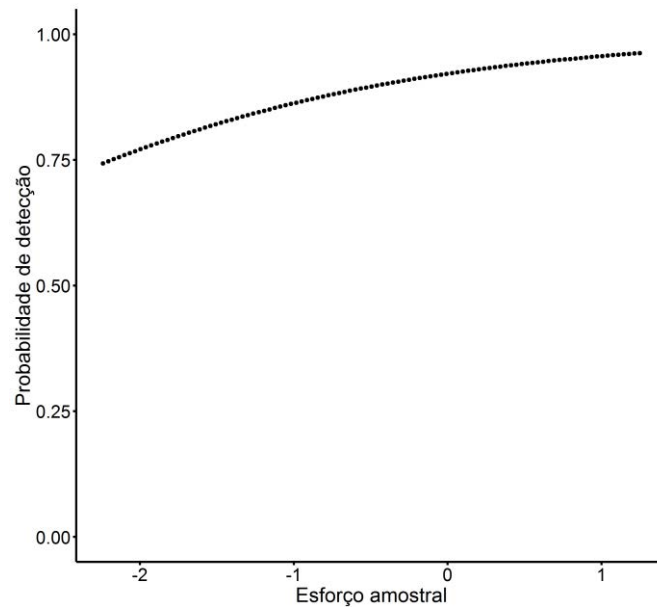


Figura 6. Probabilidade de detecção em função do esforço amostral. A linha azul mostra os valores preditos de P em função dos valores da métrica de detecção effort e a linha vermelha exhibe os valores dos erros padrões para cada valor de P.

Para as métricas de paisagem, que se relacionam com a probabilidade de ocupação, foi observado que duas delas, a densidade de habitat e a densidade de borda, responderam de acordo com as previsões deste trabalho, ao contrário da métrica de densidade de áreas urbanas. A figura 7 demonstra a relação positiva entre a densidade de habitat na paisagem e a probabilidade de ocupação da espécie de cutia *D. azarae* nas mesmas. Ao contrário do que se esperava, a métrica de densidade de áreas urbanas mostrou uma relação positiva com a probabilidade de ocupação dos animais nas paisagens, como mostra a figura 8. Finalmente, em acordo com a previsão inicial, a métrica que representa a intensidade de fragmentação nas paisagens, densidade de borda, teve uma relação negativa com a probabilidade de ocupação de cutias nas paisagens, como evidenciado pela figura 9.

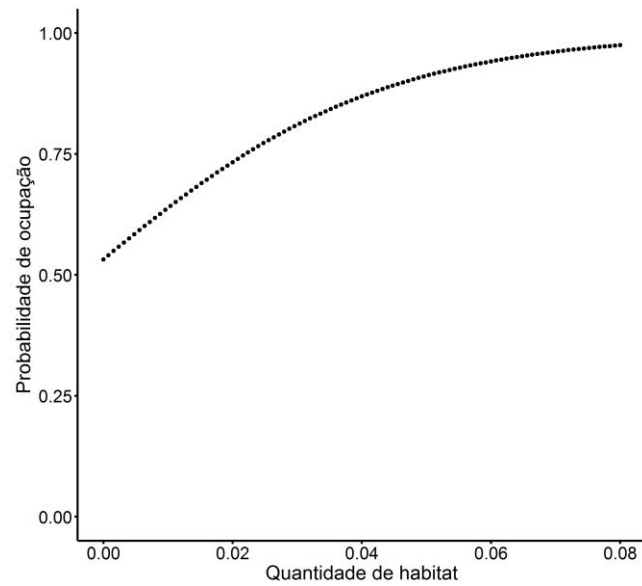


Figura 7. Probabilidade de ocupação de cutias em função da densidade de habitat. A linha azul mostra os valores preditos de Psi em função dos valores da métrica de paisagem Dhabitat e a linha vermelha exibe os valores dos erros padrões para cada valor do Psi.

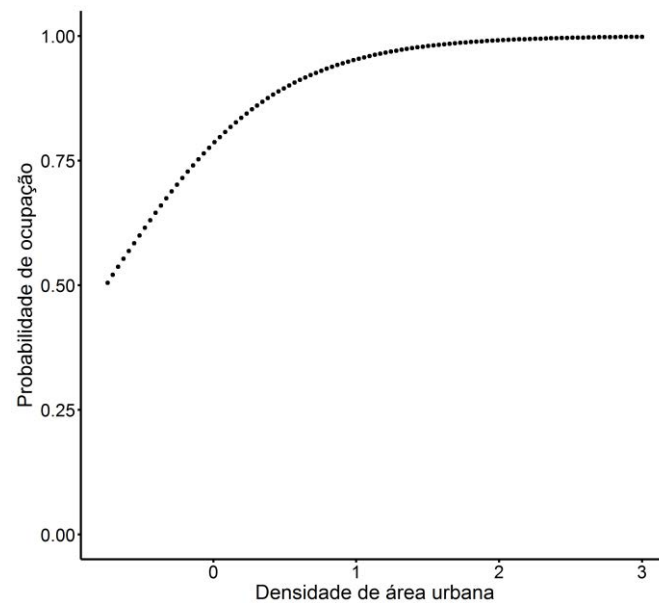


Figura 8. Probabilidade de ocupação de cutias em função da densidade de área urbana. A linha azul mostra os valores preditos de Psi em função dos valores da métrica de paisagem Durb e a linha vermelha exibe os valores dos erros padrões para cada valor do Psi.

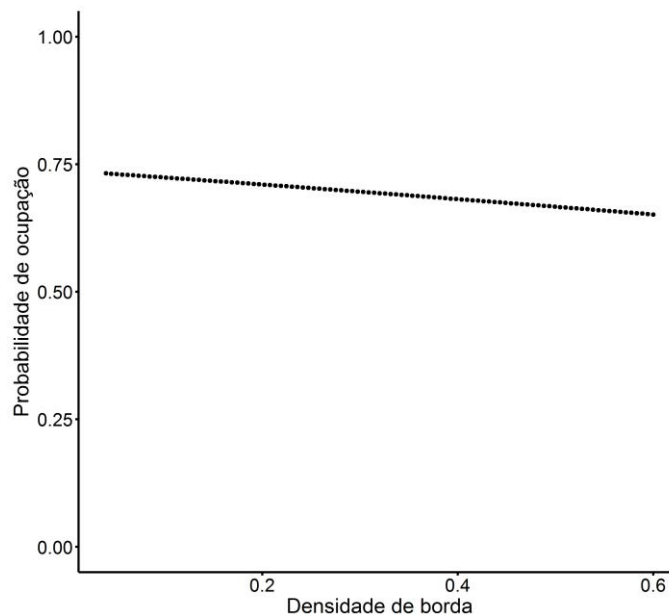


Figura 9. Probabilidade de ocupação de cutias em função da densidade de borda. A linha azul mostra os valores preditos de Psi em função dos valores da métrica de paisagem Dedge e a linha vermelha exibe os valores dos erros padrões para cada valor do Psi.

5. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

Foi observado neste estudo que as métricas de paisagem e a métrica referente à característica de coletas dos dados têm influências significativas na probabilidade de ocupação e de detecção, respectivamente, da espécie de cutia *Dasyprocta azarae* em paisagens neotropicais do centro-oeste brasileiro, corroborando a hipótese inicial. Além disso, duas das previsões iniciais foram validadas através dos resultados deste estudo: a quantidade de habitat apresentou uma influência positiva na probabilidade de ocupação da espécie estudada; e a intensidade de fragmentação, representada pela densidade de borda de cada paisagem, se relacionou negativamente com esse parâmetro.

Esses resultados vão ao encontro das afirmações feitas por Fahrig (2003) sobre os efeitos da perda e da fragmentação de habitat: geralmente o primeiro tem influências mais evidentes que o segundo sobre as populações animais, como mostrado neste estudo onde a fragmentação influenciou negativamente a probabilidade de ocupação dos animais, no entanto a quantidade de habitat foi mais significativa em aumentar essa probabilidade. Ainda, como demonstrado por Thornton (2011), as conclusões feitas por Fahrig (2003) sobre a influência da perda e

fragmentação de habitat se baseiam quase que inteiramente em estudos de espécies animais de climas temperados, tornando o presente estudo uma contribuição para o estudo dos efeitos de tais influências em espécies de regiões neotropicais.

Em relação à métrica de densidade de áreas urbanas (Durb), algumas explicações podem ser apontadas para a sua não correspondência com a previsão inicial de que esta métrica se relacionaria negativamente com a probabilidade de ocupação de cutias nas paisagens. Apesar de cutias se apresentarem vulneráveis em locais com alta densidade urbana, devido à pressão de caça por humanos e predação por cachorros ferais, Cullen Jr. et al. (2001), em seu estudo sobre as consequências ecológicas da caça em fragmentos florestais no estado de São Paulo, encontrou como resultado para a espécie de cutia *D. azarae* que sua abundância era geralmente alta tanto em locais com alta intensidade de caça quanto em áreas protegidas com baixa intensidade dessa atividade, o que levaria a inferir que estes animais são altamente resilientes à tais pressões. Além disto, pode-se inferir, através da análise dos mapeamentos e da quantificação das métricas, que muitas áreas que apresentam alta densidade de áreas urbanas também apresentam alta densidade de habitat já que, para as paisagens estudadas no estado do Mato Grosso do Sul, a maior causa de perda de florestas não é a conversão destas em cidades, mas sim em áreas para a agropecuária (CULLEN JR. et al., 2001; GALETTI e SAZIMA, 2006; CÁCERES et al., 2008; LACERDA et al., 2009).

Ainda, o esforço amostral exercido em cada paisagem se mostrou uma métrica significativa em relação à detectabilidade dos animais nas mesmas. MacKenzie et al. (2002) enfatiza a atenção que se necessita ter quando a estimativa de ocupação se aproxima de 1 e a probabilidade de detecção é baixa ($<0,15$). No entanto, para este estudo, a probabilidade de detecção estimada para as paisagens ($P>0,8$) está de acordo com as estimativas de ocupação ($\Psi>0,7$), validando as mesmas.

Finalmente, com os resultados mostrados por este estudo, podemos concluir que o uso de armadilhas fotográficas se mostrou eficiente em registrar dados de ausência ou presença da espécie em questão nas áreas estudadas de maneira eficiente e não intrusiva, como enfatizado no estudo de Srbek-Araujo e Chiarello (2005). Ainda, o uso de métricas da paisagem em associação com modelos ocupacionais se mostraram métodos relativamente simples e eficientes demonstrar padrões ocupacionais e probabilidades de detecção da espécie de cutia *Dasyprocta azarae*, que se mostrou um animal vulnerável à perda e fragmentação de habitat, apesar de sua alta abundância e

relativa resiliência em muito locais do Brasil. Por fim, medidas de conservação podem ser idealizadas a partir destes resultados, visando diminuir a perda e a fragmentação de habitat, preservando esta espécie que é essencial para a dispersão de sementes, para a cadeia trófica e, conseqüentemente, para os processos ecológicos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *The Journal of Wildlife Management*, p. 912-918, 2002;

BAILEY, L.; ADAMS, M. J. *Occupancy models to study wildlife*. US Geological Survey, 2005;

CÁCERES, N. C., CARMIGNOTTO, A. P., FISCHER, E., SANTOS, C. F.. Mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. *Check List*, v. 4, n. 3, p. 321-335, 2008;

CATZEFLIS, F., PATTON J., PERCEQUILLO, A., BONVICINO, C. & WEKSLER, M. *Dasyprocta azarae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T6278A12595062.en>>. Acesso em: 09 de mar. 2016;

CHIARELLO, A. G.; AGUIAR, L. D. S.; CERQUEIRA, R.; MELO, F. R.; RODRIGUES, F. H. G.; & SILVA, V. D. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção, v. 2, p. 680-880, 2008;

CID, B., OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., & MOURAO, G. The relationship between external temperature and daily activity in a large rodent (*Dasyproctaazarae*) in the Brazilian Pantanal. *Journal of Tropical Ecology*, 31(05), p. 469-472, 2015;

COOCH, E.; WHITE, G.; Program MARK: a gentle introduction. *Available online with the Mark Programme*, 1 – 950. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>, 2009;

CULLEN, L., BODMER, E. R., & VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of

hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*, 35(02), p. 137-144, 2001;

DEFRIES, R.; ROVERO, F.; WRIGHT, P.; AHUMADA, J.; ANDELMAN, S.; BRANDON, K.; DEMPEWOLF, J.; HANSEN, A.; HEWSON, J.; LIU, J. From plot to landscape scale: Linking tropical biodiversity measurements across spatial scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 8, n. 3, p. 153–160, 2010;

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), p. 487–515, 2003;

GALETTI, M.; DONATTI, C. I.; PIRES, A. S.; GUIMARÃES, P. R.; JORDANO, P. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: The combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 151, n. 1, p. 141–149, 2006;

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil 1. *Natureza Conservação*, v. 4, n. 1, p. 58–63, 2006;

IACK-XIMENES, G.E. Sistemática da família Dasyproctidae Bonaparte, 1838 (Rodentia, hystricognathi) no Brasil. Dissertação (Mestrado em Zoologia) Universidade de São Paulo, p.429, 1999;

IBGE. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, v. 2, p. 275, 2012;

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, v. 24, n. 1, p. 52–63, 2014;

JAX, E.; MARÍN, S.; RODRÍGUEZ-FERRARO, A.; & ISASI-CATALÁ, E. Habitat use and relative abundance of the Spotted Paca *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1766)(Rodentia: Cuniculidae) and the

Red-rumped Agouti *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758)(Rodentia: Dasyproctidae) in Guatopo National Park, Venezuela. *Journal of Threatened Taxa*, v. 7, n. 1, p. 6739-6749, 2015.

JORGE, M. S. P; PERES, C. A. Population Density and Home Range Size of Red-Rumped Agoutis (*Dasyprocta leporina*) Within and Outside a Natural Brazil Nut Stand in Southeastern Amazonia 1. v. 37, n. 2, p. 317–321, 2004;

LACERDA, A. C. R.; TOMAS, W. M. Domestic dogs as an edge effect in the Brasilia National Park, Brazil : interactions with native mammals. *Animal Conservation*, v. 12, n. 2, p. 477–487, 2009;

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, A. A.; LANGTIMM, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002;

MACKENZIE, D.I., J.D. NICHOLS, J.A. ROYLE, K.H. POLLOCK, L.L. BAILEY & J.E. HINES. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press, London, UK, 344pp, 2006;

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens. *Biota Neotropica*, v. 1, p. 1–9, 2001;

NOWAK, R. M. *Walker's mammals of the world*, v. 1, JHU Press, p. 1674 – 1676, 1999;

PATTERSON, B. D. Patterns and trends in the discovery of new Neotropical mammals. *Diversity and Distributions*, v. 6, p. 145–151, 2000;

REIS, N. R. D. P., PEDRO, A. L., & LIMA, W. A. *Mamíferos do Brasil*. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, p.439, 2011;

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.

21, n. 1, p. 121-125, 2005.

SILVA, M. P.; MAURO, R.; MOURAO, G.; COUTINHO, M. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 23, n. 2, p.143-152, Junho 2000. Disponível em:<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042000000200004>.

Acessoem: 26 Mar. 2017; SMYTHE, N. The natural history of the Central American agouti. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 257, p. 1-52, 1978;

SMYTHE, N. The natural history of the Central American agouti (*Dasyprocta punctata*). *Smithsonian Contributions to Zoology*, n. 257, p. 1–52, 1978;

THORNTON, D. H.; BRANCH, L. C.; SUNQUIST, M. E. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications*, v. 21, n. 6, p. 2324-2333, 2011;

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Gail M, Krickeberg K, Samet JM, Tsiatis A, Wong W, editors. New York, NY: Spring Science and Business Media, 2009.

ORIENTADOR

COORIENTADOR

ALUNO