



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Aves em aeroportos: avaliação de translocações de *Athene cunicularia*
na região de Brasília-DF

Eduardo Guimarães Santos

Orientador: Dr. Ricardo Bomfim Machado

Brasília/DF

Março de 2019



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Aves em aeroportos: avaliação de translocações de *Athene cunicularia*
na região de Brasília-DF**

Eduardo Guimarães Santos

Orientador: Dr. Ricardo Bomfim Machado

Dissertação de mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia
como requisito para obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Brasília/DF

Março de 2019

“O que é que a ciência tem?
Tem lápis de calcular
Que é mais que a ciência tem?
Borracha pra depois apagar”

(Raul Seixas)

Agradecimentos

Refletindo sobre quem deveria ter espaço nos agradecimentos me deparo com algo espantoso: não tenho como listar todos. Quando tento “filtrar” os acontecimentos dos dois últimos anos fico ainda mais perplexo: continuo sem conseguir listar todos. O que posso garantir a todos esses queridos amigos que me acompanharam nessa etapa é que o Eduardo que entrou no Mestrado não é o mesmo que está saindo dele! E claro, todos foram importantes nessa etapa, inclusive os professores que muito me ensinaram.

À minha mãe, que desde sempre quis minha felicidade. Quer fazer biologia? Faça! Quer fazer Mestrado? Faça! Sem dúvida eu não seria quem sou sem você na minha vida.

Ao meu orientador prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado pelos ensinamentos e oportunidades. Sempre me motivou e abraçou minhas ideias. Além de – claro - sua orientação e suas contribuições neste projeto.

À professora Dr. Helga Wiederhecker pelas orientações, discussões e apoio que me motivaram de forma decisiva na execução do projeto.

Aos amigos Lucas, Carol e Larissa que toparam ficar acordados durante muitas madrugadas, fazendo com que o projeto acontecesse. Sem vocês nenhum dos resultados aqui apresentados teriam sido coletados.

Aos meus amigos e, atualmente, companheiros de apartamento Vinícius Tirelli Pompermaia (Formosa) e Thiago Marques de Lima (Zuryp) pelo contínuo apoio. Também ao amigo Igor Moraes. Todas as discussões acaloradas durante as madrugadas foram essenciais para tornar meus dias mais felizes.

Aos meus amigos que, de alguma forma, compartilharam comigo momentos felizes e tristes. Estão eternizados em meus pensamentos: Formosa, Zuryp, Igor, Filipe, Guilherme, Gio, Hugo, Maria, Carlinha, Lia, Lauren, Jesus, Diogo, Elisa, Morgana, Helga, William, Renata, Paulinha. Espero que saibam que foram e são importantes na minha vida.

Aos amigos docentes da Universidade Católica de Brasília pelas parcerias e ensinamentos. Vocês fazem parte também dessa realização.

Ao pessoal do Laboratório de Planejamento para a Conservação da Biodiversidade (LaBio) pela convivência agradável. Os debates excelentes por várias horas foram muito

prazerosos: Thallita, Gisele, Romina, Paula e Laís.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Vertebrados (Ecovert) pelas conversas agradáveis e os cafezinhos. Em especial aos amigos Priscilla e Guilherme que sempre foram companheiros e confidentes.

Aos membros da banca examinadora, Dr. Miguel Ângelo Marini, Dr. Milton Cezar Ribeiro e Dr. Murilo Dias por terem aceitado o convite. Além disso, sou grato ao Programa de Pós-graduação em Ecologia em geral que me proporcionou tanto aprendizado.

Agradeço também a FINEP/UnB/FINATEC pelo empréstimo dos equipamentos de rádio-telemetria utilizados em campo, ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e ao Instituto Brasília Ambiental (IBRAM) por ter concedido as licenças necessárias para realização do projeto.

Muito obrigado!!

Lista de Figuras

Introdução

Figura 1. Área de estudo mostrando o raio de 30 km e as regiões administrativas (DF) englobadas. ✈️ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB). 19

Primeiro capítulo

Figura 1. Armadilhas de grade utilizadas para captura dos animais durante a realização do projeto. **À esquerda:** armadilha colocada no ninho. **À direita:** animal capturado. Nenhuma isca foi utilizada para as capturas. 26

Figura 2. Marcações utilizadas durante a realização do trabalho. A) Anilha colorida utilizada para identificação a distância; B) Anilha de alumínio; C) Colocação do transmissor em uma das corujas capturadas; D) Coruja-buraqueira com o transmissor..... 27

Figura 3. Métodos de coleta de sangue para sexagem. **À esquerda:** furo com agulha descartável. **À direita:** coleta do sangue com papel filtro. 28

Figura 4. Locais de solturas das corujas mostrando os raios de distância do aeroporto. Os locais foram vistoriados anteriormente a soltura dos animais. ✈️ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB). 29

Figura 5. Comparação dos valores de adequabilidade extraídos dos pontos de presença e pseudo-ausência de corujas-buraqueiras. **À esquerda:** Comparação dos valores da adequabilidade ambiental para a presença e pseudo-ausências da coruja-buraqueira. As letras demonstram as diferenças significativas. **À direita:** Mapa representando os pontos do modelo. 🦉 = pontos de presença de corujas; ✖️ = pontos de pseudo-ausências que foram aleatorizados. ✈️ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB).. 33

Figura 6. Mapa de adequabilidade ambiental para a coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*). ✈️ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB). 34




Figura 7. Frequências de adequabilidade das áreas de solturas e das rotas percorridas pelos animais. As classes de adequabilidade são representadas pelas cores:  Alta adequabilidade,  Média adequabilidade e  Baixa adequabilidade. 35

Figura 8. Localização dos pontos de soltura dos indivíduos translocados dentro da área de estudo. **À esquerda:** Pontos que foram aleatorizados para soltura. **À direita:** Ordem de soltura que foi aleatorizada. ✈️ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB). 59

Segundo capítulo

- Figura 1. Representação gráfica da hipótese em relação ao poder preditivo esperado para cada modelo testado. MLmin e MLavg são mais preditivos pois são indicados para animais mais generalistas no uso dos ambientes, como é o caso da coruja-buraqueira.....70
- Figura 2. Comparação dos valores extraídos das trajetórias observadas e das trajetórias preditas (Adequabilidade média, Sinuosidade e Comprimento), com uso de cada modelo. cor = Coeficiente de Correlação de Pearson; $P < 0.05$ representa correlações significativas74
- Figura 3. Prováveis rotas percorridas pelas oito corujas-buraqueiras que sabidamente retornaram ao aeródromo, baseado nos modelos que se mostraram significativos nas predições dos valores médios de adequabilidade. RSFI (*Route Selection Frequency Index*) – representa a contagem de vezes que o pixel foi percorrido na modelagem das várias trajetórias (importância do pixel no deslocamento). ✈ - Aeroporto Internacional de Brasília. 🐦 - Ponto de soltura do animal translocado.....76

Lista de Tabelas

Primeiro capítulo


- Tabela 1. Média da seleção de modelos, com critério de corte de $dAIC_C < 2$. Códigos indicando valores significativos: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1. O modelo foi rodado com ambos os sexos e com os sexos separadamente. 32
- Tabela 2. Exemplos de leis e outros instrumentos voltados para mitigar os riscos de fauna dentro de aeródromos brasileiros. 58
- Tabela 3. Pontos de soltura dos indivíduos translocados, ordem de soltura e as faixas de distâncias do aeródromo, com suas respectivas coordenadas. 59

Segundo capítulo

- Tabela 1. Descrição dos modelos gerados pelo LScorridor e suas especificações. Os valores de Variabilidade e Percepção da paisagem foram definidos para a modelagem das trajetórias das corujas-buraqueiras monitoradas..... 68
- Tabela 2. Média da seleção de modelos das trajetórias observadas, com critério de corte de $dAIC_C < 2$. Códigos indicando valores significativos: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1. Foram realizados modelos para as três métricas extraídas (Média de adequabilidade, Sinuosidade e Comprimento).. 71

SUMÁRIO

Resumo Geral	xi
General Abstract	xii
Introdução Geral	14
Objetivo Geral	17
Objetivos específicos	17
Hipóteses	17
Estrutura da Dissertação	18
Área de Estudo	18
Capítulo 1 – Adequabilidade ambiental de corujas-buraqueiras translocadas para áreas urbanas	21
Resumo	21
Abstract.....	21
Introdução	23
Material e Métodos.....	25
<i>Método de captura e marcação</i>	25
<i>Método de coleta de material genético para sexagem</i>	27
<i>Locais de soltura</i>	28
<i>Monitoração pós-soltura</i>	29
<i>Análise de variáveis ambientais</i>	31
<i>Adequabilidade ambiental</i>	31
Resultados.....	31
<i>Monitoração pós soltura</i>	31
<i>Variáveis ambientais</i>	32
<i>Adequabilidade ambiental</i>	32
Discussão	36
Considerações Finais	41
Referências	42
Anexos	58
Anexo I - Exemplos de leis e outros instrumentos voltados para mitigar os riscos de fauna dentro de aeródromos brasileiros.	58
Anexo II – Pontos de soltura dos indivíduos translocados, ordem da soltura, distância do aeródromo e suas respectivas coordenadas.....	59

Anexo III – I de Moran feito com diferentes distâncias de cada ponto de coruja registrado na área de estudo para determinar autocorrelação espacial. * representa ausência de autocorrelação espacial ($P>0.05$).	61
Capítulo 2 – Avaliação das rotas percorridas e confiabilidade de modelos preditivos	65
Resumo	65
Abstract.....	66
Introdução	68
Material e Métodos.....	70
Área de estudo, captura, translocação e soltura.....	70
Mapa de adequabilidade.....	70
Análise das trajetórias.	70
Resultados	73
Discussão	77
Referências.....	81
Anexos	87
Anexo I – Métricas das trajetórias das corujas-buraqueiras (<i>Athene cunicularia</i>) monitoradas	87
Anexo II – Trajetórias percorridas pelas corujas-buraqueiras monitoradas e as trajetórias que foram modeladas com os diferentes modelos.  - Local de soltura. Mapa: adequabilidade ambiental.....	88

Resumo Geral

Devido ao rápido crescimento urbano é comum observar conflitos entre a fauna selvagem e os humanos, conflitos esses que vão desde a transmissão de doenças até invasão de domicílios e atropelamentos. Dentro do contexto urbano, os aeroportos representam um dos locais mais emblemáticos no que se refere ao conflito entre humanos e fauna devido às colisões (atropelamento da fauna) que geram risco de vida, custos econômicos e morte de fauna. Com intuito de reduzir os impactos em aeroportos, muitas propostas de manejo surgiram no mundo indo desde modificações do ambiente (visando tornar os locais menos adequados para as espécies) até a eutanásia (com intuito de redução populacional). Apesar disso, poucos métodos foram efetivamente testados. A translocação, por exemplo, é amplamente utilizada no Brasil como uma forma de manejo, apesar de pouco ter sido feito para testar sua eficácia como uma opção viável. Dessa forma, o objetivo geral do presente estudo foi entender a eficácia da translocação de coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) e investigar a relação de fatores ambientais, do sexo dos indivíduos com a permanência dos indivíduos translocados, além de avaliar as trajetórias percorridas pelos animais monitorados a fim de modelar suas rotas. As capturas foram realizadas no Aeroporto Internacional de Brasília durante o período de maio a outubro de 2018. Os animais foram marcados com anilha colorida, anilha de metal e rádio transmissor e, após a coleta de sangue para sexagem, foram translocados para diversas distâncias (em uma faixa de 30 km do Aeroporto Internacional de Brasília). Os locais de solturas foram aleatorizados e vistoriados anteriormente à realização das translocações. Geramos um modelo de adequabilidade de hábitat com base na coleta de dados de presença de coruja na área de estudo. Dessa forma, utilizamos o modelo gerado e testamos modelos de dispersão com intuito de prever as trajetórias percorridas. Utilizamos um modelo mais simples de “rota de menor custo” (que é amplamente utilizado) e um modelo mais complexo que também prediz possíveis trajetórias, mas possibilita incorporar variabilidade e a percepção que o animal tem da paisagem nessas predições. Nossos resultados foram divididos em dois capítulos. No primeiro capítulo, mostramos que o método de translocação não é o manejo eficaz pois os animais translocados não permaneceram nas áreas de soltura que já estão ocupadas com outros indivíduos. Ainda, conseguimos constatar que a translocação de machos e fêmeas devem ser pensadas separadamente, tendo em vista que machos são significativamente mais afugentados que as fêmeas. No segundo capítulo

abordamos a efetividade dos modelos na predição das trajetórias. Essas predições são importantes para entender aspectos básicos da espécie como: dispersão, migração, ocupação e preferência no uso dos ambientes. Foi possível demonstrar a importância do acréscimo de variabilidade ao modelo. Em contrapartida, o acréscimo da percepção que os animais têm da paisagem não melhorou o modelo para a coruja-buraqueira.

Palavras chave: coruja-buraqueira, manejo de fauna, impacto urbano, adequabilidade de habitat, modelagem de trajetórias, rota de menor custo.

General Abstract

Rapid urban growth makes it common to observe conflicts between wildlife and humans. These conflicts range from the transmission of diseases to homes invasion and collision with vehicles, including airplanes. Within this scenario, airports represent one of the most emblematic places in the conflict between humans and wildlife due to aircraft-animal collisions leading to life-threatening, economic costs and death of the animals. This has led to the emergence of many wildlife management proposals in order to reduce the impacts at airports, ranging from changes in the environment (to make sites less suitable for animals) to euthanasia (for population reduction). However, few methods have been effectively tested. Translocation, for example, is widely used in Brazil as a form of management, although little has been done to test its effectiveness as a viable option. In this way, the main objective of the present study was to understand the effectiveness of the translocation of burrowing owl (*Athene cunicularia*) and to investigate the relation of environmental factors and the sex of the individuals with their permanence in the new area, also evaluating the trajectories used by the birds monitored in order to model their routes. The animals were captured at Brasília International Airport from May to October 2018. These birds were tagged with colored rings and a metal ring in their feet and a transmitter radio, and after collection of blood for sexing, were translocated for various distances (within a 30 km range of Brasília International Airport). Sites for the releases were randomized in the computer and inspected prior to the translocations. It was generated a habitat suitability model based on data about the presence of owls in the study area. This allowed us to test dispersion models in order to predict the routes traveled by the animals. We run a simpler

"least-cost path" model (more widely used) and a more complex model that allows incorporating variability and the animal's perception on the landscape in these predictions. Our results were divided into two chapters. In the first chapter, we showed that the translocation method is not an effective management because the translocated birds did not remain in the release areas that are already occupied with other individuals. Furthermore, we verified that the translocation of males and females should be considered separately, since males are more significantly driven out by pre-established animals than females. In the second chapter, we discuss the effectiveness of the models in predicting the routes used by translocated birds. These predictions are important to understand basic aspects of the species such as: dispersion, migration, occupation and preference in the use of environments. So it was possible to demonstrate the importance of adding variability to the model. On the other hand, the addition of the animals' perception on the landscape did not improve the model for the burrowing owl.

Keywords: burrowing owl, wildlife management, urban impact, habitat suitability, modeling trajectories, least-cost path.

Introdução Geral

Devido ao rápido crescimento urbano é comum observar conflitos entre a fauna selvagem e os humanos nesse ambiente. Interações conflitantes dos animais com humanos ocorreram por séculos (Torres *et al.* 2018). Diversos fatores contribuem para o problema, como o adensamento de populações humanas e a ocupação crescente de áreas naturais, o que evidencia o aumento desse conflito (Madden 2004, Seto *et al.* 2012). Paralelamente também é observada a diversificação dos tipos de conflitos, que vão desde a transmissão de doenças à invasão de domicílios e atropelamentos (Torres *et al.* 2018). O gradiente de mudança do uso da terra, e seus distintos tipos, influencia diretamente a riqueza e ocupação das espécies (Blair 1996), ao passo que a urbanização torna a biota mais homogênea (McKinney 2006). Devido a isso, os ecossistemas do mundo estão enfrentando uma redução da diversidade biológica sem precedentes (Sih *et al.* 2000, Mendenhall *et al.* 2012).

Dentro do contexto urbano, os aeroportos representam um dos locais mais representativos no que se refere ao conflito entre humanos e fauna. Em aeroportos, os conflitos se expressam em colisões que ocorrem entre a fauna e os aviões. Essas colisões geram risco de vida (devido às mortes causadas com a queda de aviões), custos econômicos (devido à manutenção de aeronaves) e impacto na fauna (devido aos animais que morrem) (Cleary & Dolbeer 2005). Desde a dominação do espaço aéreo, já foi registrada a ocorrência de 52 acidentes letais com a morte de 276 pessoas em decorrência dos acidentes com a fauna (Thorpe 2009). Entretanto, é importante ressaltar que é difícil identificar a causa do acidente, sendo esse número provavelmente subestimado. Apesar disso, a maior parte das colisões que ocorrem não afeta o voo, gerando apenas gastos com manutenção, sendo, por isso, foco principal dos gestores de aeródromos (Godin 1994, Dolbeer *et al.* 2000). Nos EUA, por exemplo, apenas de 1990 a 2015, o custo total mensurado foi de US\$ 731 milhões (Dolbeer *et al.* 2015) e estima-se que o custo anual real seja de US\$ 1,2 bilhões (Allan 2000). Apesar disso, as projeções são conservadoras e, provavelmente, não representam o custo real (Robinson 2000), pois relatos de companhias europeias identificaram 7500 colisões com fauna em apenas cinco anos (Angelici 2016). O impacto sobre a fauna é também pouco compreendido. No Brasil, por exemplo, de 1980 a 2000, foram notificadas 1858 colisões (Bastos 2000), sendo também esse número provavelmente subestimado. Assim, é apontado

que para a resolução dos problemas gerados seria indispensável a capacitação de todos os envolvidos e o investimento de recursos financeiros no gerenciamento do risco da fauna dentro de aeródromos (Patrick & Shaw 2012).

Muitas propostas de manejo visando a redução dos impactos, decorrentes das colisões, surgiram no mundo. Dentre elas podem ser citadas práticas de manejo genéricas, como a redução do recurso alimentar e da água que, além de ser bem vista pelo público em geral por reduzir a necessidade de abate das aves, tem se mostrado eficiente na redução do número populacional das espécies (Byron & Downs 2002). Outros exemplos são: o uso de cães (e.g. *border collies*), que têm a função de afugentar os animais próximos às pistas de pouso e decolagem (Froneman 2003); vistoria e afugentamento das aves em áreas próximas à pista de pouso e decolagem; colocação de espículas que evitam o empoleiramento de aves em estruturas próximas às pistas, o que reduz a possibilidade dos animais colidirem (Froneman 2003); o uso de raticida para controle de roedores (presas) e a consequente diminuição de predadores (Lamb 2001); abate de animais, reduzindo a abundância de espécies (Kennedy 1994, Dolbeer 1998); controle de variáveis ambientais no entendimento na ocorrência dos animais dentro dos aeródromos (Fisher & Davis 2010); controle da altura da vegetação, reduzindo a riqueza de espécies (Deacon & Rochard 2000) e; translocação de indivíduos para reduzir assim a abundância das espécies e, conseqüentemente, o número de colisões (Cummings *et al.* 2003, Pullins *et al.* 2018). Além desses, outros métodos foram aplicados como o uso de cachorros taxidermizados, pirotecnia e canhão de propano (Cleary & Dolbeer 2005), apesar dos resultados serem questionáveis, devido aos poucos trabalhos que avaliaram de forma controlada os resultados (Njá *et al.* 2012). Assim, devido à ampla gama de fatores e características apresentadas por cada local, a pesquisa aplicada é um caminho necessário para se entender e minimizar conflitos entre fauna e os seres humanos (Madden 2004). Entretanto, o desafio de reduzir o risco de colisões persiste.

Nos aeroportos brasileiros, apesar dos instrumentos legais existentes que visam solucionar e atenuar as colisões ([Anexo I](#)), ainda existem poucos trabalhos direcionados para a solução do problema. Alguns desses trabalhos abordaram a importância da identificação da riqueza e abundância das espécies dentro do aeródromo (Novaes & Alvarez 2010, Cardoso *et al.* 2013, Rocha *et al.* 2013, Cardoso *et al.* 2014, Ruiz-Esparza *et al.* 2014), inclusive de

animais terrestres (Novaes *et al.* 2016); os problemas do crescimento urbano exacerbado e a falta de responsabilidade direcionada ao manejo dos resíduos sólidos de forma adequada (Oliveira & Pontes 2012, Arana & Hespanhol 2015) e a redução populacional das espécies dentro do aeródromo (Bastos 2000). Além disso, também existem trabalhos voltados para a identificação de padrões nos registros de colisões, mostrando a complexidade do tema e como as características de cada aeroporto influenciam os resultados (Carvalho *et al.* 2012). O conhecimento de muitos desses aspectos contribuiu para a legislação em vigência no Brasil. No entanto, muitos aspectos relacionados ao manejo de fauna em aeródromos ainda carecem de investigação, tais como o padrão de movimento dos animais que vivem dentro e no entorno dos aeródromos e o impacto indireto da movimentação de aeronave nos padrões de uso espacial das espécies.

Trabalhos que visam testar formas de manejo de espécies dentro de aeródromos são de primordial importância. Com entendimento de métodos efetivos podemos, pouco a pouco, acumular conhecimento e adequar o manejo nesses locais reduzindo o risco e beneficiando tanto as populações humanas quanto as selvagens. Assim, adicionalmente ao manejo de condições locais nos aeroportos, a translocação é uma das técnicas empregadas para redução de conflitos, tendo sido testada para uma ampla variedade de grupos, como veados, alces, ursos, lobos, pássaros e gaviões (Rogers 1998, Schafer & Yunger 2002, Awade & Metzger 2008, Gillies & Clair 2008, Hallett & Atwell 2008). Tal estratégia é frequentemente utilizada em aeroportos dos EUA, e normalmente utilizam como modelo animais de grande porte como os Accipitriformes (e. g. Schafer & Yunger 2002, Schumacher *et al.* 2008). Em alguns casos foram realizados por longos períodos, de até oito anos (Hallett & Atwell 2008), e os resultados se mostraram positivos, com a redução do número de colisões com as espécies estudadas. Entretanto, uma translocação de sucesso envolve não só a captura e soltura de espécimes. É preciso entender, por exemplo, quais espécies que devem ser translocadas, como capturá-las de forma eficaz, quais áreas são adequadas para a espécie, quais distâncias ideais de soltura, como os animais respondem nas áreas de soltura, o que está determinando a permanência ou não dos animais e, além disso tudo, como todos esses aspectos afetam de forma significativa o número de colisões com a espécie no aeroporto estudado e sua aplicabilidade a longo prazo. A coruja-buraqueira, que é o modelo desse estudo, é uma espécie de interesse para os gestores de aeródromos por se adaptar bem aos ambientes

gramados comuns nos aeródromos sendo, dessa forma, comumente envolvidas em colisões com aeronaves. No Brasil, nos últimos 10 anos, foram registradas 118 colisões com a espécie, sendo que 35 ocorreram no Aeroporto Internacional de Brasília.

Objetivo Geral

Investigar a efetividade da translocação de corujas-buraqueiras (*Athene cunicularia*) em relação ao tempo de permanência e características ambientais de áreas previamente selecionadas. Além disso, tentar prever trajetórias de retorno para o local de origem com base em características ambientais.

Objetivos específicos

- 1) Avaliar a eficácia do uso de telemetria no entendimento de deslocamento de corujas-buraqueiras translocadas em áreas urbanas;
- 2) Avaliar a relação entre a adequabilidade ambiental de áreas de soltura com o tempo de permanência de animais translocados;
- 3) Avaliar se o *sexo* influencia no tempo de permanência de animais translocados.

Hipóteses

H1 – É possível monitorar corujas-buraqueiras em áreas urbanas apenas com registros visuais e marcação de coordenadas, sem ser necessário a triangulação.

H2 – O tempo de permanência das corujas-buraqueiras translocadas nos locais de solturas é maior em ambientes com maior adequabilidade.

H3 – A proximidade de áreas de vegetação nativa aberta nos locais de soltura aumenta o tempo de permanência dos animais translocados.

H4 – É possível prever trajetórias percorridas pelas corujas-buraqueiras utilizando um modelo de adequabilidade de habitat.

H5 – Modelos mais parametrizados são melhores na predição das trajetórias de corujas-buraqueiras.

Estrutura da Dissertação

No estudo são apresentados os resultados obtidos da translocação de corujas-buraqueiras (*Athene cunicularia*) para diferentes áreas situadas a até 30 km do Aeroporto Internacional de Brasília.

O **Primeiro capítulo** discorre sobre os procedimentos de captura, transporte, soltura das aves e as implicações do método utilizado e sua aplicabilidade. Além disso, é apresentado um modelo de locais ambientais adequados para ocorrência da espécie. Esse capítulo discute os aspectos relacionados as três primeiras hipóteses (**H1**, **H2** e **H3**). O **Segundo capítulo** é voltado para a compreensão das rotas percorridas pelos animais, testando se é possível prever as rotas de menor custo baseada em um modelo de adequabilidade de hábitat, com intuito de mapear possíveis trajetórias realizadas pelos animais ao retornarem ao aeródromo. Esse capítulo discute as duas últimas hipóteses (**H4** e **H5**).

Área de Estudo

As capturas ocorreram no Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília, doravante denominado como AIB (15°52'11,87"Lat S, 47°55'17,13" Long W). A área do Sítio Aeroportuário abrange cerca de 2.893 ha, de uso compartilhado civil e militar. Possui duas pistas de pouso e decolagem, quatro pátios (sendo que um é utilizado pela Força Aérea Brasileira), um terminal de passageiros, um terminal de cargas, 19 hangares, além de vários empreendimentos comerciais em seu entorno. O aeroporto está classificado como o 3º maior do Brasil em movimentação de passageiros. Em 2018, transportou 17.855.163 passageiros e recebeu mais de 153.796 pousos (<https://www.bsb.aero/br/o-aeroporto/sobre-o-aeroporto/dados-e-informacoes/>).

As solturas foram realizadas em um raio de 30 km do centro do AIB e englobaram 22 regiões urbanas (Figura 1). A cobertura dentro deste raio varia em um gradiente de áreas naturais de Cerrado - formações campestres (ex.: campo limpo e campo sujo) a savânicas

(ex.: cerrado sentido restrito) e florestais, como exemplo, os cerradões e as matas de galeria (Ribeiro & Walter 2008) - até áreas urbanizadas, de pastagem e de agricultura.

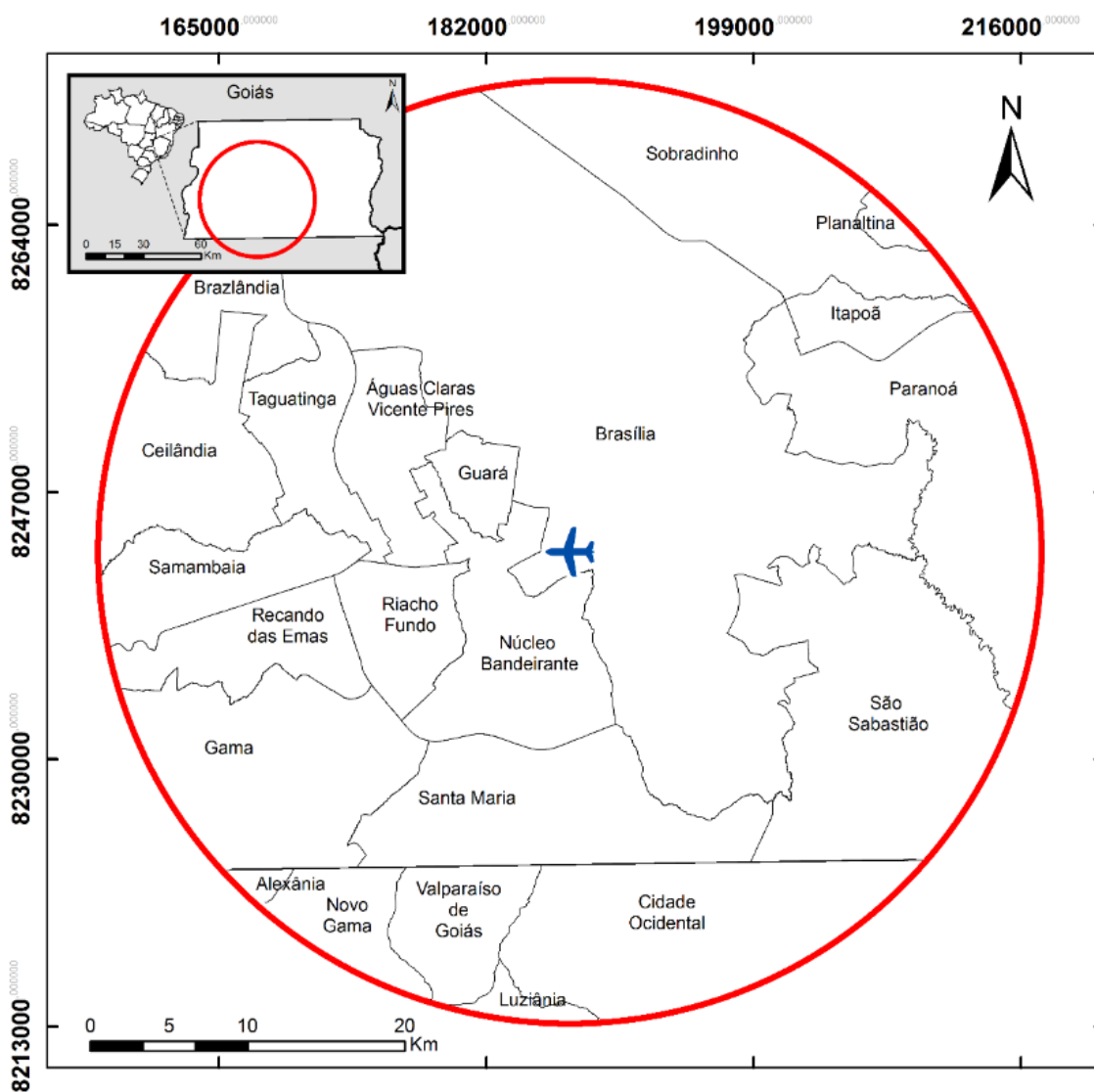


Figura 1. Área de estudo mostrando o raio de 30 km e as regiões administrativas (DF) englobadas. ✈️ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB).

Capítulo 1 – Adequabilidade ambiental de corujas-buraqueiras translocadas para áreas urbanas

Resumo

O deslocamento dos animais no ambiente está associado a vários fatores como a busca de recursos a sua sobrevivência e a evitação de riscos, como eventuais predadores. Devido ao rápido crescimento da população humana global, há também um aumento na conversão dos ambientes naturais em áreas de agropecuária e de uso urbano, sendo essa última uma das grandes ameaças para a biodiversidade. A coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*), que é o foco deste trabalho, é uma espécie que se adapta bem aos ambientes urbanos e, devido a essa proximidade, está comumente envolvida em conflitos com os humanos. Dentre os vários impactos, as colisões (atropelamento) com aeronaves dentro de aeroportos é o foco aqui abordado. Nos últimos 10 anos foram registrados 115 casos no Brasil de colisões da coruja-buraqueira com aeronaves, sendo 35 deles no Aeroporto Internacional de Brasília. Apesar da coruja-buraqueira ser uma espécie amplamente estudada, pouco se sabe sobre a preferência no uso dos habitats, pois a espécie tem uma alta plasticidade ambiental. Além disso, não se sabe como a espécie responde após a soltura em uma área não conhecida (quando translocada). Assim, nosso objetivo foi entender como a espécie responde à soltura em locais distantes dos pontos de capturas. As capturas foram realizadas no Aeroporto Internacional de Brasília durante o período de maio a outubro de 2018. Os animais foram marcados com anilha colorida, anilha de metal e rádio transmissor e, após a coleta de sangue para sexagem, foram translocados para diversas distâncias. Os locais de solturas foram aleatorizados a até 30 km de distância do aeroporto. Monitoramos 30 indivíduos que foram soltos entre 19:30 h e 21:00 h e monitorados até a perda completa do sinal. Utilizamos camadas espaciais (o mapa de uso do solo, altitude, declividade e um índice de vegetação - NDVI) para averiguar a influência na permanência dos indivíduos translocados. Averiguamos a correlação entre as camadas espaciais e realizamos modelos (GLMs) para testar a influência das camadas espaciais no tempo de permanência dos animais nas áreas de solturas. Utilizamos dados coletados na área de estudo de presença de corujas-buraqueiras, filtramos pontos autocorrelacionados (com uso do I de Moran), aleatorizamos pontos de pseudo-ausências, extraímos os valores médios de adequabilidade (raio de 600 m) para todos os pontos e comparamos o modelo utilizando o

teste de Wilcoxon-Mann-Whitney. Geramos, assim, um mapa de adequabilidade com base no modelo logístico gerado. Nossos resultados mostram que os métodos utilizados para a monitoração se mostraram válidos. Os animais não se deslocaram durante o dia e machos foram mais afugentados que fêmeas, provavelmente, devido à defesa de território. Ainda, a análise das camadas espaciais geradas mostrou que a distância de áreas não florestais foi inversamente relacionada ao tempo de permanência dos indivíduos. Esta relação, contudo, não se manteve quando avaliamos os sexos separadamente. Isto sugere que o aspecto determinante para a maior permanência na área de soltura está vinculado à territorialidade, tendo em vista o número de afugentamentos e seu direcionamento para os machos. Esses resultados sugerem que o manejo da espécie deve ser pensado separadamente entre os sexos. Com posse desses resultados, evidencia-se que o uso de translocação não é efetivo para o manejo da espécie dentro do Aeroporto Internacional de Brasília e que o manejo das tocas dentro do próprio aeroporto talvez seja mais eficaz no controle de número de colisões.

Palavras chave: Translocação, adequabilidade ambiental, aeródromo, colisão com fauna, manejo de fauna.

Abstract

Movements of animals in the environment are associated with several factors such as the search for resources and avoid risks to their survival, such as potential predators. The rapid growth of the global human population also causes an increase in the conversion of natural environments to areas of agriculture and urban use, and this is one of the greatest threats to biodiversity. The burrowing owl (*Athene cunicularia*) is a species that adapts well to urban environments, and because of this proximity, are commonly involved in conflicts with humans. Among these conflicts, collisions with aircrafts in airports (bird strike) are the focus of this study. There were 115 cases of owl-airplanes collisions in Brazil during the last 10 years, of which 35 occurred at the Brasília International Airport. Despite the burrowing owl is a widely studied species, little is known about the preference in the use of habitat because the species has a high environmental plasticity. It is also unknown how the species responds to translocation and release in a new area. In this way, our objective was to

understand how the species responds to the release in areas far from the sites where it was captured. These catches were carried out at the Brasília International Airport during the period from May to October 2018. The birds were tagged with colored rings and a metal ring in their feet and a transmitter radio, and after collection of blood for sexing, were translocated for various distances. Release sites were randomized in the computer within 30 km of the airport. We monitored 30 individuals who were released between 7:30 p.m. and 9:00 p.m. and tracked until the complete loss of the radio signal. Spatial layers, including the land use map, altitude, slope and a Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), were used to investigate the influence on the permanence of translocated birds. We evaluated the correlation between spatial layers and models (GLMs) were run to test the influence of spatial layers on the permanence time of animals in the release areas. For this purpose, we used data collected in the study area on the presence of burrowing owls, filtered autocorrelated points (using I of Moran), randomized pseudo-absence points and extracted the average values of suitability (radius of 600 m) for all points, comparing the models with the Wilcoxon-Mann-Whitney test. Then a map of adequacy was made based on the logistic model generated. Our results show that the methods used for monitoring are valid. The animals did not move during the day and males are more significantly driven out by pre-established animals than females, probably due to the defense of territory. Moreover, the analysis of the spatial layers generated showed that the distance from non-forest areas was inversely related to the permanence time of the individuals. The relation, however, was not maintained when we evaluated the sexes separately. This suggests that the determining factor for a longer stay in the release area is linked to territoriality more than the resource. These results suggest that the management of the species should be considered separately between the sexes and provides evidence that the use of translocation is not effective for the burrowing owl in the Brasília International Airport. The management of burrows within the airport area itself may be more effective in controlling the number of collisions with aircrafts.

Keywords: Translocation, environmental suitability, aerodrome, bird strike, wildlife management.

Introdução

O deslocamento dos animais no ambiente está associado a vários fatores. Os indivíduos se deslocam para buscar recursos e evitam fatores que geram risco, como eventuais predadores (Nathan *et al.* 2008). Entender a escolha de locais de deslocamento das espécies pelo ambiente pode nos indicar as restrições ecológicas e funcionais dos ecossistemas que as mantêm (Kays *et al.* 2015), tendo em vista que, ao se deslocarem, os animais podem atuar em funções ecossistêmicas importantes, como a dispersão de pólen e sementes, embora também possam propagar doenças (Urbano *et al.* 2010). Dessa forma, a manutenção dos ecossistemas e do seu funcionamento, assim como a prevenção de doenças, podem depender dos movimentos que os animais realizam.

Devido ao rápido crescimento da população humana global, observa-se um aumento na conversão dos ecossistemas naturais em áreas urbanas (Gaston 2010). De fato, o processo de urbanização é considerado, atualmente, uma das ameaças mais importantes à biodiversidade (Chace & Walsh 2006, McKinney 2006, Shochat *et al.* 2006). A conversão dos ambientes em cidades faz com que as espécies respondam de diferentes formas. As espécies podem evitar, se adaptar ou explorar as áreas urbanizadas (Blair 1996, McKinney 2006), influenciando, assim, os deslocamentos dos indivíduos (Ditchkoff *et al.* 2006). Existem extensivas pesquisas que são realizadas com intuito de entender os padrões de movimento das espécies (Holyoak *et al.* 2008), tanto em ambientes naturais como em ambientes urbanos. Avanços tecnológicos em ferramentas de monitoração têm propiciado um melhor entendimento dos padrões de deslocamento e uso do espaço pelos animais (Conway & Garcia 2005, Thurfjell *et al.* 2014, Kays *et al.* 2015). Tais avanços são percebidos pelo aumento do volume de dados com boa resolução espacial e pela miniaturização dos equipamentos, o que possibilita estudar animais de menor porte (Gross, 2015). Dessa forma, na medida que conseguimos detectar melhor o crescimento urbano e os padrões de uso da terra, também avançamos no conhecimento do deslocamento de algumas espécies que até se adaptam bem aos ambientes urbanos (Sol *et al.* 2013, Samia *et al.* 2015) onde futuramente, também podem ser importantes para a preservação de algumas espécies (Rebolo-Ifrán *et al.* 2017).

A coruja-buraqueira é uma espécie que se adapta bem aos ambientes urbanos (Franco & Marçal-junior 2018) e perturbados (Rebolo-Ifrán *et al.* 2015, Baladrón *et al.* 2016, Cavalli *et al.* 2018). Apesar disso, devido à proximidade com os humanos, é comumente envolvida em conflitos. Esses conflitos são diversificados indo desde as colisões com aeronaves (Cardoso *et al.* 2014), usinas eólicas (Smallwood *et al.* 2007, 2013) e cercas (Gillihan 2000) até a intoxicação por inseticidas (Engelman *et al.* 2012) e evitação de estradas de fluxo rápido (Scobie *et al.* 2014). A adaptação das corujas aos ambientes urbanos é explicada pela redução de predadores (Møller *et al.* 2012, Stracey & Robinson 2012) e aumento de recurso alimentar nesses locais (Franco & Marçal-Junior 2018). Além disso, é uma espécie de hábito diurno. Devido a esses fatores é a espécie de coruja mais estudada no Brasil e no mundo (Motta-Junior & Braga 2012, Lincer *et al.* 2018).

Apesar da coruja-buraqueira ser amplamente estudada, não se sabe quais são seus ambientes mais adequados e quais suas restrições ambientais durante os deslocamentos. A coruja-buraqueira é distribuída em quase todo o continente americano, ocorrendo do sul da Argentina ao sul do Canadá (Menq 2018). São reconhecidas 22 subespécies (Clements *et al.* 2018, Menq 2018), algumas classificadas como ameaçadas de extinção na América do Norte (Clayton & Schmutz 1999, Poulin *et al.* 2005, COSEWIC 2006). Habita uma grande variedade de ambientes abertos marcados por vegetação rasteira ou solo descoberto, como pastagens, desertos, dunas de areia, parques urbanos, aeroportos, campos de golfe e áreas urbanas (Sick 1984, Sigrist 2007, Gwynne *et al.* 2010). Sua dieta envolve basicamente artrópodes (Carevic *et al.* 2013, Cruz-Jofré & Vilina 2014, Cadena-Ortíz *et al.* 2016, Santos *et al.* 2017), sendo comumente avistadas pousadas em postes de luz e mourões (Gwynne *et al.* 2010). Apesar de forragear em quase todos os tipos de ambientes (Marsh *et al.* 2014), sabe-se que a espécie é seletiva para o tipo de ambiente onde realiza a reprodução (Cavalli *et al.* 2016b, Martínez *et al.* 2017).

Além disso, pouco se sabe sobre como a espécie responde quando os indivíduos são introduzidos em ambientes desconhecidos (Lincer *et al.* 2018). Espécies soltas em ambientes desconhecidos ficam desorientadas (Biggins *et al.* 1999, Tweed *et al.* 2003, Letty *et al.* 2007), podendo se dispersarem rapidamente do ponto de soltura (Tweed *et al.* 2003) ou até retornarem ao ponto de captura (Biggins *et al.* 1999). Com a coruja-buraqueira parece não

ser diferente, sendo que a aclimação dos indivíduos a área de soltura aumentam as chances de estabelecimento na nova área (Mitchell *et al.* 2011). Experiências de translocações com a espécie foram feitas na Flórida-EUA, mas considerando apenas aspectos alimentares dos indivíduos nos novos ambientes (Sarno *et al.* 2012). Um aspecto abordado em experiências bem sucedidas é a avaliação da adequabilidade ambiental dos ambientes onde ocorreu a introdução dos indivíduos (Griffith *et al.* 1989, Wolf *et al.* 1996, Letty *et al.* 2007, Hakkarainen *et al.* 2008, Riding & Belthoff 2018) e a aclimação dos indivíduos antes da soltura (Combreau & Smith 1998, Mitchell *et al.* 2011). Entretanto, ainda se sabe pouco sobre o que realmente determina a permanência dos animais na nova área.

A coruja-buraqueira é comumente envolvida em colisões com aeronaves, sendo que, nos últimos 10 anos foram registradas 35 colisões apenas no aeroporto de Brasília (http://sistema.cenipa.aer.mil.br/cenipa/sigra/pesquisa_dadosExt). Além disso, devido ao seu tamanho, peso e abundância, é uma espécie que possui relevância em sua classificação de risco seguindo a legislação vigente no Brasil (ex: resolução CONAMA nº 466 de 2015; [Anexo I](#)). Assim, o presente estudo visa avaliar como os indivíduos de coruja-buraqueira translocados respondem quando soltos em um ambiente desconhecido (longe de sua área de vida) e quais são os fatores que determinam o maior tempo de permanência dos animais nas áreas novas. Além disso, foi criado um modelo de adequabilidade ambiental para espécie dentro da área de estudo, sendo que foram comparados os resultados com o tempo de permanência dos animais. O principal objetivo foi tentar entender quais aspectos devem ser considerados durante uma translocação e quais métodos devem ser aplicados para o manejo da espécie dentro do aeródromo.

Material e Métodos

Método de captura e marcação

Realizamos as capturas utilizando armadilhas de grade (35 x 15 x 15 cm) sem o uso de iscas. O método de captura foi aplicado com a espécie em outros trabalhos, mostrando-se ser eficaz (Martin 1971, Ferguson & Jorgense 1981, Plumpton & Lutz 1992, Botelho & Arrowood 2004). As armadilhas foram colocadas nas tocas dos indivíduos e foram vistoriadas quatro vezes ao dia, durante o período não reprodutivo (24/05/2018 a 01/10/2018)

(Figura 1). Após as capturas, as armadilhas eram transferidas para outras tocas. Fizemos as contenções dos animais levando em consideração os procedimentos de segurança para a ave e para o pesquisador e transportamos os indivíduos em sacolas de pano escuro para minimizar o estresse (Cubas *et al.* 2006).



Figura 1. Armadilhas de grade utilizadas para captura dos animais durante a realização do projeto. **À esquerda:** armadilha colocada no ninho. **À direita:** animal capturado. Nenhuma isca foi utilizada para as capturas.

Cada indivíduo capturado foi marcado com anilhas coloridas no tarso (para facilitar a identificação à distância) e com anilha de alumínio (para assegurar a identificação dos indivíduos, tendo em vista a fragilidade das anilhas coloridas) (Diâmetro das anilhas: 6,3 mm; Figura 2a e 3b). As capturas e a colocação das anilhas foram autorizadas pelas licenças SISBio n.º 61441-1 e IBRAM n.º 7802066/2018. Além disso, marcamos os indivíduos com um transmissor VHF modelo NTQB-2 (Lotek - <http://www.lotek.com/nanotag.htm>), que foi colocado nas costas (arreiço tipo mochila – Figura 2c e 2d) (Candia-Gallardo *et al.* 2010). Os sinais dos transmissores foram registrados com um receptor Lotek SRX800 e antena Yaggi de três elementos.

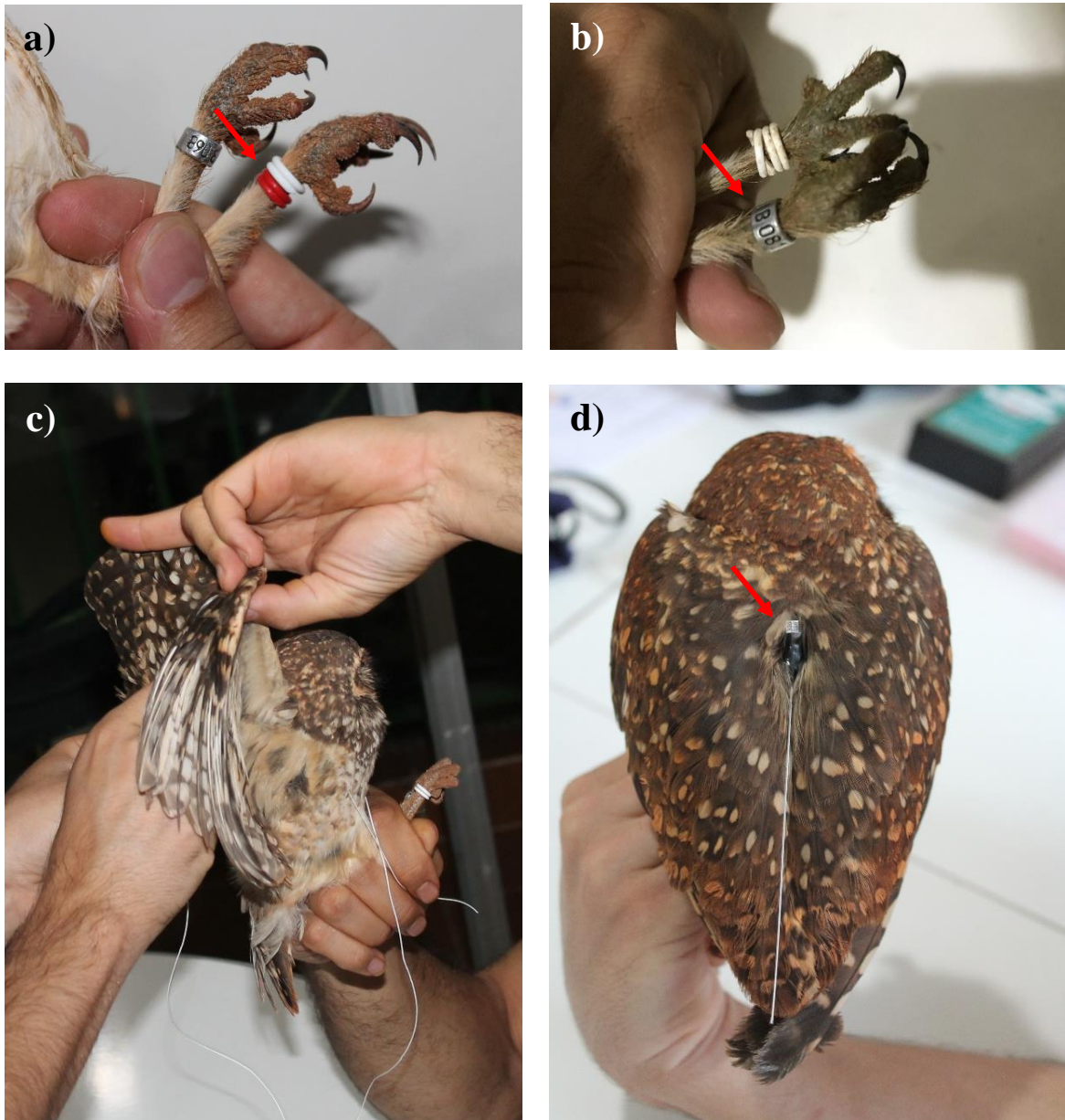


Figura 2. Marcações utilizadas durante a realização do trabalho. A) Anilha colorida utilizada para identificação a distância; B) Anilha de alumínio; C) Colocação do transmissor em uma das corujas capturadas; D) Coruja-buraqueira com o transmissor.

Método de coleta de material genético para sexagem

Coletamos o sangue da veia alar, que é recomendada para as aves (Cubas *et al.* 2006). A asa foi esticada sobre uma superfície firme (evitando fraturas) e utilizamos uma seringa para fazer um pequeno furo na veia. Após, com uso de um papel filtro, coletamos uma gota de sangue (~0,1ml). Depois do procedimento, o local foi higienizado e o sangue foi estancado

com um garrote (como descrito por Myiaki 2010) (Figura 3). O material coletado foi enviado para a empresa UniGen em São Paulo, que realizou a sexagem.

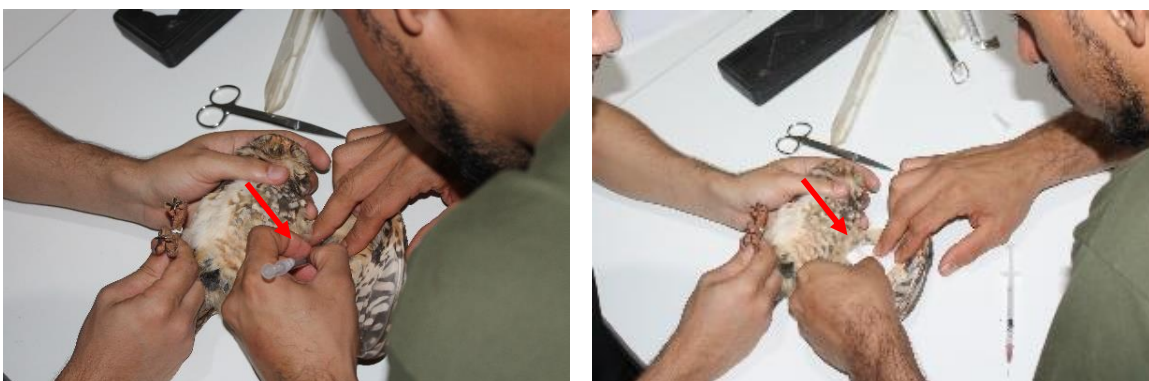


Figura 3. Métodos de coleta de sangue para sexagem. **À esquerda:** furo com agulha descartável. **À direita:** coleta do sangue com papel filtro.

Locais de soltura

Escolhemos as áreas de soltura com base no mapa de uso do solo do MapBiomas (<http://mapbiomas.org>) e do GeoPortal (<http://geoportal.segeth.df.gov.br>). Sobreposamos os locais de áreas gramadas (locais de preferência de uso da espécie) do GeoPortal com áreas delimitadas como de uso urbano do MapBioma, gerando assim locais possíveis para soltura dos animais translocados. Para fins práticos de manejo dos animais, delimitamos três faixas de solturas de distância saindo do AIB (3-10 km, >10-20 km, >20- 30 km). Dentro de cada faixa, aleatorizamos 10 pontos de soltura (Figura 4). Os locais escolhidos para soltura foram vistoriados anteriormente ao início das capturas (garantindo o acesso ao ponto) e a ordem de soltura também foi aleatorizada ([Anexo II](#)).

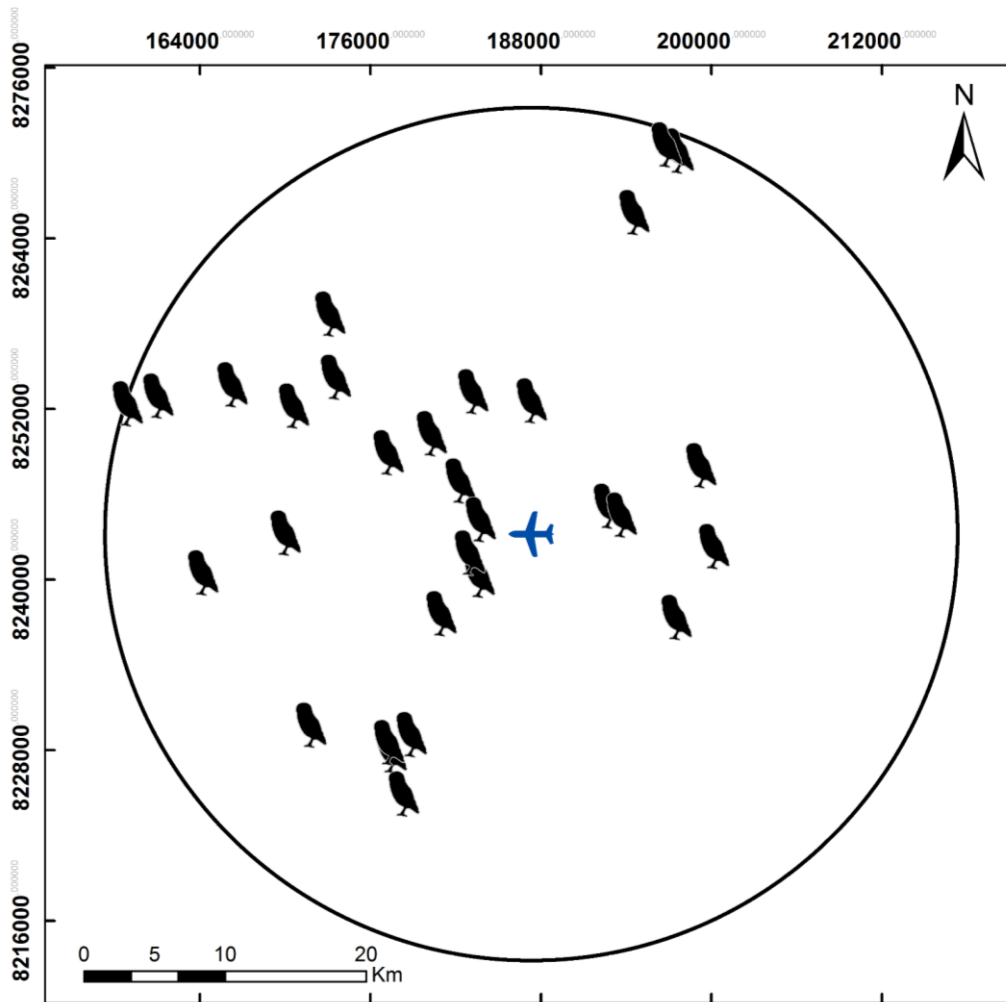


Figura 4. Locais de solturas das corujas mostrando os raios de distância do aeroporto. Os locais foram vistoriados anteriormente a soltura dos animais. ✈️ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB).

Monitoração pós-soltura

Os animais foram soltos entre 19:30 h e 21:00 h nos pontos previamente sorteados. O horário foi escolhido por fins práticos, tendo em vista que, em áreas urbanas, o trânsito de veículos poderia inviabilizar a monitoração. Seguimos os animais até perder completamente o sinal do transmissor (com pelo menos 2 horas de busca sem sucesso). Fizemos a monitoração somente durante o período noturno (esperando que os animais não se deslocassem durante o dia). Interações agonísticas intraespecífica foram registradas e as diferenças observadas entre os sexos foram testadas com uso do teste do qui-quadrado (Hope 1968).

Análise de variáveis ambientais

Utilizamos os mapas de uso do solo fornecidos pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), que possui resolução especial de 5 metros (<https://fbds.org.br>). Com posse desses dados, criamos uma matriz de distância utilizando o ArcGis 10.2.1, com cada classificação fornecida (“formação florestal”, “formação não florestal”, “área antropizada”, “área edificada” e “água”). Além disso, utilizamos dados de altitude e declividade fornecidos pelo Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (INPE - TOPODATA) e calculamos o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) com dados fornecidos pelo satélite Landsat 8 (<https://earthexplorer.usgs.gov>). Submetemos as camadas espaciais geradas a análises de correlação de Spearman com uso do pacote *raster* do R (Hijmans 2017). Utilizamos critério de corte de 5% ($p < 0.05$).

Realizados modelos lineares generalizados (GLM) para testar a relação do tempo de permanência dos animais translocados (raio de 100 m do ponto de soltura) com as camadas espaciais geradas. Utilizamos o valor médio de cada camada para o raio de 200 m do ponto de soltura, com objetivo de descrever a área de soltura e seus arredores. Os melhores modelos foram selecionados usando o critério de informações de Akaike, com a função *dredge* no pacote *MuMIn* do R, que realizou a seleção automática de modelos (Barton 2018). Após isso, utilizamos uma abordagem de média de modelo do mesmo pacote, com critério de corte de $dAIC_C < 2$ (Burnham & Anderson 2003). A linearidade e a homogeneidade dos resíduos dos modelos foram verificadas visualmente.

Adequabilidade ambiental

Foram realizadas mais de 40 dias de vistorias durante o período noturno (cerca de 350 horas) na área de estudo. Nessas vistorias, marcamos 144 coordenadas de presença de corujas que ocupavam essas áreas. Para evitar autocorrelação espacial entre os pontos marcados, fizemos uma análise de componentes principais - PCA com as camadas espaciais de matriz de distâncias no R (R Core Team 2018) e selecionamos a camada com maior variação para o teste de autocorrelação. Depois, com uso do pacote *rangeBuilder* do R (Rabosky *et al.* 2016), fizemos *buffers* a cada cinco metros de cada ponto marcado e, caso esses locais caíssem dentro do mesmo *buffer*, mantínhamos apenas um ponto. Calculamos o I de Moran

para testar a autocorrelação espacial dos pontos (Anselin 1995), com uma matriz de peso associado (Gittleman & Kot 1990), com o pacote *ape* no R (Paradis & Schliep 2018). Esse roteiro foi realizado com *buffers* de até 5000 m ([Anexo III](#)). Utilizamos 5% ($P > 0.05$) como parâmetro de corte.

Após a definição do menor *buffer* sem autocorrelação espacial, aleatorizamos a mesma quantidade de pontos no restante da área de estudo (gerando coordenadas de pseudo-ausências). Com posse dessas coordenadas, extraímos os valores médios das camadas espaciais (raio de 600 m) de todos os pontos (presença e pseudo-ausências) e rodamos um modelo logístico (GLM) (Kienast *et al.* 2012, Burnham & Anderson 2016). A escolha de 600 m de raio foi feito com base na área de maior intensidade de uso relatado para a espécie (Green & Anthony 1989, Haug & Oliphant 1990, Gervais *et al.* 2003, Moulton *et al.* 2004, Rosenberg & Haley 2004, Valdez-gómez *et al.* 2018). Utilizamos o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para avaliar o modelo e a utilizamos a função *predict* do pacote *raster* (Hijmans 2017) para criar uma matriz espacial baseada no modelo logístico gerado. Dividimos o mapa em três classes de adequabilidade (Alta, Média e Baixa), usando intervalos naturais de Jenks no ArcGIS, que maximizam as diferenças entre as classes (Jenks 1967).

As trajetórias dos animais monitorados foram sobrepostas ao mapa de adequabilidade gerado e, com uso do pacote *raster* (Hijmans 2017), extraímos os valores de cada ponto marcado. Padronizamos o tempo de monitoração a fim de comparar os resultados gerados.

Resultados

Monitoração pós soltura

O tempo de monitoração variou de 00:06:00 h à 28:34:00 h (média= 04:37:38 h; n= 30). Apenas uma coruja conseguiu retirar o transmissor 4:13 horas após a soltura. Todos os outros indivíduos, apesar de tentarem retirar o transmissor (principalmente nos primeiros minutos após a soltura), não tiveram sucesso até o fim da monitoração. Nos casos onde conseguimos acompanhar visualmente os animais, 51% deles foram afugentados por outras corujas-buraqueiras. Além disso, machos foram significativamente mais afugentados que as fêmeas ($X^2 = 0.012$, n=27, $p < 0.05$).

Variáveis ambientais

O tempo de permanência das corujas na área de soltura variou de dois a 288 minutos (Média= 53.27, SD= 61.57, n = 30). Corujas que foram monitoradas mais de uma noite permaneceram no ultimo local marcado no dia anterior, não se deslocando durante o período diurno. As matrizes de distâncias geradas não apresentaram correlação (critério de corte >80%). A seleção de modelos mostrou que apenas uma variável foi significativa (“Formação não florestal”; $P < 0.05$). Os modelos gerados separadamente para machos e fêmeas mostraram que apenas os machos apresentaram relação com a camada especial (Tabela 1).

Tabela 1. Média da seleção de modelos, com critério de corte de $dAIC_C < 2$. Códigos indicando valores significativos: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘**’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1. O modelo foi rodado com ambos os sexos e com os sexos separadamente.

Variável resposta	Sexo	Variável preditora	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)	Importância
Tempo de permanência	Fêmeas e Machos	(Intercept)	0	0	0	NA	NA	NA
		Formação florestal	0.457	0.225	0.234	1.956	0.05	0.841 .
	Formação não florestal	-0.577	0.202	0.21	2.746	0.006	1 **	
	Água	-0.35	0.22	0.231	1.519	0.129	0.342	
	Altitude	-0.179	0.192	0.201	0.89	0.374	0.139	

Variável resposta	Sexo	Variável preditora	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)	Importância
Tempo de permanência	Machos	(Intercept)	0	0	0	NA	NA	NA
		Formação florestal	0.442	0.22	0.239	1.851	0.064	0.484 .
		Formação não florestal	-0.528	0.208	0.227	2.321	0.02	1 *
		Área edificada	0.379	0.206	0.225	1.681	0.093	0.271 .
		Altitude	-0.302	0.225	0.248	1.218	0.223	0.134

Adequabilidade ambiental

O teste de autocorrelação espacial I de Moran mostrou que foi preciso um raio de distância de 3345 metros entre os pontos para evitar pseudo-replicações e, conseqüentemente, enviesamento dos resultados (P -value=0,062; n = 29; [Anexo III](#)). Esses pontos foram utilizados para criar o modelo. A PCA mostrou que a camada com maior

variação foi a de “distância de formações florestais”. Com posse desses dados, criamos o modelo logístico. O teste de Wilcoxon-Mann-Whitney do modelo mostrou-se significativo ($W=88$, $P<0,05$, Figura 5). Dessa forma, seguimos com a criação do mapa de adequabilidade ambiental (Figura 6).

Os valores extraídos do mapa de adequabilidade referente às rotas percorrida pelos animais monitorados variaram de -4,29 a 5,32 e os valores extraídos das áreas de solturas (raio de 600m) variaram de -9,84 a 7,56 (Figura 7).

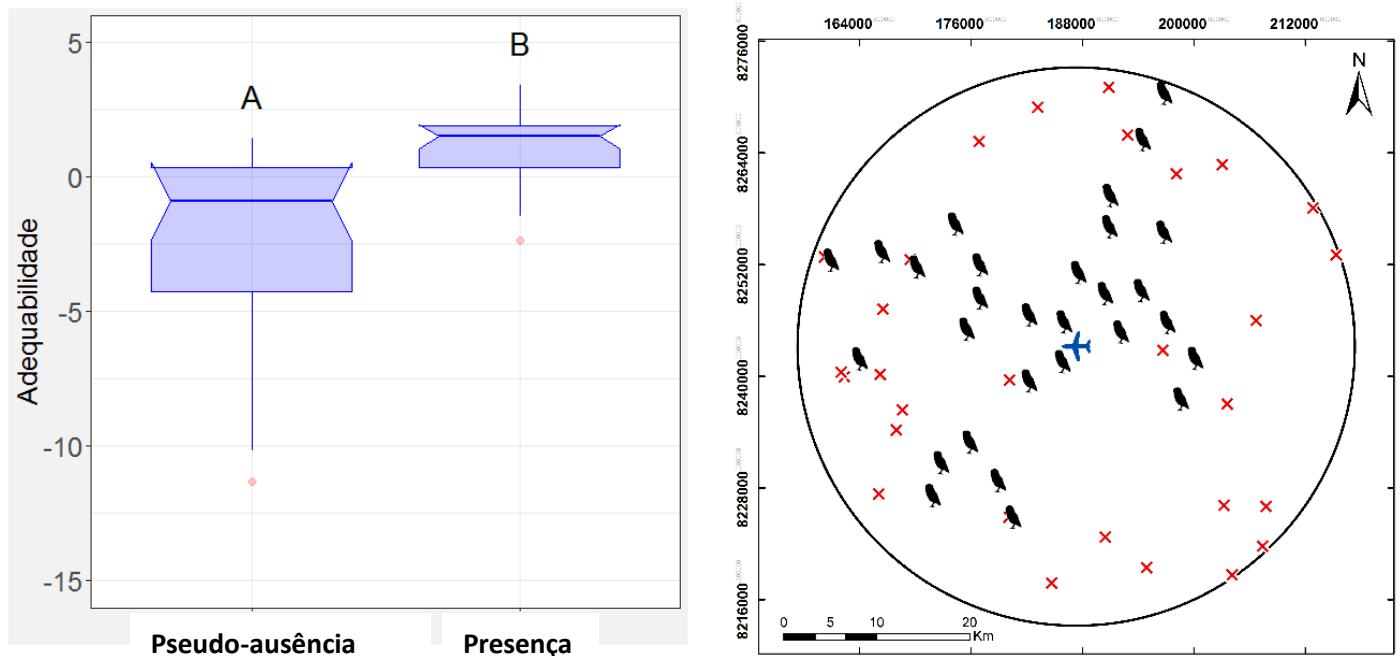


Figura 5. Comparação dos valores de adequabilidade extraídos dos pontos de presença e pseudo-ausência de corujas-buraqueiras. **À esquerda:** Comparação dos valores da adequabilidade ambiental para a presença e pseudo-ausências da coruja-buraqueira. As letras demonstram as diferenças significativas. **À direita:** Mapa representando os pontos do modelo. 🦉 = pontos de presença de corujas; ✖ = pontos de pseudo-ausências que foram aleatorizados. ✈ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB).

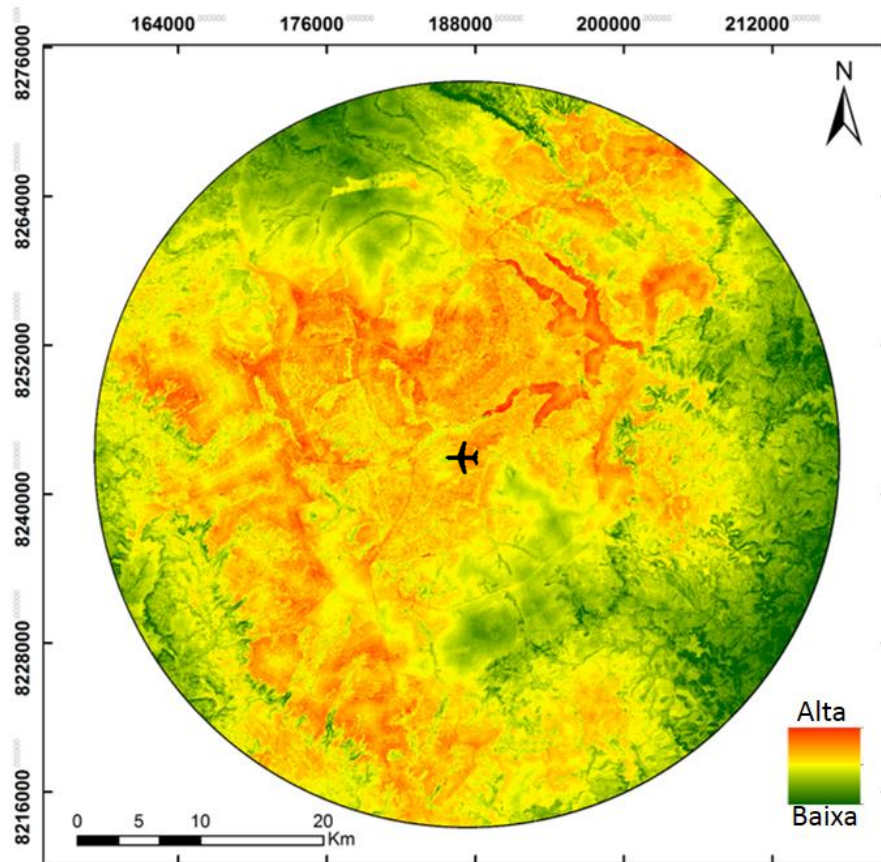


Figura 6. Mapa de adequabilidade ambiental para a coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*). ✈. Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB).

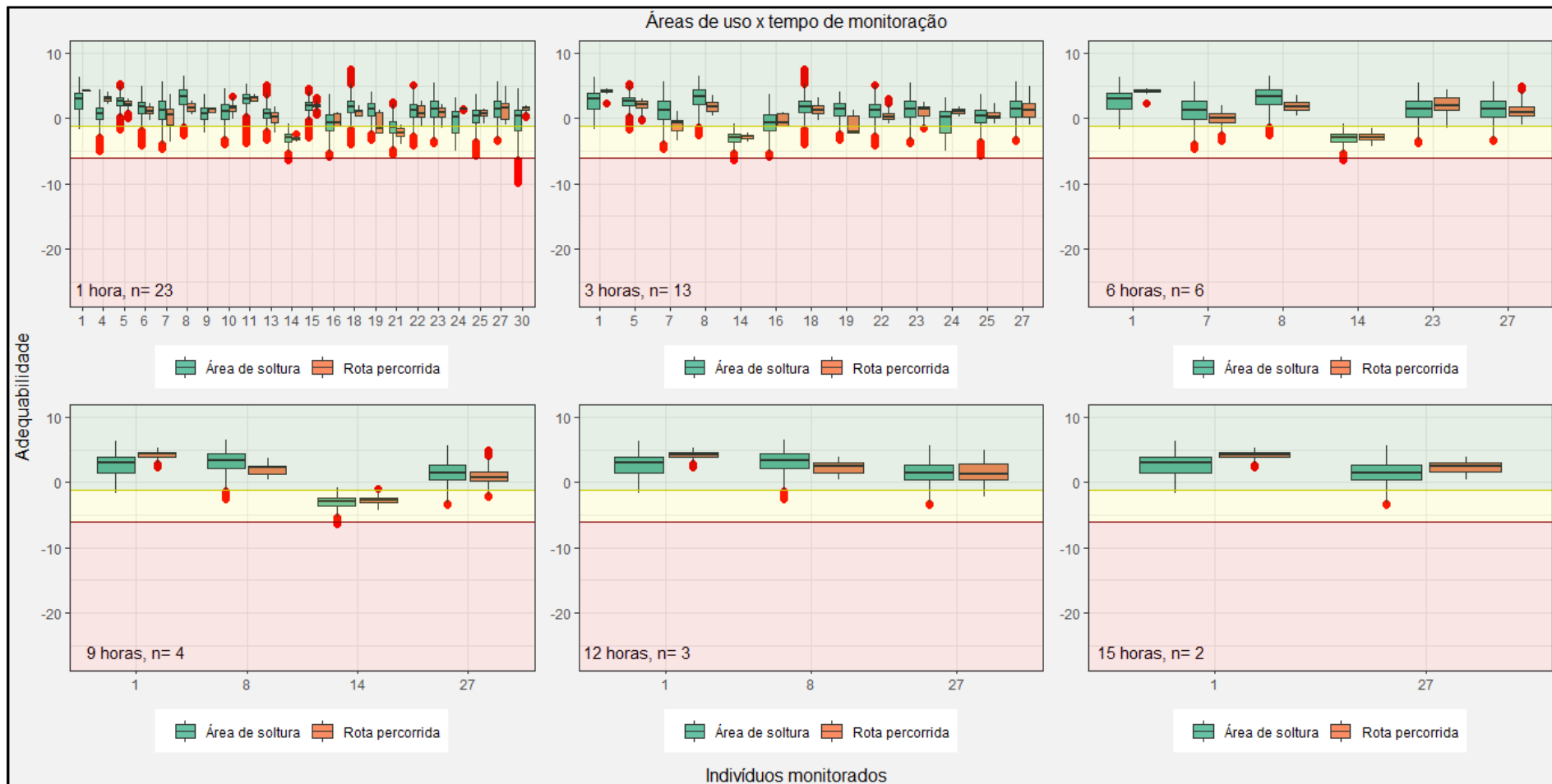


Figura 7. Frequências de adequabilidade das áreas de solturas e das rotas percorridas pelos animais. As classes de adequabilidade são representadas pelas cores: Alta adequabilidade, Média adequabilidade e Baixa adequabilidade.

Discussão

Os métodos utilizados para monitoração das corujas estudadas se mostrou eficiente. Das 30 corujas monitoradas, apenas uma conseguiu retirar o transmissor algumas horas após a soltura e não observamos nenhuma coruja ter dificuldade para se locomover (apesar de observarmos os animais incomodados com o transmissor). A monitoração com uso de transmissores VHF é amplamente utilizada e vem se mostrando eficiente no entendimento da ecologia de vários grupos de animais (Kays *et al.* 2011, 2015). O real impacto dos transmissores na monitoração de coruja-buraqueiras parece ainda não ser claro (Conway & Garcia 2005, Gervais *et al.* 2006, Chipman *et al.* 2007), no entanto, as monitorações têm se mostrado eficientes no entendimento de diversos aspectos da espécie (Conway & Garcia 2005, Holroyd & Trefry 2011). Com uso do método, conseguimos determinar interações agonísticas intraespecífica, que ocorreram em 51,8 % dos casos (n=14 de 27 corujas) e, em apenas três situações, não foi possível manter o indivíduo à vista (devido à pouca luminosidade ou a fuga rápida do indivíduo na área de soltura). No geral, as solturas em áreas urbanas facilitaram essas observações, tendo em vista a maior iluminação dos locais. Por fim, o método de colocação do transmissor tipo *backpack* - arreio tipo mochila (Candia-Gallardo *et al.* 2010) parece promissor em estudos futuros com a coruja-buraqueira, apesar de ser necessário testar de forma mais controlada quão impactante esse método é para os indivíduos monitorados.

Nossa premissa de que os animais translocados não se deslocariam durante o dia foi corroborada. Os quatro indivíduos que foram monitorados mais de uma noite permaneceram no mesmo local marcado no fim da madrugada anterior. Não apenas na mesma região, mas no mesmo poleiro. O fato dos animais não se deslocarem durante o dia, mesmo sendo relatado atividade diurna para a espécie (e. g. Haug & Didiuk 1978, Scobie *et al.* 2014), pode ser um indicador da falta de familiaridade dos indivíduos com a nova área, ou seja, os indivíduos aparentemente perderam a referência em relação a seus requisitos básicos (Boissy 1995, Pârt 1995). Os animais soltos em áreas desconhecidas ficam mais susceptíveis à predação, sendo o fator mais importante a se considerar (Letty *et al.* 2007). Como a maior parte dos predadores de corujas tem atividade diurna (Rebolo-Ifrán *et al.* 2017), essa falta de deslocamento durante o dia é justificável, mesmo considerando que, no meio urbano, a densidade de possíveis

predadores da espécie é menor (Rebolo-Ifrán *et al.* 2017). Indivíduos que se dispersam utilizam de abordagens semelhantes, se deslocando em pequenas faixas, dosando a busca por ambientes preferenciais durante o período mais seguro. Já animais que migram para reproduzir, têm uma preferência por locais já conhecidos, aumentando assim o sucesso reprodutivo (Greenwood 1980). Assim, os dados sugerem que os indivíduos, apesar de estarem em locais supostamente com menor densidade de predadores (ambiente urbano, Rebolo-Ifrán *et al.* 2017), continuam precavidos em relação aos riscos de predação, embora ainda pouco se sabe a respeito de como esses aspectos devem ser considerados durante uma soltura.

A resposta dos animais à soltura em novas áreas é ainda pouco compreendida. Apesar dos métodos de translocação e reintroduções serem amplamente utilizados (Marini & Marinho Filho 2006, Letty *et al.* 2007), sabe-se que esses envolvem vários aspectos problemáticos como o manuseio, transporte e o estresse causado pela liberação dos animais em um ambiente não familiar (von Holst 1998, Letty *et al.* 2007). Dentre os fatores que afetam uma translocação, a definição de ambientes mais adequados vem se mostrando um requisito importante (Griffith *et al.* 1989, Wolf *et al.* 1996, Hakkarainen *et al.* 2008), apesar de ser difícil relacionar as características dos habitats com o sucesso de translocações (Letty *et al.* 2007). Ainda, é difícil balancear a qualidade dos habitats com a qualidade dos animais translocados (Sergio *et al.* 2009), sendo que esses aspectos afetam diretamente as políticas voltadas ao manejo de espécies de fauna (Ishiguro *et al.* 1996). Com a coruja-buraqueira existe uma lacuna relacionada à resposta da espécie à translocação (Lincer *et al.* 2018). Apenas um trabalho realizou translocações com a coruja-buraqueira, nos Estados Unidos, onde foram avaliados aspectos alimentares (Sarno *et al.* 2012). Entretanto, o trabalho não abordou aspectos espaciais de escolha dos sítios, quais fatores ambientais influenciam a permanência dos animais nas áreas ou mesmo como os animais respondem às novas áreas de soltura.

A aclimação dos indivíduos após a soltura pode ampliar o tempo de permanência dos animais nas áreas novas. Animais soltos em áreas não conhecidas ficam sem referência (Letty *et al.* 2007). O método de aclimação ou realocação passiva é uma maneira de evitar que os animais não sejam soltos de forma abrupta (Trulio 1995). Nessa abordagem, os

animais são soltos em semi-cativeiros e permanecem algum tempo antes de serem soltos (Combreau & Smith 1998). O método de aclimatação já foi testado com outras espécies de aves e mamíferos, obtendo bons resultados (Combreau & Smith 1998, Biggins *et al.* 1999, Tweed *et al.* 2003, Lockwood *et al.* 2005, Letty *et al.* 2007). Com a coruja-buraqueira também foi observado esse padrão, apesar dos autores não conseguirem garantir que os animais permanecessem na área de soltura (Mitchell *et al.* 2011). Apesar de, no nosso caso, a aclimatação ser impraticável pois a soltura foi feita em áreas urbanas, o método deve ser considerado no delineamento de manejos futuros da espécie. A realocação passiva, em contrapartida, diz respeito a um protocolo de manejo de animais que utilizam tocas (Trulio 1995). A ideia é fazer com que os indivíduos ocupem áreas desejadas e que saiam de áreas indesejadas, sem ser preciso a captura e translocação (evitando todos os transtornos que foram discutidos acima). Com a coruja-buraqueira o método já foi aplicado e mostrou bons resultados (Trulio 1995, Clark & Plumpton 2005), sendo um método alternativo viável para corujas-buraqueiras manejadas dentro de aeroportos.

A análise das camadas espaciais geradas mostrou que a distância de áreas não florestais foi inversamente relacionado ao tempo de permanência dos indivíduos e que, quando o sexo foi avaliado separadamente, apenas os machos mantiveram essa relação. As camadas espaciais classificadas como “regiões não florestais” englobam a maior parte das fitofisionomias típicas do bioma Cerrado (Ribeiro & Walter 2008). Esperávamos que os indivíduos permanecessem mais tempo em regiões próximas a esse tipo de vegetação, devido a uma maior disponibilidade de recurso alimentar e ao fato de corujas ocorrerem em regiões abertas (típicas dos ambientes descritos) (Soares *et al.* 1992, Motta-Junior & Bueno 2004, Vieira & Teixeira 2008). Entretanto, somente os machos mostraram uma relação com a proximidade desses ambientes. Isso nos leva a supor que, mais do que a disponibilidade de recursos, a presença de outros machos nos locais de soltura é o aspecto que determina a maior permanência dos indivíduos na área de soltura. A coruja-buraqueira se alimenta principalmente de artrópodes (Carevic *et al.* 2013, Cadena-Ortíz *et al.* 2016, Herse 2016, Santos *et al.* 2017, Pinto *et al.* 2018), recurso que é amplamente disponível (Millsap & Bear 2000) e acessível em ambientes urbanos (Green & Anthony 1989, Franco & Marçal-Junior 2018). Além disso, é descrito para espécie que são os machos que normalmente defendem os territórios, sendo que as fêmeas transitam melhor em diferentes territórios durante as

dispersões (Riding & Belthoff 2018). Dessa forma, as fêmeas soltas em regiões novas, não precisam se preocupar com a presença de coespecíficos na área e nossos dados mostram que os machos foram significativamente mais afugentados das áreas, corroborando esse aspecto. Assim, a translocação de machos e fêmeas deve ser pensada separadamente, durante um planejamento de manejo para espécie.

Apesar da coruja-buraqueira ser a espécie de Strigidae mais amplamente estudada no Brasil (Motta-Junior & Braga 2012) e no mundo (Lincer *et al.* 2018), poucos trabalhos abordaram as preferências ambientais para a espécie. Muito provavelmente devido ao seu hábito diurno (Motta-Junior & Braga 2012) e por se adaptar bem em ambientes urbanos (Rebolo-Ifrán *et al.* 2015, Cavalli *et al.* 2018), a espécie é tão amplamente estudada. Apesar disso, a maior parte dos trabalhos (65%) (ver Lincer *et al.* 2018a) tratam de aspectos alimentares (e. g. Cruz-Jofré & Vilina 2014, Marsh *et al.* 2014, Santos *et al.* 2017). Outros abordam a importância das tocas (Coulombe 1971, Green & Anthony 1989), importância da associação com outras espécies (devido ao aproveitamento de tocas cavadas) (Poulin *et al.* 2005, Tipton *et al.* 2008, Augustine & Baker 2013, Alverson & Dinsmore 2014, Davidson *et al.* 2018), importância de poleiros próximos aos ninhos (Poulin *et al.* 2005, Martínez *et al.* 2017), impactos climáticos (Fisher *et al.* 2015, Macías-Duarte & Conway 2015, Cruz-McDonnell & Wolf 2016), impacto de ações humanas (Engelman *et al.* 2012, Justice-Allen & Loyd 2017), impacto de métodos de marcação (Gervais *et al.* 2006, Chipman *et al.* 2007), área de uso (Green & Anthony 1989, Haug & Oliphant 1990, Gervais *et al.* 2003, Moulton *et al.* 2004, Rosenberg & Haley 2004, Valdez-gómez *et al.* 2018), dispersão (Riding & Belthoff 2018), migração (Catlin & Rosenberg 2014, Griffin *et al.* 2018), alterações comportamentais em ambientes urbanos (Carrete & Tella 2013, Scobie *et al.* 2014, Cavalli *et al.* 2016b) e sucesso de reintroduções (Mitchell *et al.* 2011). Os únicos trabalhos que abordam a adequabilidade dos ambientes estudados, utilizaram o retorno dos animais aos sítios de nidificação como critério de definição de adequabilidade (Sergio & Newton 2003, Sergio *et al.* 2009), não discutindo as camadas espaciais no entendimento dessa escolha. Apesar da espécie demonstrar não possuir muitas restrições no uso espacial (Marsh *et al.* 2014), é importante averiguar a adequabilidade dos ambientes (Komdeur 1992, Laaksonen *et al.* 2004, Hakkarainen *et al.* 2008) para tentar definir áreas de solturas futuras, que garantam que os animais permaneçam na área.

O modelo de adequabilidade ambiental gerado se mostrou significativo e as regiões escolhidas para soltura eram áreas de alta e média adequabilidade (faixa de valores: -9.84 a 15). Contudo, não foi possível avaliar a relação dos indivíduos com a adequabilidade dos ambientes, tendo em vista que os animais transitaram sem problemas por toda a área de soltura. Em contrapartida, o modelo de adequabilidade ambiental tornou a interpretação em relação ao tempo de permanência mais confiável (como a distinção vista entre machos e fêmeas). Além disso, o modelo gerado corrobora outros trabalhos que apontam a alta plasticidade observada com a espécie que, dessa forma, se adaptam bem ao ambiente urbano (Marsh *et al.* 2014, Rebolo-Ifrán *et al.* 2015, Baladrón *et al.* 2016, Cavalli *et al.* 2018) .

Áreas urbanas foram, em sua maioria, classificadas como adequadas para a coruja-buraqueira. Alterações observadas em aves que vivem em meio urbano são conhecidas e muito se discute sobre o real impacto e quais aspectos influenciam na adaptação dos animais aos locais (Gillihan 2000, Ditchkoff *et al.* 2006, Solaro 2017). Apesar disso, foi observado que cerca de 25% das espécies de aves da América do Norte são sinantrópicas (Johnston 2001) e que algumas espécies se beneficiam de locais antropizados (Sol *et al.* 2013, Samia *et al.* 2015). Esse benefício foi relatado também para a coruja-buraqueira (Rebolo-Ifrán *et al.* 2015, Cavalli *et al.* 2016a, 2018, Franco & Marçal-junior 2018), mostrando, por exemplo, que ambientes antropizados podem servir de refúgio de predadores (Møller *et al.* 2012, Stracey & Robinson 2012). Entretanto, todos esses trabalhos fizeram comparações de ambientes urbanos com ambientes periurbanos. Um próximo passo poderia ser a comparação da espécie em ambientes urbanos com diferentes qualidades ambientais. Os resultados nos mostram que o manejo da espécie não é simples, devido à sua alta plasticidade e, conseqüentemente, alta adequabilidade aos ambientes antropizados (como os aeroportos).

Em conclusão, nossos resultados mostram que os animais translocados não permanecem na área de soltura, machos e fêmeas respondem de forma distinta a soltura e a maior parte das áreas estudadas se mostraram adequadas para a coruja-buraqueira. Com posse desses resultados, evidencia-se que o uso de translocação não é efetivo para o manejo da espécie dentro do Aeroporto Internacional de Brasília.

Considerações Finais

A gestão do aeroporto de Brasília deve considerar o uso de translocações passivas e a monitoração de ninhos de corujas-buraqueiras nas áreas de risco, garantindo que os ninhos estejam a uma distância de 600 metros da pista de pouso e decolagem de aeronaves.

Entender esses aspectos da espécie e as implicações práticas do manejo dentro de aeroportos é um passo sincero na resolução do problema. A coruja-buraqueira é comumente envolvida em colisões no Aeroporto Internacional de Brasília, sendo que essas colisões geram custos para as empresas aéreas, impacto na população local de corujas e transtorno aos gestores de aeroportos. Dessa forma, é necessário pesquisas dedicadas a espécie e ao tema aqui abordado. Assim, espero acrescentar informações relevantes ao manejo da espécie e, dessa forma, ajudar a reduzir os impactos causados pela espécie dentro do aeródromo.

Referências

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247. DOI: 10.1016/S0169-2046(02)00242-6
- Allan, J. R. 2000. The costs of bird strikes and bird strike prevention. *Human Conflicts with Wildlife: Economic Considerations*, 147–153.
- Alverson, K. M., & Dinsmore, S. J. 2014. Factors affecting burrowing owl occupancy of prairie dog colonies. *The Condor*, 116(2), 242–250. DOI: 10.1650/CONDOR-13-167.1
- Angelici, F. M. 2016. *Problematic Wildlife: A Cross-Disciplinary Approach*. p. 1-589.
- Anselin, L. 1995. Local indicators of spatial analysis--LISA. *Geographical Analysis*, 27(2), 93–115.
- Arana, A. R. A., & Hespanhol, R. M. 2015. Resíduos sólidos urbanos, meio ambiente e risco aviário: o caso do Aeroporto Estadual de Presidente Prudente/SP. *Geografia (Londrina)*, 24(1), 107–124.
- Augustine, D. J., & Baker, B. W. 2013. Associations of grassland bird communities with black-tailed prairie dogs in the North American great plains. *Conservation Biology*, 27(2), 324–334. DOI: 10.1111/cobi.12013
- Awade, M., & Metzger, J. P. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology*, 33, 863–871. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x
- Ayram, C. A. C., Mendoza, M. E., Etter, A., & Salicrup, D. R. P. 2016. Habitat connectivity in biodiversity conservation: a review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography*, 40(1), 7–37. DOI: 10.1177/0309133315598713
- Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Cavalli, M., & Bó, M. S. 2016. Habitat selection by burrowing owls *Athene cunicularia* in the pampas of argentina: a multiple-scale assessment. *Acta Ornithologica*, 51(2), 137–150. DOI: 10.3161/00016454AO2016.51.2.001
- Barton, K. 2018. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4.
- Bastos, L. C. M. 2000. Brazilian Avian Hazard Control Program—Educational Initiatives. *International Bird Strike Committee*, 17–21.
- Battley, P. F., Warnock, N., Tibbitts, T. L., Gill, R. E., Piersma, T., Hassell, C. J., Douglas, D. C., Mulcahy, D. M., Gartrell, B. D., Schuckard, R., Melville, D. S., & Riegen, A. C. 2012. Contrasting extreme long-distance migration patterns in bar-tailed godwits *Limosa lapponica*. *Journal of Avian Biology*, 43, 21–32. DOI: 10.1111/j.1600-048X.2011.05473.x
- Bauer, S., & Hoye, B. J. 2014. Migratory animals couple biodiversity and ecosystem

- functioning worldwide. *Science*, 344, 1242552–1:8. DOI: 10.1126/science.1242552
- Beier, P., Majka, D. R., & Spencer, W. D. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836–851. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x
- Biggins, D. E., Vargas, A., Godbey, J. L., & Anderson, S. H. 1999. Influence of prerelease experience on reintroduced black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Biological Conservation*, 89, 121–129. DOI: 10.1016/S0006-3207(98)00158-X
- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506–519. DOI: 10.2307/2269387
- Boissy, A. 1995. Fear and fearfulness in animals. *The Quarterly Review of Biology*, 70(2), 165–191.
- Botelho, E. S., & Arrowood, P. C. 2004. A novel, simple, safe and effective trap for burrowing owls and fossorial animals. *Journal of Field Ornithology*, 66(3), 380–384.
- Bovet, P., & Benhamou, S. 1988. Spatial analysis of animals' movements using a correlated random walk model. *Journal of Theoretical Biology*, 131(4), 419–433. DOI: 10.1016/S0022-5193(88)80038-9
- Bunn, A. G., Urban, D. L., & Keitt, T. H. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59, 265–278. DOI: 10.1006/jema.2000.0373
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. 2003. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. p. 1-488. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2003.11.004
- Byron, J., & Downs, C. T. 2002. Bird presence at Oribi Airport and recommendations to avoid bird strikes. *South African Journal of Wildlife Research*, 32(1), 49–58.
- Cadena-Ortíz, H., Garzón, C., Villamarín Cortéz, S., Pozo Zamora, G. M., Echeverría Vaca, G., Yáñez, J., & Brito M., J. 2016. Diet of the burrowing owl *Athene cunicularia*, in two locations of the inter-Andean valley Ecuador. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 24(2), 122–128.
- Candia-Gallardo, C., Awade, M., Boscolo, D., & Bugoni, L. 2010. Rastreamento de aves através de telemetria por rádio e satélite. In: Technical Books (Ed.), *Ornitologia e Conservação, Ciência aplicada, técnica de pesquisa e levantamento*. pp. 1–516. Rio de Janeiro.
- Cardoso, C. O., Dos Santos, A. G. S., Gomes, D. D. N., Tavares, A. A., & Guzzi, A. 2013. Análise e composição da avifauna no Aeroporto Internacional de Parnaíba, Piauí. *Ornitologia*, 6(1), 89–101.
- Cardoso, C. O., Gomes, D. do N., Santos, A. G. S. dos, Tavares, A. A., & Guzzi, A. 2014. Risco de colisão de aves com aeronaves no Aeroporto Internacional de Parnaíba, Piauí, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 25, 179–193.
- Carevic, F. S., Carmona, E. R., & Muñoz-Pedrerros, A. 2013. Seasonal diet of the

- burrowing owl *Athene cunicularia* Molina, 1782 (Strigidae) in a hyperarid ecosystem of the Atacama Desert in northern Chile. *Journal of Arid Environments*, 97, 237–241. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2013.07.008
- Carrete, M., & Tella, J. L. 2013. High individual consistency in fear of humans throughout the adult lifespan of rural and urban burrowing owls. *Scientific Reports*, 3, 3524. DOI: 10.1038/srep03524
- Carvalho, C. E. A., Figueiredo, L., Teixeira, C. P., Figueira, J. E. C., & Anjos, L. dos. 2012. Caracterização das colisões entre aves e aeronaves nos aeródromos brasileiros. *Revista Conexão Sipaer*, 7(1), 89–96.
- Catlin, D. H., & Rosenberg, D. K. 2014. Association of sex, fledging date, and sibling relationships with post-fledging movements of burrowing owls in a nonmigratory population in the Imperial Valley, California. *Journal of Raptor Research*, 48(2), 106–117. DOI: 10.3356/JRR-12-24.1
- Cavalli, M., Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Biondi, L. M., & Bó, M. S. 2016a. Differential risk perception of rural and urban burrowing owls exposed to humans and dogs. *Behavioural Processes*, 124, 60–65. DOI: 10.1016/j.beproc.2015.12.006
- Cavalli, M., Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Amico, V. D., & Bó, M. S. 2018. Leukocyte profiles and body condition of free-living burrowing Owls (*Athene cunicularia*) from rural and urban areas in the Argentinean Pampas. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 26(1), 45–51.
- Cavalli, M., Isacch, J. P., Baladrón, A. V., Biondi, L. M., & Bó, M. S. 2016b. Differing nest-defence behaviour in urban and rural populations of breeding burrowing owls. *Emu*, 116(4), 428–434. DOI: 10.1071/MU16009
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46–69. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.08.007
- Chardon, J. P., Adriaensen, F., & Matthysen, E. 2003. Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). *Landscape Ecology*, 18, 561–573. DOI: 10.1023/A
- Chipman, E. D., McIntyre, N. E., Ray, J. D., Wallace, M. C., & Boal, C. W. 2007. Effects of radiotracker necklaces on behaviors of adult male western burrowing owls. *Journal of Wildlife Management*, 71(5), 1662–1668. DOI: 10.2193/2006-335
- Clark, H. O., & Plumpton, D. L. 2005. A simple one-way door design for passive relocation of western burrowing owls. *California Fish and Game*, 91(4), 286–289.
- Clayton, K. M., & Schmutz, J. K. 1999. Is the decline of burrowing owls *Speotyto cunicularia* in prairie Canada linked to changes in great plains ecosystems? *Bird Conservation International*, 9(2), 163–185. DOI: 10.1017/S0959270900002288
- Cleary, E. C., & Dolbeer, R. a. 2005. *Wildlife Hazard Management at Airports: A Manual for Airport Personnel*. USDA National Wildlife Research Center, 363.
- Clements, J. F., Schulenberg, T. S., Iliff, M. J., Roberson, D., Fredericks, T. A., Sullivan,

- B. L., & Wood, C. L. 2018. The eBird/Clements checklist of birds of the world: v2018.
- Combreau, O., & Smith, T. R. 1998. Release techniques and predation in the introduction of houbara bustards in Saudi Arabia. *Biological Conservation*, 84, 147–155. DOI: <http://dx.doi.org/10.1186/1475-2875-10-S1-S1>
- Conway, C. J., & Garcia, V. 2005. Effects of radiotransmitters on natal recruitment of burrowing owls. *The Journal of Wildlife Management*, 69(1), 404–408. DOI: 10.2193/0022-541X(2005)069<0404:EORONR>2.0.CO;2
- Cooke, S. J., Hinch, S. G., Wikelski, M., Andrews, R. D., Kuchel, L. J., Wolcott, T. G., & Butler, P. J. 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(6), 334–343. DOI: 10.1016/j.tree.2004.04.003
- COSEWIC. 2006. Assessment and update status report on the burrowing owl *Athene cunicularia* in Canada. COSEWIC Assessment and Update Status Report on the Aurora Trout *Salvelinus Fontinalis Timagamiensis* in Canada.
- Coulombe, H. N. 1971. Behavior and population ecology of the burrowing owl, *Speotyto cunicularia*, in the Imperial Valley of California. *The Condor*, 73(2), 162–176. DOI: 10.2307/1365837
- Cruz-Jofré, F., & Vilina, Y. A. 2014. Ecología trófica de *Athene cunicularia* (Aves: Strigidae) en un sistema insular del norte de Chile: ¿posible respuesta funcional y numérica frente a *Pelecanoides garnotii* (Aves: Pelecanoididae)? *Gayana*, 78(1), 31–40. DOI: 10.4067/S0717-65382014000100005
- Cruz-McDonnell, K. K., & Wolf, B. O. 2016. Rapid warming and drought negatively impact population size and reproductive dynamics of an avian predator in the arid southwest. *Global Change Biology*, 22(1), 237–253. DOI: 10.1111/gcb.13092
- Cubas, Z. S., Silva, J. C. R., & Catão-Dias, J. L. 2006. Tratado de animais selvagens: medicina veterinária. ROCA (Ed.), São Paulo.
- Cummings, J. L., Pochop, P. A., Davis, J. E., Pipas, M. J., & Bourassa, J. B. 2003. Managing common nighthawks at McConnell Air Force Base, Kansas, to reduce aircraft strikes. *University of Nebraska - Lincoln*, 418–425.
- Cushman, S. A., Mckelvey, K. S., Hayden, J., & Schwartz, M. K. 2006. Gene flow in complex landscapes: testing multiple hypotheses with causal modeling. *The American Naturalist*, 168(4), 486–499.
- Da Silveira, N. S., Niebuhr, B. B. S., Muylaert, R. de L., Ribeiro, M. C., & Pizo, M. A. 2016. Effects of land cover on the movement of frugivorous birds in a heterogeneous landscape. *PLoS ONE*, 11, 1–19. DOI: 10.1371/journal.pone.0156688
- Dai, X., Shannon, G., Slotow, R., Page, B., & Duffy, K. J. 2007. Short-duration daytime movements of a cow herd of african elephants. *Journal of Mammalogy*, 88(1), 151–157. DOI: 10.1644/06-MAMM-A-035R1.1
- Davidson, A. D., Hunter, E. A., Erz, J., Lightfoot, D. C., McCarthy, A. M., Mueller, J. K.,

- & Shoemaker, K. T. 2018. Reintroducing a keystone burrowing rodent to restore an arid North American grassland: challenges and successes. *Restoration Ecology*, 26(5), 909–920. DOI: 10.1111/rec.12671
- Deacon, N., & Rochard, B. 2000. Fifty years of airfield grass management in the UK. *International Birdstrike Committee*, (April), 17–21.
- Decout, S., Manel, S., Miaud, C., & Luque, S. 2012. Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape Ecology*, 27(2), 267–279. DOI: 10.1007/s10980-011-9694-z
- Demsar, U., Slingsby, A., & Weibel, R. 2018. Introduction to the special section on visual movement analytics. *Information Visualization*, 18(1), 133–137. DOI: 10.1521/ijct.2009.2.2.105
- Dickson, B. G., Albano, C. M., Anantharaman, R., Beier, P., Fargione, J., Graves, T. A., Gray, M. E., Hall, K. R., Lawler, J. J., Leonard, P. B., Littlefield, C. E., McClure, M. L., Novembre, J., Schloss, C. A., Schumaker, N. H., Shah, V. B., & Theobald, D. M. 2018. Circuit-theory applications to connectivity science and conservation. *Conservation Biology*, 0(0), 1–11. DOI: 10.1111/cobi.13230
- Ditchkoff, S. S., Saalfeld, S. T., & Gibson, C. J. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems*, 9, 5–12. DOI: 10.1007/s11252-006-3262-3
- Dolbeer, R. A. 1998. Evaluation of Shooting and Falconry To Reduce Bird Strikes With Aircraft At John F. Kennedy International Airport. *International Bird Strike Committee*, 24.
- Dolbeer, R. A., Weller, J. R., Anderson, A. L., & Begier, M. J. 2015. Wildlife strikes to civil aircraft in the United States 1990-2015. p. 1-102. Washington, DC.
- Dolbeer, R. A., Wright, S. E. ., & Cleary, E. C. 2000. Ranking the hazard level of wildlife species to aviation. *Wildlife Society Bulletin*, 28(2), 372–378.
- Driezen, K., Adriaensen, F., Rondinini, C., Doncaster, C. P., & Matthysen, E. 2007. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecological Modelling*, 209, 314–322. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.07.002
- Engelman, C. A., Grant, W. E., Mora, M. A., & Woodin, M. 2012. Modelling effects of chemical exposure on birds wintering in agricultural landscapes: the western burrowing owl (*Athene cunicularia hypugaea*) as a case study. *Ecological Modelling*, 224(1), 90–102. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2011.10.017
- Etten, J. van. 2018. gdistance: Distances and Routes on Geographical Grids. R package version 1.2-2.
- Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology*, 21(6), 1003–1015. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x

- Ferguson, H. L., & Jorgense, P. D. 1981. An efficient trapping technique for burrowing owls are known. *North American Bird Bande*, 149–150.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*, 100, 125–136.
- Fisher, R. J., & Davis, S. K. 2010. From Wiens to Robel: a review of grassland-bird habitat selection. *Journal of Wildlife Management*, 74(2), 265–273. DOI: 10.2193/2009-020
- Fisher, R. J., Wellicome, T. I., Bayne, E. M., Poulin, R. G., Todd, L. D., & Ford, A. T. 2015. Extreme precipitation reduces reproductive output of an endangered raptor. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1500–1508. DOI: 10.1111/1365-2664.12510
- Foster, E., Love, J., Rader, R., Reid, N., Dillon, M., & Drielsma, M. J. 2016. Planning for metapopulation persistence using a multiple-component, cross-scale model of connectivity. *Biological Conservation*, 195, 177–186. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.12.034
- Franco, F. F., & Marçal-junior, O. 2018. Influence of urbanization on the distribution and defense strategies of the burrowing owl *Athene cunicularia* in the city of Uberlândia , southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 26(1), 1–8.
- Franco, F. F., & Marçal-Junior, O. 2018. Influence of urbanization on the distribution and defense strategies of the burrowing owl *Athene cunicularia* in the city of Uberlândia, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 26(1), 1–8.
- Froneman, A. 2003. The Successful Implementation of a Border Collie Bird Scaring Program at Durban International Airport, South Africa. *International Bird Strike Committee*, (April 2002), 13.
- Gaston, K. J. 2010. Urbanisation. In: K. J. Gaston (Ed.), *Urban ecology*. pp. 10–34. .
- Gervais, J. A., Catlin, D. H., Chelgren, N. D., & Rosenberg, D. K. 2006. Radiotransmitter mounty type affects burrowing owl survival. *The Journal of Wildlife Management*, 70, 872–876. DOI: 10.2193/0022-541X(2006)70[872:RMTABO]2.0.CO;2
- Gervais, J. A., Rosenberg, D. K., & Anthony, R. G. 2003. Space use and pesticide exposure risk of male burrowing owls in an agricultural landscape. *The Journal of Wildlife Management*, 67(1), 155–164. DOI: 10.2307/3803071
- Gillies, C. S., Beyer, H. L., & Clair, C. C. St. 2011. Fine-scale movement decisions of tropical forest birds in a fragmented landscape. *Ecological Applications*, 21(3), 944–954.
- Gillies, C. S., & Clair, C. C. St. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *PNAS*, 105(50), 19774–19779.
- Gillihan, S. W. 2000. Barbed wire fence fatal to burrowing owl. *Journal of the Colorado Field Ornithologists*, 34(4), 220–222.
- Gittleman, J. L., & Kot, M. 1990. Adaptation: statistics and a null model for estimating phylogenetic effects. *Systematic Zoology*, 39(3), 227–241.

- Godin, A. J. 1994. Birds at airports. *The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage*, 56.
- Green, G. A., & Anthony, R. G. 1989. Nesting success and habitat relationships of burrowing owls in the Columbia Basin, Oregon. *The Condor*, 91(2), 347. DOI: 10.2307/1368313
- Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour*, 28(4), 1140–1162. DOI: 10.1016/S0003-3472(80)80103-5
- Griffin, E., Desmond, M., & VanLeeuwen, D. 2018. Juvenile burrowing owl nighttime space-use in Southern New Mexico. *Journal of Raptor Research*, 52(2), 158–166.
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W., & Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245(4917), 477–480. DOI: 10.1126/science.245.4917.477
- Gross, M. 2015. Animal moves reveal bigger picture. *Current Biology*, 25(14), R585–R588. DOI: 10.1016/j.cub.2015.07.005
- Gwynne, J. A., Ridley, R. S., Tudor, G., & Angel, M. 2010. *Aves do Brasil: Pantanal & Cerrado*. 1^a 1^a ed. São Paulo: Horizonte: p. 1-322.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D.-X., & Townshend, J. R. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(e1500052), 1–9. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMM.315.108
- Hakkarainen, H., Korpimäki, E., Laaksonen, T., Nikula, A., & Suorsa, P. 2008. Survival of male Tengmalm's owls increases with cover of old forest in their territory. *Oecologia*, 155, 479–486. DOI: 10.1007/s00442-007-0929-2
- Hallett, C. E., & Atwell, N. 2008. Capture , color-marking and translocation of resident and non-resident red-tailed hawks (*Buteo jamaicensis*) at Portland International Airport 1999-2007: overview and evaluation of an innovative program. University of Nebraska - Lincoln.
- Halstead, B. J., McCoy, E. D., Stilson, T. A., & Mushinsky, H. R. 2007. Alternative foraging tactics of juvenile gopher tortoises (*Gopherus polyphemus*) examined using Correlated Random Walk Models. *Herpetologica*, 63(4), 472–481.
- Hargrove, W. W., Hoffman, F. M., & Efroymson, R. A. 2004. A practical map-analysis tool for detecting potential dispersal corridors. *Landscape Ecology*, 20(4), 361–373. DOI: 10.1007/s10980-004-3162-y
- Haug, E. A., & Didiuk, A. B. 1978. Use of recorded calls to detect burrowing owls. *Journal Field Ornithology*, 64(2), 188–194.
- Haug, E. A., & Oliphant, L. W. 1990. Movements, activity patterns, and habitat use of

- burrowing owls is Saskatchewan. *The Journal of Wildlife Management*, 54(1), 27–35.
- Herse, M. R. 2016. Diet and behavior of extralimital Western burrowing owls (*Athene cunicularia hypogaea*) in tallgrass prairie. *The Southwestern Naturalist*, 61(4), 341–348. DOI: 10.1894/0038-4909-61.4.341
- Hijmans, R. J. 2017. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.6-7.
- Holroyd, G. L., & Trefry, H. E. 2011. Tracking movements of *Athene* owls: the application of North American experiences to Europe. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34(2), 379–387. DOI: 10.1063/1.365392
- Holyoak, M., Casagrandi, R., Nathan, R., Revilla, E., & Spiegel, O. 2008. Trends and missing parts in the study of movement ecology. *PNAS*, 105(49), 19060–19065. DOI: 10.1073/pnas.0800483105
- Hope, A. C. A. 1968. A simplified Monte Carlo significance test procedure. *Journal of the Royal Statistical Society*, 30(3), 582–598.
- Ishiguro, M., Nakagawa, T., Yamamura, A., Matsuno, F., & Yonemasu, Y. 1996. Conservation needs ethology. *Trends in Ecology and Evolution*, 11(6), 260–263.
- Jahn, A. E., Levey, D. J., Hostetler, J. A., & Mamani, A. M. 2010. Partial migration in tropical birds: the frontier of movement ecology. *Journal of Animal Ecology*, 79(5), 933–936. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2010.01739.x
- Jenks, G. F. 1967. The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography*, 7, 186–190.
- Johnston, R. F. 2001. Synanthropic birds of North America. In: *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. pp. 49–69. .
- Justice-Allen, A., & Loyd, K. A. 2017. Mortality of western burrowing owls (*Athene cunicularia hypugaea*) associated with brodifacoum exposure. *Journal of Wildlife Diseases*, 53(1), 165–169. DOI: 10.7589/2015-12-321
- Kays, R., Crofoot, M. C., Jetz, W., & Wikelski, M. 2015. Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science*, 348(6240), 1222–1232. DOI: 10.1126/science.aaa2478
- Kays, R., Tilak, S., Crofoot, M., Fountain, T., Obando, D., Ortega, A., Kuemmeth, F., Mandel, J., Swenson, G., Lambert, T., Hirsch, B., & Wikelski, M. 2011. Tracking animal location and activity with an automated radio telemetry system in a tropical rainforest. *The Computer Journal*, 1–18. DOI: 10.1093/comjnl/bxr072
- Kennedy, J. F. 1994. Shooting gulls reduces strikes with aircraft at John F Kennedy International Airport, 1991-1993. *Bird Strike Committee Europe*, 29(2), 375–396.
- Kienast, F., Bolliger, J., & Zimmermann, N. E. 2012. Species Distribution Modeling (SDM) with GLM, GAM and CART. *Advanced Landscape Ecology*, 1–16.
- Knaapen, J. P., Scheffer, M., & Harms, B. 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 23, 1–16.

- Koen, E. L., Bowman, J., Garroway, C. J., Mills, S. C., & Wilson, P. J. 2012a. Landscape resistance and American marten gene flow. *Landscape Ecology*, 27(1), 29–43. DOI: 10.1007/s10980-011-9675-2
- Koen, E. L., Bowman, J., & Walpole, A. A. 2012b. The effect of cost surface parameterization on landscape resistance estimates. *Molecular Ecology Resources*, 12(4), 686–696. DOI: 10.1111/j.1755-0998.2012.03123.x
- Kokko, H., & López-sepulcre, A. 2006. From individual dispersal to species ranges: perspectives for a changing world. *Science*, 313(5788), 789–791.
- Komdeur, J. 1992. Importance of habitat saturation and territory quality for evolution of cooperative breeding in the Seychelles warbler. *Nature*, 358(6), 493–495.
- Laaksonen, T., Hakkarainen, H., & Korpimäki, E. 2004. Lifetime reproduction of a Forest-Dwelling owl increases with age and area of forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 271, 461–462. DOI: 10.1098/rsbl.2004.0221
- Lamb, J. M. 2001. Avian Foraging Behaviors and Habitat Manipulation At Portland International Airport., 42–47.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R. 2015. Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868–878. DOI: 10.1111/1365-2435.12489
- Lawler, J. J., Ruesch, A. S., Olden, J. D., & McRae, B. H. 2013. Projected climate-driven faunal movement routes. *Ecology Letters*, 16(8), 1014–1022. DOI: 10.1111/ele.12132
- Letty, J., Marchandea, S., & Aubineau, J. 2007. Problems encountered by individuals in animal translocations: lessons from field studies. *Ecoscience*, 14(4), 420–431. DOI: 10.2980/1195-6860(2007)14
- Levey, D. J., Bolker, B. M., Tewksbury, J. J., Sargent, S., & Haddad, N. M. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science*, 309, 146–148.
- Lincer, J. L., Clark, R. J., Fleming, T. L., & Sieradzki, A. 2018. A review of burrowing owl (*Athene cunicularia*) literature using bibliometric comparisons: topical bibliographies and online databases. *Journal of Raptor Research*, 52(2), 207–224. DOI: 10.3356/JRR-17-04.1
- Lockwood, M. A., Griffin, C. P., Morrow, M. E., Randel, C. J., & Silvy, N. J. 2005. Survival, movements, and reproduction of released captive-reared attwater's prairie-chicken. *Journal of Wildlife Management*, 69(3), 1251–1258.
- Macías-Duarte, A., & Conway, C. J. 2015. Distributional Changes in the Western Burrowing Owl (*Athene cunicularia hypugaea*) in North America from 1967 to 2008. *Journal of Raptor Research*, 49(1), 75–83. DOI: 10.3356/JRR-14-00004.1
- Madden, F. 2004. Creating coexistence between humans and wildlife: Global perspectives on local efforts to address Human–Wildlife conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9(4), 247–257. DOI: 10.1080/10871200490505675
- Marini, M. Â., & Marinho Filho, J. S. 2006. Translocação de aves e mamíferos: teoria e

- prática no Brasil. In: C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys, & M. A. S. Alves (Eds.), *Biologia da Conservação*. pp. 505–536. Rio de Janeiro: Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ).
- Marsh, A., Bayne, E. M., & Wellicome, T. I. 2014. Using vertebrate prey capture locations to identify cover type selection patterns of nocturnally foraging burrowing owls. *Ecological Applications*, 24(5), 950–959. DOI: 10.1890/12-1931.1
- Martin, D. J. 1971. A trapping technique for burrowing owls. *Bird-Banding*, 42(1), 46.
- Martínez, G., Baladrón, A. V., Cavalli, M., BÓ, M. S., & Isacch, J. P. 2017. Microscale nest site selection by the burrowing owl (*Athene Cunicularia*) in the Pampas of Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology*, 129(1), 62–70. DOI: 10.1676/1559-4491-129.1.62
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.09.005
- McLean, D. J., & Skowron Volponi, M. A. 2018. trajr: an R package for characterisation of animal trajectories. *Ethology*, 1–9. DOI: 10.1111/eth.12739
- McLean, J. 2018. trajr: Animal Trajectory Analysis. R package version 1.0.0. <https://CRAN.R-project.org/package=trajr>.
- McRae, B. H. 2006. Isolation by resistance. *Evolution*, 60(8), 1551–1561. DOI: 10.1554/05-321.1
- Mendenhall, C. D., Daily, G. C., & Ehrlich, P. R. 2012. Improving estimates of biodiversity loss. *Biological Conservation*, 151(1), 32–34. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.01.069
- Menq, W. 2018. Coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) - Aves de Rapina Brasil.
- Millsap, B. A., & Bear, C. 2000. Density and reproduction of burrowing owls along an urban development gradient. *The Journal of Wildlife Management*, 64(1), 33–41. DOI: 10.2307/3802972
- Mitchell, A. M., Wellicome, T. I., Brodie, D., & Cheng, K. M. 2011. Captive-reared burrowing owls show higher site-affinity, survival, and reproductive performance when reintroduced using a soft-release. *Biological Conservation*, 144, 1382–1391. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.12.019
- Møller, A. P., Diaz, M., Flensted-Jensen, E., Grim, T., Ibáñez-Álamo, J. D., Jokimäki, J., Mänd, R., Markó, G., & Tryjanowski, P. 2012. High urban population density of birds reflects their timing of urbanization. *Oecologia*, 170, 867–875. DOI: 10.1007/s00442-012-2355-3
- Moraes, A. M., Ruiz-Miranda, C. R., Galetti Jr., P. M., Niebuhr, B. B., Alexandre, B. R., Muylaert, R. L., Grativol, A. D., Ribeiro, J. W., Ferreira, A. N., & Ribeiro, M. C. 2018. Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 224, 178–187. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.05.023
- Morales, J. M., Moorcroft, P. R., Matthiopoulos, J., Frair, J. L., Kie, J. G., Powell, R. A.,

- Merrill, E. H., & Haydon, D. T. 2010. Building the bridge between animal movement and population dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365, 2289–2301. DOI: 10.1098/rstb.2010.0082
- Motta-Junior, J. C., & Braga, A. C. R. 2012. Estado del conocimiento sobre la ecología y biología de búhos en Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 23, 227–234.
- Motta-Junior, J. C., & Bueno, A. de A. 2004. Trophic ecology of the burrowing owl in Southeast Brazil. In: J. Ferguson-Lees & D. A. Christie (Eds.), *Raptors Worldwide*. pp. 763–775. .
- Moulton, C. E., Brady, R. S., & Belthoff, J. R. 2004. Territory defense of nesting burrowing owls: responses to simulated conspecific intrusion. *Journal of Field Ornithology*, 75(3), 288–295. DOI: 10.1648/0273-8570(2004)075
- Myiaki, C. Y. 2010. Metodologia de análises genéticas aplicadas ao estudo e à conservação de aves. In: Technical Books (Ed.), *Conservação, Ciência aplicada, técnica de pesquisa e levantamento*. pp. 1–516. Rio de Janeiro.
- Nathan, R., Getz, W. M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., & Smouse, P. E. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *PNAS*, 105(49), 19052–19059. DOI: 10.1073/pnas.0800375105
- Njå, O., Ranestad, P., Braut, G. S., Fewings, R., & Kurthi, E. 2012. Risk of bird strikes: a discussion of current tools and practices. University of Stavanger, 1–19.
- Novaes, W. G., & Alvarez, M. R. D. V. 2010. O perigo aviário em aeroportos do nordeste do Brasil: análise das colisões entre aves e aviões entre os anos de 1985 e 2009. *Revista Conexão Sipaer*, 1(3), 47–68.
- Novaes, W. G., Grossmann, N. V., Pimentel, D. S., & Prada, M. 2016. Terrestrial mammal and reptile hazards in an airport in the Brazilian Amazon. *Human-Wildlife Interactions*, 10(1), 122–127.
- Nowakowski, A. J., Otero Jiménez, B., Allen, M., Diaz-Escobar, M., & Donnelly, M. A. 2013. Landscape resistance to movement of the poison frog, *Oophaga pumilio*, in the lowlands of northeastern Costa Rica. *Animal Conservation*, 16(2), 188–197. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2012.00585.x
- O'Brien, D., Manseau, M., Fall, A., & Fortin, M.-J. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: an application of graph theory. *Biologia Da Conservação*, 130, 70–83. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.12.014
- Oliveira, H. R. B. De, & Pontes, F. D. O. 2012. Risco aviário e resíduo sólido urbano: a responsabilidade de poder publico municipal e as perspectivas futuras. *Revista Conexão Sipaer*, 3(2), 189–208.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Kivimäki, I., St. Clair, C. C., Herfindal, I., & Boitani, L. 2016. Predicting the *continuum* between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 32–42. DOI: 10.1111/1365-2656.12386

- Paradis, E., & Schliep, K. 2018. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*.
- Pârt, T. 1995. The importance of local familiarity and search costs for age and sex-biased philopatry in the collared flycatcher. *Animal Behaviour*, 49, 1029–1038.
- Patrick, K., & Shaw, P. 2012. Bird strike hazard management programs at airports: what works? *Revista Conexão Sipaer*, 5(1), 48–56.
- Pinto, N., & Keitt, T. H. 2009. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, 24(2), 253–266. DOI: 10.1007/s10980-008-9303-y
- Pinto, V. D. O., Baldissera, R., & Müller, E. S. 2018. The diet of the burrowing owl in open habitats of southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 13(1), 45–52. DOI: 10.4013/nbc.2018.131.06
- Plumpton, D. L., & Lutz, R. S. 1992. Multiple-capture techniques for burrowing owls. *Wildlife Society Bulletin*, 20, 426–428.
- Poulin, R. G., Todd, L. D., Dohms, K. M., Brigham, R. M., & Wellicome, T. I. 2005. Factors associated with nest- and roost-burrow selection by burrowing owls (*Athene cunicularia*) on the Canadian prairies. *Canadian Journal of Zoology*, 83(10), 1373–1380. DOI: 10.1139/z05-134
- Proft, K. M., Jones, M. E., Johnson, C. N., & Burrige, C. P. 2018. Making the connection: expanding the role of restoration genetics in restoring and evaluating connectivity. *Restoration Ecology*, 26(3), 411–418. DOI: 10.1111/rec.12692
- Pullins, C. K., Guerrant, T. L., Beckerman, S. F., & Washburn, B. E. 2018. Mitigation translocation of red-tailed hawks to reduce raptor–aircraft collisions. *Journal of Wildlife Management*, 82(1), 123–129. DOI: 10.1002/jwmg.21332
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Vienna, Austria.
- Rabosky, A. R. D., Cox, C. L., Rabosky, D. L., Title, P. O., Holmes, I. A., Feldman, A., & McGuire, J. A. 2016. Coral snakes predict the evolution of mimicry across New World snakes. *Nature Communications*, 7, 11484.
- Rayfield, B., Fortin, M.-J., & Fall, A. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology*, 25(4), 519–532. DOI: 10.1007/s10980-009-9436-7
- Rebolo-Ifrán, N., Carrete, M., Sanz-Aguilar, A., Rodriguez-Martinez, S., Cabezas, S., Marchant, T. A., Bortolotti, G. R., & Tella, J. L. 2015. Links between fear of humans, stress and survival support a non-random distribution of birds among urban and rural habitats. *Scientific Reports*, 5(5), 13723. DOI: 10.1038/srep13723
- Rebolo-Ifrán, N., Tella, J. L., & Carrete, M. 2017. Urban conservation hotspots: predation

- release allows the grassland-specialist burrowing owl to perform better in the city. *Scientific Reports*, 7(1), 1–9. DOI: 10.1038/s41598-017-03853-z
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, P., Revilla, E., & Delibes, M. 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *The American Naturalist*, 164(5), 130–153.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. 2008. As Principais Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: *Cerrado: Ecologia E Flora*. Embrapa Cerrados. pp. 151–199. Planaltina.
- Ribeiro, J. W., Silveira dos Santos, J., Dodonov, P., Martello, F., Brandão Niebuhr, B., & Ribeiro, M. C. 2017. LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1425–1432. DOI: 10.1111/2041-210X.12750
- Riding, C. S., & Belthoff, J. R. 2018. Breeding dispersal by burrowing owls (*Athene cunicularia*) in Idaho. *Journal of Raptor Research*, 52(2), 143–157.
- Robinson, M. 2000. Is the Possibility of a Costly Aircraft Bird Strike. *International Bird Strike Committee*, (April), 17–21.
- Rocha, L., Gildo, A., Cardoso, C. O., & Parnaíba, A. 2013. Abundância sazonal de *Sturnella superciliaris* (Bonaparte , 1850) no Aeroporto Internacional de Parnaíba / PI. *Resumo Seasonal abundance of Sturnella superciliaris (Bonaparte , 1850) in International.*, 4(2), 203–211.
- Rogers, L. L. 1998. Homing tendencies of large mammals: a review. In: L. Nielsen & R. D. Brown (Eds.), *Translocation of Wild Animals*. pp. 76–92. Wisconsin.
- Rosenberg, D. K., & Haley, K. L. 2004. The ecology of burrowing owls in the agroecosystem of the Imperial Valley, California. *Studies in Avian Biology*, 27(27), 120–135.
- Ruiz-Esparza, J., Conceição, A. M., Silva, C., Alves, M., Santos, H. de A., & Tavares, D. S. 2014. Avaliação do risco de fauna no Aeroporto de Aracaju – Santa Maria, Sergipe: bases para mitigação do risco de colisões com fauna. *Revista Conexão Sipaer*, 5(1), 30–42.
- Samia, D. S. M., Nakagawa, S., Nomura, F., Rangel, T. F., & Blumstein, D. T. 2015. Increased tolerance to humans among disturbed wildlife. *Nature Communications*, 6, 1–8. DOI: 10.1038/ncomms9877
- Santos, D. M. dos, Cordeiro, V. L., Cardoso, C. B., Andrea, M. V., Adorno, E. V., & Oliveira, K. N. de. 2017. Caracterização alimentar da *Athene cunicularia* (Strigiformes: Strigidae) (coruja buraqueira). *Ciência Animal Brasileira*, 18(e-24506), 1–9. DOI: 10.1590/1089-6891v18e-24506
- Sarno, R. J., Nixon, P. A., Mealey, B. K., Concoby, R. E., Mrykalo, R. J., & Grigione, M. M. 2012. Suitability of translocation sites for Florida burrowing owls: prey availability and diet. *Southeastern Naturalist*, 11(4), 755–764. DOI: 10.1656/058.011.0413

- Sawyer, S. C., Epps, C. W., & Brashares, J. S. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 668–678. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x
- Schafer, L. M., & Yunger, J. A. 2002. Efficacy of Translocation of Red-tailed Hawks from Airports., (October), 4–5.
- Schumacher, A., Washburn, B., & Hart, J. 2008. Would you please move? translocation of immature bald eagles to reduce bird strike risk. University of Nebraska - Lincoln.
- Scobie, C., Bayne, E., & Wellicome, T. 2014. Influence of anthropogenic features and traffic disturbance on burrowing owl diurnal roosting behavior. *Endangered Species Research*, 24(1), 73–83. DOI: 10.3354/esr00577
- Sergio, F., Bias, J., Baos, R., Forero, M. G., Donázar, J. A., & Hiraldo, F. 2009. Short- and long-term consequences of individual and territory quality in a long-lived bird. *Oecologia*, 160(3), 507–514. DOI: 10.1007/s00442-009-1314-0
- Sergio, F., & Newton, I. 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology*, 72, 857–865.
- Seto, K. C., Guneralp, B., & Hutyra, L. R. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. DOI: 10.1073/pnas.1211658109
- Shochat, E., Warren, P. S., & Faeth, S. H. 2006. Future directions in urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(12), 661–662. DOI: 10.1016/j.tree.2006.09.006
- Sick, H. 1984. *Ornitologia Brasileira*. L. Reiner M. M. da Cruz & M. R. B. Dutra (Eds.), 3^a ed. Brasília-DF: p. 1-828.
- Sigrist, T. 2007. *Guia de Campo - Aves do Brasil Central*. Avis Brasilis: p. 608.
- Sih, A., Jonsson, B. G., & Luikart, G. 2000. Habitat loss : ecological , evolutionary. *News & Comment*, 15(4), 132–134.
- Skowron Volponi, M. A., McLean, D. J., Volponi, P., & Dudley, R. 2018. Moving like a model: mimicry of hymenopteran flight trajectories by clearwing moths of Southeast Asian rainforests. *Biology Letters*, 14(5). DOI: 10.1098/rsbl.2018.0152
- Smallwood, K. S., Neher, L., Mount, J., & Culver, R. C. E. 2013. Nesting burrowing owl density and abundance in the altamont pass wind resource area, California. *Wildlife Society Bulletin*, 37(4), 787–795. DOI: 10.1002/wsb.347
- Smallwood, K. S., Thelander, C. G., Morrison, M. L., & Rugge, L. M. 2007. Burrowing owl mortality in the altamont pass wind resource area. *Journal of Wildlife Management*, 71(5), 1513–1524. DOI: 10.2193/2006-307
- Soares, M., Schiefler, A. F., & Ximenez, A. 1992. Aspectos do comportamento de *Athene cunicularia* (Molina, 1782) (Alves: Strigidae), na restinga da Praia da Joaquina, Ilha de Santa Catarina, SC comportamentais na restinga Praia da Joaquina SC. *Biotemas*, 5(2), 71–74.

- Sol, D., Lapedra, O., & González-Lagos, C. 2013. Behavioural adjustments for a life in the city. *Animal Behaviour*, 85(5), 1–12. DOI: 10.1016/j.anbehav.2013.01.023
- Solaro, C. 2017. Costs and benefits of urban living in raptors. In: *Birds of Prey*. pp. 177–196. .
- Stracey, C. M., & Robinson, S. K. 2012. Are urban habitats ecological traps for a native songbird? Season-long productivity, apparent survival, and site fidelity in urban and rural habitats. *Journal of Avian Biology*, 43, 50–60. DOI: 10.1111/j.1600-048X.2011.05520.x
- Sutcliffe, O. L., Bakkestuen, V., Fry, G., & Stabbetorp, O. E. 2003. Modelling the benefits of farmland restoration: methodology and application to butterfly movement. *Landscape and Urban Planning*, 63, 15–31.
- Thompson, P. L., Rayfield, B., & Gonzalez, A. 2017. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*, 40(1), 98–108. DOI: 10.1111/ecog.02558
- Thorpe, J. 2009. Update on fatalities and destroyed civil aircraft due to bird strikes with appendix for 2008 & 2009. International Bird Strike Committee, (June), 1–7. DOI: IBSC 29/WP
- Thurfjell, H., Ciuti, S., & Boyce, M. S. 2014. Applications of step-selection functions in ecology and conservation. *Movement Ecology*, 2(4), 1–12. DOI: 10.1186/2051-3933-2-4
- Tipton, H. C., Dreitz, V. J., & Doherty, P. F. 2008. Occupancy of mountain plover and burrowing owl in Colorado. *The Journal of Wildlife Management*, 72(4), 1001–1006. DOI: 10.2193/2007-168
- Torres, D. F., Oliveira, E. S., & Alves, R. R. N. 2018. Understanding human-wildlife conflicts and their implications. In: R. R. N. Alves & U. P. Albuquerque (Eds.), *Ethnozology*. pp. 421–445. 1 ed.Elsevier Inc.
- Trénel, P., Hansen, M. M., Normand, S., & Borchsenius, F. 2008. Landscape genetics, historical isolation and cross-andean gene flow in the wax palm , *Ceroxylon echinulatum* (Arecaceae). *Molecular Ecology*, 17, 3528–3540. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2008.03853.x
- Trulio, L. A. 1995. Passive relocation: a method to preserve burrowing owls on disturbed sites. *Journal Field Ornithology*, 66(1), 99–106.
- Tweed, E. J., Foster, J. T., Woodworth, B. L., Oesterle, P., Kuehler, C., Lieberman, A. A., Powers, A. T., Whitaker, K., Monahan, W. B., Kellerman, J., & Telfer, T. 2003. Survival, dispersal, and home-range establishment of reintroduced captive-bred puaiohi, *Myadestes palmeri*. *Biological Conservation*, 111, 1–9. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00175-1
- Urbano, F., Cagnacci, F., Calenge, C., Dettki, H., Cameron, A., & Neteler, M. 2010. Wildlife tracking data management: a new vision. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 365(1550), 2177–2185. DOI: 10.1098/rstb.2010.0081

- Valdez-gómez, A. H. E., Holroyd, G. L., Trefry, H. E., & Contreras-balderas, A. J. 2018. Home ranges, habitats, and roosts of wintering burrowing owls in agricultural landscapes in Central Mexico. *Journal of Raptor Research*, 52(2), 178–190.
- Verbeylen, G., Bruyn, L. De, Adriaensen, F., & Matthysen, E. 2003. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology*, 18, 791–805.
- Vieira, L. A., & Teixeira, R. L. 2008. Diet of *Athene cunicularia* (Molina, 1782) from a sandy coastal plain in southeast Brazil. *Boletim Do Museu de Biologia Mello Leitão*, 23, 5–14.
- von Holst, D. 1998. The concept of stress and its relevance for animal behavior. *Advances in the Study of Behavior*, 27, 1–131. DOI: 10.1016/S0065-3454(08)60362-9
- Wolf, C. M., Griffith, B., Reed, C., & Temple, S. A. 1996. Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, 10(4), 1142–1154. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1996.10041142.x

Anexos

Anexo I - Exemplos de leis e outros instrumentos voltados para mitigar os riscos de fauna dentro de aeródromos brasileiros.

Tabela 2. Exemplos de leis e outros instrumentos voltados para mitigar os riscos de fauna dentro de aeródromos brasileiros.

Instrumento legal	Data	Objetivo principal
Portaria nº 1.887 do Ministério da Defesa	2010	Estabelecer diretrizes para mitigar o risco da fauna dentro de aeródromos.
Portaria nº 906/GC5 do Comando da Aeronáutica	2010	Estabelecer o Plano Básico de Gerenciamento do Risco Aviário (PBGRA).
Lei Nº 12.725	2012	Estabelecer regras para reduzir o risco no aerodródomo e seus arredores.
Regulamento Brasileiro da Aviação Civil nº 164 da Agência Nacional de Aviação Civil - ANAC	2014	Estabelecer as regras para o gerenciamento de fauna dentro dos aeródromos. Além disso, indica quais aeroportos necessitam obrigatoriamente de um plano de gerenciamento do risco da fauna (PGRF).
Resolução nº 466 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA	2015	Determinar os procedimentos para elaboração e autorização do Plano de Manejo de Fauna em Aeródromos (PMFA).
Instrução Suplementar nº 164-001 da Agência Nacional de Aviação Civil - ANAC	2015	Estabelecer critérios para a elaboração da análise do risco de colisão da fauna com aeronaves.

Anexo II – Pontos de soltura dos indivíduos translocados, ordem da soltura, distância do aeródromo e suas respectivas coordenadas.

Tabela 3. Pontos de soltura dos indivíduos translocados, ordem de soltura e as faixas de distâncias do aeródromo, com suas respectivas coordenadas.

Ordem de soltura	Ponto de soltura	Faixa de distância	Latitude	Longitude	Ordem de soltura	Ponto de soltura	Faixa de distância	Latitude	Longitude
1	1	3-10 km	-15.79371111	-47.95932500	16	4	3-10 km	-15.86758870	-47.87132720
2	18	>10-20 km	-15.89415160	-47.80249230	17	14	>10-20 km	-15.88183270	-48.08366090
3	2	3-10 km	-15.91035640	-47.95668820	18	30	>20-30 km	-15.63868830	-47.83019220
4	23	>20-30 km	-15.68134940	-47.85199820	19	5	3-10 km	-15.81995450	-47.98675000
5	20	>10-20 km	-16.01088240	-48.00282790	20	17	>10-20 km	-16.01586660	-48.01776380
6	24	>20-30 km	-15.79359870	-48.16593700	21	22	>20-30 km	-15.78714420	-48.11717350
7	7	3-10 km	-15.85036350	-47.96838230	22	10	3-10 km	-15.80006180	-47.92090250
8	16	>10-20 km	-15.80121930	-48.07698890	23	15	>10-20 km	-15.83168760	-48.01539700
9	27	>20-30 km	-15.74310400	-48.05224490	24	21	>20-30 km	-15.79830550	-48.18594060
10	6	3-10 km	-15.93440840	-47.98214470	25	3	3-10 km	-15.87333330	-47.86299020
11	12	>10-20 km	-16.02107330	-48.01621850	26	19	>10-20 km	-15.84269780	-47.81037940
12	28	>20-30 km	-16.04861510	-48.00850440	27	25	>20-30 km	-16.00404760	-48.06870560
13	8	3-10 km	-15.87502350	-47.95546580	28	9	3-10 km	-15.89604410	-47.96296860
14	11	>10-20 km	-15.93896860	-47.82782710	29	13	>10-20 km	-15.78331940	-48.04912850
15	26	>20-30 km	-15.64265170	-47.82227830	30	29	>20-30 km	-15.90632020	-48.13812250

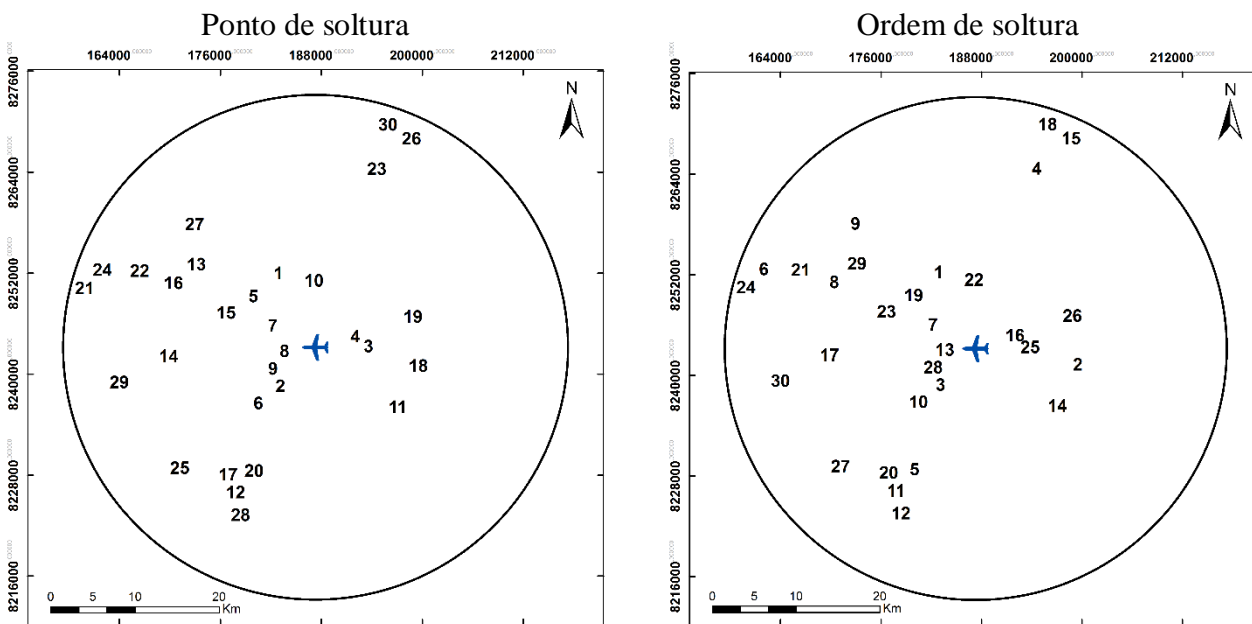


Figura 8. Localização dos pontos de soltura dos indivíduos translocados dentro da área de estudo. À esquerda: Pontos que foram aleatorizados para soltura. À direita: Ordem de soltura que foi aleatorizada. ✈️ Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília (AIB).

Anexo III – I de Moran feito com diferentes distâncias de cada ponto de coruja registrado na área de estudo para determinar autocorrelação espacial. * representa ausência de autocorrelação espacial ($P > 0.05$).

Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value
5	0.352	-0.007	0.036	0	210	0.199	-0.008	0.025	0	415	0.152	-0.010	0.024	0
10	0.352	-0.007	0.036	0	215	0.201	-0.008	0.025	0	420	0.152	-0.010	0.024	0
15	0.351	-0.007	0.036	0	220	0.201	-0.008	0.025	0	425	0.149	-0.011	0.024	0
20	0.335	-0.007	0.035	0	225	0.201	-0.008	0.025	0	430	0.149	-0.011	0.024	0
25	0.336	-0.007	0.034	0	230	0.201	-0.008	0.025	0	435	0.149	-0.011	0.024	0
30	0.336	-0.007	0.034	0	235	0.199	-0.009	0.025	0	440	0.149	-0.011	0.024	0
35	0.337	-0.007	0.033	0	240	0.184	-0.009	0.025	0	445	0.149	-0.011	0.024	0
40	0.309	-0.007	0.031	0	245	0.188	-0.009	0.025	0	450	0.149	-0.011	0.024	0
45	0.272	-0.007	0.031	0	250	0.187	-0.009	0.025	0	455	0.149	-0.011	0.024	0
50	0.272	-0.007	0.031	0	255	0.184	-0.009	0.025	0	460	0.149	-0.011	0.024	0
55	0.265	-0.007	0.030	0	260	0.185	-0.009	0.025	0	465	0.159	-0.011	0.023	0
60	0.265	-0.007	0.030	0	265	0.185	-0.009	0.025	0	470	0.159	-0.011	0.023	0
65	0.264	-0.007	0.030	0	270	0.185	-0.009	0.025	0	475	0.161	-0.011	0.023	0
70	0.264	-0.007	0.030	0	275	0.185	-0.009	0.025	0	480	0.149	-0.011	0.023	0
75	0.259	-0.008	0.029	0	280	0.182	-0.009	0.025	0	485	0.149	-0.011	0.023	0
80	0.256	-0.008	0.028	0	285	0.170	-0.009	0.025	0	490	0.149	-0.011	0.023	0
85	0.257	-0.008	0.027	0	290	0.173	-0.009	0.025	0	495	0.149	-0.011	0.023	0
90	0.242	-0.008	0.027	0	295	0.175	-0.009	0.025	0	500	0.149	-0.011	0.023	0
95	0.242	-0.008	0.027	0	300	0.175	-0.009	0.025	0	505	0.144	-0.011	0.023	0
100	0.243	-0.008	0.027	0	305	0.176	-0.009	0.025	0	510	0.144	-0.011	0.023	0
105	0.243	-0.008	0.027	0	310	0.175	-0.010	0.025	0	515	0.144	-0.011	0.023	0
110	0.243	-0.008	0.027	0	315	0.175	-0.010	0.025	0	520	0.145	-0.011	0.022	0
115	0.237	-0.008	0.026	0	320	0.175	-0.010	0.025	0	525	0.142	-0.011	0.022	0
120	0.237	-0.008	0.026	0	325	0.175	-0.010	0.025	0	530	0.142	-0.011	0.022	0
125	0.237	-0.008	0.026	0	330	0.175	-0.010	0.025	0	535	0.142	-0.011	0.022	0
130	0.237	-0.008	0.026	0	335	0.175	-0.010	0.025	0	540	0.142	-0.011	0.022	0
135	0.237	-0.008	0.026	0	340	0.177	-0.010	0.025	0	545	0.142	-0.011	0.022	0
140	0.236	-0.008	0.025	0	345	0.177	-0.010	0.025	0	550	0.142	-0.011	0.022	0
145	0.239	-0.008	0.025	0	350	0.178	-0.010	0.025	0	555	0.142	-0.011	0.022	0
150	0.239	-0.008	0.025	0	355	0.176	-0.010	0.025	0	560	0.142	-0.011	0.022	0
155	0.238	-0.008	0.026	0	360	0.174	-0.010	0.024	0	565	0.142	-0.011	0.022	0
160	0.232	-0.008	0.026	0	365	0.174	-0.010	0.024	0	570	0.142	-0.011	0.022	0
165	0.232	-0.008	0.026	0	370	0.159	-0.010	0.024	0	575	0.141	-0.011	0.022	0
170	0.203	-0.008	0.025	0	375	0.159	-0.010	0.024	0	580	0.142	-0.012	0.022	0
175	0.196	-0.008	0.025	0	380	0.159	-0.010	0.024	0	585	0.145	-0.012	0.022	0
180	0.196	-0.008	0.025	0	385	0.159	-0.010	0.024	0	590	0.145	-0.012	0.022	0
185	0.196	-0.008	0.025	0	390	0.159	-0.010	0.024	0	595	0.145	-0.012	0.022	0
190	0.196	-0.008	0.025	0	395	0.159	-0.010	0.024	0	600	0.145	-0.012	0.022	0
195	0.196	-0.008	0.025	0	400	0.151	-0.010	0.024	0	605	0.145	-0.012	0.022	0
200	0.197	-0.008	0.025	0	405	0.152	-0.010	0.024	0	610	0.145	-0.012	0.022	0
205	0.197	-0.008	0.025	0	410	0.152	-0.010	0.024	0	615	0.145	-0.012	0.022	0

Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value
620	0.145	-0.012	0.022	0	855	0.139	-0.014	0.024	0	1090	0.115	-0.016	0.024	0
625	0.145	-0.012	0.022	0	860	0.139	-0.014	0.024	0	1095	0.115	-0.016	0.025	0
630	0.145	-0.012	0.022	0	865	0.139	-0.014	0.024	0	1100	0.115	-0.016	0.025	0
635	0.145	-0.012	0.022	0	870	0.139	-0.014	0.024	0	1105	0.115	-0.016	0.025	0
640	0.146	-0.012	0.023	0	875	0.139	-0.014	0.024	0	1110	0.115	-0.016	0.025	0
645	0.146	-0.012	0.023	0	880	0.139	-0.014	0.024	0	1115	0.115	-0.016	0.025	0
650	0.153	-0.012	0.022	0	885	0.139	-0.014	0.024	0	1120	0.115	-0.016	0.025	0
655	0.153	-0.012	0.022	0	890	0.139	-0.014	0.024	0	1125	0.116	-0.017	0.025	0
660	0.153	-0.012	0.022	0	895	0.137	-0.014	0.024	0	1130	0.116	-0.017	0.025	0
665	0.153	-0.012	0.022	0	900	0.137	-0.014	0.024	0	1135	0.116	-0.017	0.025	0
670	0.153	-0.012	0.022	0	905	0.137	-0.014	0.024	0	1140	0.116	-0.017	0.025	0
675	0.153	-0.012	0.022	0	910	0.137	-0.014	0.024	0	1145	0.116	-0.017	0.025	0
680	0.153	-0.012	0.022	0	915	0.137	-0.014	0.024	0	1150	0.111	-0.017	0.025	0
685	0.153	-0.012	0.022	0	920	0.137	-0.014	0.024	0	1155	0.111	-0.017	0.025	0
690	0.153	-0.012	0.022	0	925	0.138	-0.014	0.024	0	1160	0.111	-0.017	0.025	0
695	0.150	-0.012	0.022	0	930	0.138	-0.014	0.024	0	1165	0.111	-0.017	0.025	0
700	0.146	-0.013	0.023	0	935	0.138	-0.014	0.024	0	1170	0.111	-0.017	0.025	0
705	0.146	-0.013	0.023	0	940	0.138	-0.014	0.024	0	1175	0.111	-0.017	0.025	0
710	0.146	-0.013	0.023	0	945	0.142	-0.014	0.024	0	1180	0.111	-0.017	0.025	0
715	0.150	-0.013	0.023	0	950	0.127	-0.015	0.024	0	1185	0.111	-0.017	0.025	0
720	0.150	-0.013	0.023	0	955	0.127	-0.015	0.024	0	1190	0.111	-0.017	0.025	0
725	0.150	-0.013	0.023	0	960	0.127	-0.015	0.024	0	1195	0.111	-0.017	0.025	0
730	0.150	-0.013	0.023	0	965	0.127	-0.015	0.024	0	1200	0.111	-0.017	0.025	0
735	0.152	-0.013	0.024	0	970	0.134	-0.015	0.024	0	1205	0.111	-0.017	0.025	0
740	0.152	-0.013	0.024	0	975	0.134	-0.015	0.024	0	1210	0.110	-0.017	0.024	0
745	0.152	-0.013	0.024	0	980	0.134	-0.015	0.024	0	1215	0.110	-0.017	0.024	0
750	0.152	-0.013	0.024	0	985	0.134	-0.015	0.024	0	1220	0.110	-0.017	0.024	0
755	0.152	-0.013	0.024	0	990	0.134	-0.015	0.024	0	1225	0.110	-0.017	0.024	0
760	0.152	-0.013	0.024	0	995	0.134	-0.015	0.024	0	1230	0.110	-0.017	0.024	0
765	0.152	-0.013	0.024	0	1000	0.134	-0.015	0.024	0	1235	0.110	-0.017	0.024	0
770	0.142	-0.014	0.024	0	1005	0.134	-0.015	0.024	0	1240	0.105	-0.018	0.024	0
775	0.141	-0.014	0.024	0	1010	0.134	-0.015	0.024	0	1245	0.096	-0.018	0.024	0
780	0.141	-0.014	0.024	0	1015	0.134	-0.015	0.024	0	1250	0.097	-0.018	0.024	0
785	0.141	-0.014	0.024	0	1020	0.134	-0.015	0.024	0	1255	0.097	-0.018	0.024	0
790	0.141	-0.014	0.024	0	1025	0.132	-0.015	0.024	0	1260	0.097	-0.018	0.024	0
795	0.141	-0.014	0.024	0	1030	0.143	-0.015	0.024	0	1265	0.097	-0.018	0.024	0
800	0.141	-0.014	0.024	0	1035	0.143	-0.015	0.024	0	1270	0.097	-0.018	0.024	0
805	0.141	-0.014	0.024	0	1040	0.143	-0.015	0.024	0	1275	0.097	-0.018	0.024	0
810	0.141	-0.014	0.024	0	1045	0.143	-0.015	0.024	0	1280	0.097	-0.018	0.024	0
815	0.141	-0.014	0.024	0	1050	0.143	-0.015	0.024	0	1285	0.097	-0.018	0.024	0
820	0.141	-0.014	0.024	0	1055	0.143	-0.015	0.024	0	1290	0.097	-0.018	0.024	0
825	0.142	-0.014	0.024	0	1060	0.143	-0.015	0.024	0	1295	0.097	-0.018	0.024	0
830	0.142	-0.014	0.024	0	1065	0.147	-0.016	0.024	0	1300	0.097	-0.018	0.024	0
835	0.139	-0.014	0.024	0	1070	0.147	-0.016	0.024	0	1305	0.098	-0.019	0.024	0
840	0.139	-0.014	0.024	0	1075	0.147	-0.016	0.024	0	1310	0.098	-0.019	0.024	0
845	0.139	-0.014	0.024	0	1080	0.115	-0.016	0.024	0	1315	0.098	-0.019	0.024	0
850	0.139	-0.014	0.024	0	1085	0.115	-0.016	0.024	0	1320	0.095	-0.019	0.025	0

Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value
1325	0.095	-0.019	0.025	0	1560	0.080	-0.020	0.024	0	1795	0.083	-0.020	0.024	0
1330	0.095	-0.019	0.025	0	1565	0.080	-0.020	0.024	0	1800	0.083	-0.020	0.024	0
1335	0.095	-0.019	0.025	0	1570	0.080	-0.020	0.024	0	1805	0.083	-0.020	0.024	0
1340	0.095	-0.019	0.025	0	1575	0.080	-0.020	0.024	0	1810	0.083	-0.020	0.024	0
1345	0.095	-0.019	0.025	0	1580	0.080	-0.020	0.024	0	1815	0.083	-0.020	0.024	0
1350	0.095	-0.019	0.025	0	1585	0.080	-0.020	0.024	0	1820	0.083	-0.020	0.024	0
1355	0.095	-0.019	0.025	0	1590	0.080	-0.020	0.024	0	1825	0.083	-0.020	0.024	0
1360	0.094	-0.019	0.024	0	1595	0.080	-0.020	0.024	0	1830	0.083	-0.020	0.024	0
1365	0.094	-0.019	0.024	0	1600	0.080	-0.020	0.024	0	1835	0.083	-0.020	0.024	0
1370	0.094	-0.019	0.024	0	1605	0.080	-0.020	0.024	0	1840	0.083	-0.020	0.024	0
1375	0.094	-0.019	0.024	0	1610	0.080	-0.020	0.024	0	1845	0.084	-0.020	0.024	0
1380	0.093	-0.019	0.024	0	1615	0.080	-0.020	0.024	0	1850	0.084	-0.020	0.024	0
1385	0.093	-0.019	0.024	0	1620	0.080	-0.020	0.024	0	1855	0.084	-0.020	0.024	0
1390	0.093	-0.019	0.024	0	1625	0.080	-0.020	0.024	0	1860	0.087	-0.021	0.024	0
1395	0.093	-0.019	0.024	0	1630	0.080	-0.020	0.024	0	1865	0.087	-0.021	0.024	0
1400	0.093	-0.019	0.024	0	1635	0.080	-0.020	0.024	0	1870	0.087	-0.021	0.024	0
1405	0.093	-0.019	0.024	0	1640	0.080	-0.020	0.024	0	1875	0.087	-0.021	0.024	0
1410	0.093	-0.019	0.024	0	1645	0.080	-0.020	0.024	0	1880	0.087	-0.021	0.024	0
1415	0.093	-0.019	0.024	0	1650	0.080	-0.020	0.024	0	1885	0.087	-0.021	0.024	0
1420	0.084	-0.019	0.024	0	1655	0.080	-0.020	0.024	0	1890	0.087	-0.021	0.024	0
1425	0.084	-0.019	0.024	0	1660	0.080	-0.020	0.024	0	1895	0.087	-0.021	0.024	0
1430	0.084	-0.019	0.024	0	1665	0.080	-0.020	0.024	0	1900	0.087	-0.021	0.024	0
1435	0.084	-0.019	0.024	0	1670	0.080	-0.020	0.024	0	1905	0.087	-0.021	0.024	0
1440	0.084	-0.019	0.024	0	1675	0.080	-0.020	0.024	0	1910	0.087	-0.021	0.024	0
1445	0.084	-0.019	0.024	0	1680	0.080	-0.020	0.024	0	1915	0.087	-0.021	0.024	0
1450	0.084	-0.019	0.024	0	1685	0.080	-0.020	0.024	0	1920	0.091	-0.021	0.024	0
1455	0.084	-0.019	0.024	0	1690	0.084	-0.020	0.025	0	1925	0.091	-0.021	0.024	0
1460	0.084	-0.019	0.024	0	1695	0.084	-0.020	0.025	0	1930	0.091	-0.021	0.024	0
1465	0.084	-0.019	0.024	0	1700	0.084	-0.020	0.025	0	1935	0.085	-0.021	0.024	0
1470	0.084	-0.019	0.024	0	1705	0.084	-0.020	0.025	0	1940	0.085	-0.021	0.024	0
1475	0.084	-0.019	0.024	0	1710	0.084	-0.020	0.025	0	1945	0.081	-0.021	0.024	0
1480	0.084	-0.019	0.024	0	1715	0.084	-0.020	0.025	0	1950	0.081	-0.021	0.024	0
1485	0.084	-0.019	0.024	0	1720	0.084	-0.020	0.025	0	1955	0.081	-0.021	0.024	0
1490	0.090	-0.020	0.024	0	1725	0.084	-0.020	0.025	0	1960	0.081	-0.021	0.024	0
1495	0.090	-0.020	0.024	0	1730	0.084	-0.020	0.025	0	1965	0.081	-0.021	0.024	0
1500	0.090	-0.020	0.024	0	1735	0.084	-0.020	0.025	0	1970	0.078	-0.022	0.024	0
1505	0.090	-0.020	0.024	0	1740	0.084	-0.020	0.025	0	1975	0.078	-0.022	0.024	0
1510	0.090	-0.020	0.024	0	1745	0.084	-0.020	0.025	0	1980	0.078	-0.022	0.024	0
1515	0.090	-0.020	0.024	0	1750	0.084	-0.020	0.025	0	1985	0.078	-0.022	0.024	0
1520	0.080	-0.020	0.024	0	1755	0.084	-0.020	0.025	0	1990	0.080	-0.022	0.025	0
1525	0.080	-0.020	0.024	0	1760	0.084	-0.020	0.025	0	1995	0.080	-0.022	0.025	0
1530	0.080	-0.020	0.024	0	1765	0.084	-0.020	0.025	0	2000	0.080	-0.022	0.025	0
1535	0.080	-0.020	0.024	0	1770	0.084	-0.020	0.025	0	2005	0.080	-0.022	0.025	0
1540	0.080	-0.020	0.024	0	1775	0.083	-0.020	0.024	0	2010	0.080	-0.022	0.025	0
1545	0.080	-0.020	0.024	0	1780	0.083	-0.020	0.024	0	2015	0.080	-0.022	0.025	0
1550	0.080	-0.020	0.024	0	1785	0.083	-0.020	0.024	0	2020	0.082	-0.022	0.025	0
1555	0.080	-0.020	0.024	0	1790	0.083	-0.020	0.024	0	2025	0.082	-0.022	0.025	0

Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value
2030	0.078	-0.023	0.025	0	2265	0.070	-0.024	0.027	0	2500	0.059	-0.028	0.028	0.002
2035	0.078	-0.023	0.025	0	2270	0.070	-0.024	0.027	0	2505	0.059	-0.028	0.028	0.002
2040	0.073	-0.023	0.025	0	2275	0.070	-0.024	0.027	0	2510	0.059	-0.028	0.028	0.002
2045	0.073	-0.023	0.025	0	2280	0.070	-0.024	0.027	0	2515	0.059	-0.028	0.028	0.002
2050	0.066	-0.023	0.025	0	2285	0.070	-0.024	0.027	0	2520	0.059	-0.028	0.028	0.002
2055	0.066	-0.023	0.025	0	2290	0.070	-0.024	0.027	0	2525	0.059	-0.028	0.028	0.002
2060	0.066	-0.023	0.025	0	2295	0.074	-0.024	0.026	0	2530	0.059	-0.028	0.028	0.002
2065	0.066	-0.023	0.025	0	2300	0.074	-0.024	0.026	0	2535	0.059	-0.028	0.028	0.002
2070	0.065	-0.023	0.026	0.001	2305	0.074	-0.024	0.026	0	2540	0.058	-0.029	0.028	0.002
2075	0.065	-0.023	0.026	0.001	2310	0.074	-0.024	0.026	0	2545	0.058	-0.029	0.028	0.002
2080	0.065	-0.023	0.026	0.001	2315	0.074	-0.024	0.026	0	2550	0.058	-0.029	0.028	0.002
2085	0.070	-0.024	0.026	0	2320	0.074	-0.024	0.026	0	2555	0.058	-0.029	0.028	0.002
2090	0.070	-0.024	0.026	0	2325	0.074	-0.024	0.026	0	2560	0.058	-0.029	0.028	0.002
2095	0.070	-0.024	0.026	0	2330	0.074	-0.024	0.026	0	2565	0.058	-0.029	0.028	0.002
2100	0.070	-0.024	0.027	0	2335	0.074	-0.024	0.026	0	2570	0.058	-0.029	0.028	0.002
2105	0.070	-0.024	0.027	0	2340	0.070	-0.025	0.026	0	2575	0.058	-0.029	0.028	0.002
2110	0.070	-0.024	0.027	0	2345	0.070	-0.025	0.026	0	2580	0.058	-0.029	0.028	0.002
2115	0.070	-0.024	0.027	0	2350	0.082	-0.026	0.027	0	2585	0.058	-0.029	0.028	0.002
2120	0.070	-0.024	0.027	0	2355	0.082	-0.026	0.027	0	2590	0.058	-0.029	0.028	0.002
2125	0.070	-0.024	0.027	0	2360	0.082	-0.026	0.027	0	2595	0.048	-0.029	0.028	0.006
2130	0.070	-0.024	0.027	0	2365	0.082	-0.026	0.027	0	2600	0.048	-0.029	0.028	0.006
2135	0.070	-0.024	0.027	0	2370	0.082	-0.026	0.027	0	2605	0.048	-0.029	0.028	0.006
2140	0.070	-0.024	0.027	0	2375	0.082	-0.026	0.027	0	2610	0.050	-0.030	0.029	0.006
2145	0.070	-0.024	0.027	0	2380	0.082	-0.026	0.027	0	2615	0.050	-0.030	0.029	0.006
2150	0.070	-0.024	0.027	0	2385	0.082	-0.026	0.027	0	2620	0.050	-0.030	0.029	0.006
2155	0.070	-0.024	0.027	0	2390	0.082	-0.026	0.027	0	2625	0.050	-0.030	0.029	0.006
2160	0.070	-0.024	0.027	0	2395	0.082	-0.026	0.027	0	2630	0.050	-0.030	0.029	0.006
2165	0.070	-0.024	0.027	0	2400	0.064	-0.026	0.027	0.001	2635	0.050	-0.030	0.029	0.006
2170	0.070	-0.024	0.027	0	2405	0.064	-0.026	0.027	0.001	2640	0.050	-0.030	0.029	0.006
2175	0.070	-0.024	0.027	0	2410	0.064	-0.026	0.027	0.001	2645	0.051	-0.031	0.030	0.006
2180	0.070	-0.024	0.027	0	2415	0.064	-0.026	0.027	0.001	2650	0.051	-0.031	0.030	0.006
2185	0.070	-0.024	0.027	0	2420	0.064	-0.026	0.027	0.001	2655	0.051	-0.031	0.030	0.006
2190	0.070	-0.024	0.027	0	2425	0.064	-0.026	0.027	0.001	2660	0.051	-0.031	0.030	0.006
2195	0.070	-0.024	0.027	0	2430	0.064	-0.026	0.027	0.001	2665	0.051	-0.031	0.030	0.006
2200	0.070	-0.024	0.027	0	2435	0.057	-0.027	0.028	0.002	2670	0.051	-0.031	0.030	0.006
2205	0.070	-0.024	0.027	0	2440	0.059	-0.028	0.028	0.002	2675	0.051	-0.031	0.030	0.006
2210	0.070	-0.024	0.027	0	2445	0.059	-0.028	0.028	0.002	2680	0.051	-0.031	0.030	0.006
2215	0.070	-0.024	0.027	0	2450	0.059	-0.028	0.028	0.002	2685	0.051	-0.031	0.030	0.006
2220	0.070	-0.024	0.027	0	2455	0.059	-0.028	0.028	0.002	2690	0.051	-0.031	0.030	0.006
2225	0.070	-0.024	0.027	0	2460	0.059	-0.028	0.028	0.002	2695	0.051	-0.031	0.030	0.006
2230	0.070	-0.024	0.027	0	2465	0.059	-0.028	0.028	0.002	2700	0.051	-0.031	0.030	0.006
2235	0.070	-0.024	0.027	0	2470	0.059	-0.028	0.028	0.002	2705	0.056	-0.031	0.030	0.004
2240	0.070	-0.024	0.027	0	2475	0.059	-0.028	0.028	0.002	2710	0.056	-0.031	0.030	0.004
2245	0.070	-0.024	0.027	0	2480	0.059	-0.028	0.028	0.002	2715	0.056	-0.031	0.030	0.004
2250	0.070	-0.024	0.027	0	2485	0.059	-0.028	0.028	0.002	2720	0.056	-0.031	0.030	0.004
2255	0.070	-0.024	0.027	0	2490	0.059	-0.028	0.028	0.002	2725	0.056	-0.031	0.030	0.004
2260	0.070	-0.024	0.027	0	2495	0.059	-0.028	0.028	0.002	2730	0.056	-0.031	0.030	0.004

Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value	Distâncias (m)	Obs.	Esp.	Desvio padrão	p.value
2735	0.056	-0.031	0.030	0.004	2970	0.050	-0.033	0.032	0.008	3205	0.033	-0.036	0.034	0.045
2740	0.056	-0.031	0.030	0.004	2975	0.050	-0.033	0.032	0.008	3210	0.033	-0.036	0.034	0.045
2745	0.056	-0.031	0.030	0.004	2980	0.050	-0.033	0.032	0.008	3215	0.033	-0.036	0.034	0.045
2750	0.056	-0.031	0.030	0.004	2985	0.050	-0.033	0.032	0.008	3220	0.033	-0.036	0.034	0.045
2755	0.056	-0.031	0.030	0.004	2990	0.050	-0.033	0.032	0.008	3225	0.033	-0.036	0.034	0.045
2760	0.055	-0.031	0.030	0.004	2995	0.050	-0.033	0.032	0.008	3230	0.033	-0.036	0.034	0.045
2765	0.055	-0.031	0.030	0.004	3000	0.047	-0.034	0.033	0.012	3235	0.033	-0.036	0.034	0.045
2770	0.055	-0.031	0.030	0.004	3005	0.047	-0.034	0.033	0.012	3240	0.033	-0.036	0.034	0.045
2775	0.055	-0.031	0.030	0.004	3010	0.047	-0.034	0.033	0.012	3245	0.033	-0.036	0.034	0.045
2780	0.055	-0.031	0.030	0.004	3015	0.047	-0.034	0.033	0.012	3250	0.033	-0.036	0.034	0.045
2785	0.055	-0.031	0.030	0.004	3020	0.047	-0.034	0.033	0.012	3255	0.033	-0.036	0.034	0.045
2790	0.055	-0.031	0.030	0.004	3025	0.047	-0.034	0.033	0.012	3260	0.033	-0.036	0.034	0.045
2795	0.055	-0.031	0.030	0.004	3030	0.054	-0.036	0.034	0.008	3265	0.033	-0.036	0.034	0.045
2800	0.055	-0.031	0.030	0.004	3035	0.054	-0.036	0.034	0.008	3270	0.033	-0.036	0.034	0.045
2805	0.055	-0.031	0.030	0.004	3040	0.054	-0.036	0.034	0.008	3275	0.033	-0.036	0.034	0.045
2810	0.056	-0.032	0.031	0.005	3045	0.054	-0.036	0.034	0.008	3280	0.033	-0.036	0.034	0.045
2815	0.056	-0.032	0.031	0.005	3050	0.054	-0.036	0.034	0.008	3285	0.033	-0.036	0.034	0.045
2820	0.056	-0.032	0.031	0.005	3055	0.054	-0.036	0.034	0.008	3290	0.033	-0.036	0.034	0.045
2825	0.056	-0.032	0.031	0.005	3060	0.054	-0.036	0.034	0.008	3295	0.033	-0.036	0.034	0.045
2830	0.056	-0.032	0.031	0.005	3065	0.054	-0.036	0.034	0.008	3300	0.033	-0.036	0.034	0.045
2835	0.056	-0.032	0.031	0.005	3070	0.054	-0.036	0.034	0.008	3305	0.033	-0.036	0.034	0.045
2840	0.054	-0.032	0.031	0.005	3075	0.054	-0.036	0.034	0.008	3310	0.033	-0.036	0.034	0.045
2845	0.054	-0.032	0.031	0.005	3080	0.054	-0.036	0.034	0.008	3315	0.033	-0.036	0.034	0.045
2850	0.054	-0.032	0.031	0.005	3085	0.054	-0.036	0.034	0.008	3320	0.033	-0.036	0.034	0.045
2855	0.054	-0.032	0.031	0.005	3090	0.054	-0.036	0.034	0.008	3325	0.033	-0.036	0.034	0.045
2860	0.054	-0.032	0.031	0.005	3095	0.054	-0.036	0.034	0.008	3330	0.033	-0.036	0.034	0.045
2865	0.054	-0.032	0.031	0.005	3100	0.054	-0.036	0.034	0.008	3335	0.033	-0.036	0.034	0.045
2870	0.054	-0.032	0.031	0.005	3105	0.054	-0.036	0.034	0.008	3340	0.033	-0.036	0.034	0.045
2875	0.054	-0.032	0.031	0.005	3110	0.054	-0.036	0.034	0.008	3345	0.027	-0.036	0.034	0.062 *
2880	0.054	-0.032	0.031	0.005	3115	0.054	-0.036	0.034	0.008					
2885	0.054	-0.032	0.031	0.005	3120	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2890	0.054	-0.032	0.031	0.005	3125	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2895	0.054	-0.032	0.031	0.005	3130	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2900	0.054	-0.032	0.031	0.005	3135	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2905	0.050	-0.033	0.032	0.008	3140	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2910	0.050	-0.033	0.032	0.008	3145	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2915	0.050	-0.033	0.032	0.008	3150	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2920	0.050	-0.033	0.032	0.008	3155	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2925	0.050	-0.033	0.032	0.008	3160	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2930	0.050	-0.033	0.032	0.008	3165	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2935	0.050	-0.033	0.032	0.008	3170	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2940	0.050	-0.033	0.032	0.008	3175	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2945	0.050	-0.033	0.032	0.008	3180	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2950	0.050	-0.033	0.032	0.008	3185	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2955	0.050	-0.033	0.032	0.008	3190	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2960	0.050	-0.033	0.032	0.008	3195	0.033	-0.036	0.034	0.045					
2965	0.050	-0.033	0.032	0.008	3200	0.033	-0.036	0.034	0.045					

Capítulo 2 – Avaliação das rotas percorridas e confiabilidade de modelos preditivos

Resumo

O entendimento dos padrões de deslocamento dos animais é difícil e vem intrigando a humanidade há milênios, mas os avanços tecnológicos na área estão possibilitando a coleta de dados cada vez mais precisos. Apesar desses avanços, nenhum estudo voltado ao entendimento dos padrões de deslocamento da coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) foi realizado até então. Tendo em vista esta lacuna sobre o conhecimento do deslocamento da espécie em ambientes heterogêneos, o presente estudo visou avaliar a eficiência de diferentes modelos na previsão de trajetórias, com base em um modelo de adequabilidade gerado. Assim, formulamos duas hipóteses: H1 – O uso de um modelo de adequabilidade ambiental permite a identificação de trajetórias de deslocamento em uma paisagem urbana e H2 - Modelos que permitem incorporar aspectos associados com as características dos animais, como a variabilidade e raio de percepção sobre a paisagem, são melhores na predição das trajetórias de coruja-buraqueira do que os modelos de caminho-de-menor-custo. O estudo foi realizado a um raio de 30 km do Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília de maio a outubro de 2018. Os animais foram marcados com um transmissor VHF, que foi fixado na região infraescapular. O mapa de adequabilidade utilizado foi gerado por meio de um modelo de presença e pseudo-ausência de corujas-buraqueiras dentro da área de estudo, sendo utilizado como uma superfície de custo nas modelagens das trajetórias da espécie. Ao todo 30 corujas foram monitoradas e dois tipos de modelos foram comparados: “rota de menor custo” e “LScorridor”. Os resultados foram avaliados comparando-se as trajetórias observadas com as trajetórias modeladas com o uso de três métricas distintas: valor médio de adequabilidade, sinuosidade e comprimento. Os dados modelados foram comparados com os valores observados durante a monitoração com uso de um teste de correlação de Pearson. Para comparação dos modelos gerados, realizamos GLMs para cada métrica extraída das trajetórias. Os melhores modelos foram selecionados usando o critério de informações de Akaike, com critério de corte de $dAIC_C < 2$. Nossos resultados mostraram que o valor médio de adequabilidade foi o único parâmetro que mostrou uma correlação significativa entre as trajetórias observadas e as modeladas. Além disso, dos cinco modelos

gerados, apenas o que utilizou a “rota de menor custo” não apresentou resultado significativo para os valores médios de adequabilidade. De fato, os modelos gerados para a predição dos valores médios de adequabilidade foram significativos quando incorporadas a variabilidade e a percepção que o animal tem da paisagem. Em conclusão, nossos resultados mostram que: 1) das três métricas avaliadas, apenas os valores médios de adequabilidade obtiveram uma correlação positiva forte; 2) existe diferença significativa entre o uso de um modelo mais simples (rota de menor custo) e um modelo mais complexo que incorpora variabilidade e a percepção que os animais tem da paisagem (Lscorridor); 3) modelos que incorporam variabilidade e a percepção que os animais têm da paisagem foram os únicos que se mostraram relevantes na predição das trajetórias.

Palavras chave: coruja-buraqueira, adequabilidade de habitat, modelagem de trajetórias, rota de menor custo, Lscorridor, ecologia do movimento.

Abstract

Understanding the patterns of animal movements is difficult and has been puzzling humanity for millennia, but the technological advances in these studies are making it possible the collection of increasingly accurate data. Despite these advances, no study regarding the patterns of the movements of Burrowing owl (*Athene cunicularia*) in heterogeneous environments had been done until now. Under this context, the present study aimed to evaluate the efficiency of different models in the prediction of routes used by birds, based on a generated suitability model. We developed two hypotheses: H1 – Displacement routes and trajectories will be properly modeled if an environmental suitability model is used as a surrogate of the landscape surface cost; and H2 - Models that can incorporate variability and radius of perception of the animals on the landscape are better in the prediction of the routes of burrowing owls. The study was conducted within a radius of 30 km away from the President Juscelino Kubitschek International Airport in Brasília from May to October 2018. Birds were tagged with a VHF transmitter, which was attached on the animal's back. The suitability map used was generated through a binomial model of presence and pseudo-absence of burrowing owls within the study area, thus creating a cost surface with a resolution of 15 meters. We monitored 30 owls in total and compared two types of models: "least-cost

route" and "LScorridor". Results were evaluated comparing three metrics that were collected: average value of suitability, sinuosity, and length. The modeled data were compared with the values observed during the monitoring with use of a Pearson correlation test. We run GLMs for each metric extracted from the routes and compare the generated models. The best models were selected using the Akaike information criterion, with a cutoff criterion of $dAICc < 2$. Our results indicate that the mean value of habitat suitability was the only parameter that showed a significant correlation when comparing observed and modeled trajectories. Moreover, only the model that used the "least-cost route" did not present significant results for the average values of suitability. In fact, the models generated for the prediction of the average values of suitability were significant when incorporated variability and the perception that the animal has on the landscape. This leads us to conclude that: 1) only the average values of suitability obtained a strong positive correlation among the three metrics evaluated; 2) there is a significant difference between the use of a simpler model (least-cost route) and a more complex model that incorporates variability and the animals' perception of the landscape (LScorridor); 3) models that incorporate variability and the animals' perception on the landscape were the only ones that proved relevant in predicting the routes.

Keywords: burrowing owl, habitat suitability, modeling trajectories, least-cost path, LScorridor, movement ecology.

Introdução

O entendimento dos padrões de deslocamento dos animais é difícil e vem intrigando a humanidade há milênios. As grandes migrações, por exemplo, ainda hoje são tidas como fascinantes (Bauer & Hoyer 2014), sendo um teste de resistência para as espécies que as realizam (Battley *et al.* 2012). Apesar de anos de pesquisa, as migrações locais ainda são negligenciadas, principalmente nos trópicos, sendo esse tópico ainda atual (Jahn *et al.* 2010). De fato, aspectos muito mais simples a respeito dos deslocamentos são pouco conhecidos, apesar dos cerca de 26.000 artigos publicados sobre o tema (Holyoak *et al.* 2008). Alguns autores se propuseram entender a influência do movimento na dinâmica das populações (Morales *et al.* 2010), forrageamento (Halstead *et al.* 2007), dispersão dos indivíduos (Revilla *et al.* 2004, Kokko & López-Sepulcre 2006), dispersão de sementes (Da Silveira *et al.* 2016), variabilidade genética (Proft *et al.* 2018), mimetização (Skowron Volponi *et al.* 2018), resposta às mudanças climáticas (Lawler *et al.* 2013), ou mesmo compreender o próprio padrão dos movimentos, com bases em dados coletados (Dai *et al.* 2007). Talvez o aspecto mais atual, por ser um fenômeno de preocupação global, seja entender como a fragmentação dos ambientes influencia todos os aspectos citados acima (Haddad *et al.* 2015). Não por acaso, diversos trabalhos recentes têm focado na conectividade da paisagem para vários grupos (Levey *et al.* 2005, Decout *et al.* 2012, Koen *et al.* 2012a, Nowakowski *et al.* 2013, Panzacchi *et al.* 2016, Thompson *et al.* 2017, Proft *et al.* 2018).

Os avanços tecnológicos na área estão possibilitando a coleta de dados cada vez mais precisos. Esses avanços são vistos no melhoramento de bateria dos transmissores e microprocessadores, na redução do tamanho e no aumento do número de dados gerados, tornando a monitoração viável para a maioria dos vertebrados de médio, grande e até pequeno porte (Kays *et al.* 2015, Demsar *et al.* 2018). Devido a isso, uma vasta literatura foi desenvolvida sobre os padrões de movimento dos indivíduos, sendo que, dentre os grupos monitorados, as aves e os mamíferos estão bem representados (Holyoak *et al.* 2008). Em trabalhos realizados com aves de pequeno porte, por exemplo, foi possível entender a importância dos indivíduos na dispersão de sementes em ambientes alterados (Da Silveira *et al.* 2016) e a importância de corredores no deslocamento das espécies (Gillies *et al.* 2011). Tais avanços são relevantes, pois a modelagem de trajetórias, ou seja, a possibilidade de prever como os animais se deslocam em ambientes heterogêneos pode ser relevante para a

elaboração de políticas públicas que visam delimitar áreas prioritárias para a conservação de espécies (Kays *et al.* 2015, Foster *et al.* 2016). Além disso, a abordagem pode direcionar o manejo adequado das espécies nos ambientes, como é o caso dos animais dentro dos aeroportos.

Apesar desses avanços, nenhum estudo voltado ao entendimento dos padrões de deslocamento da coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) foi realizado até o momento. A coruja-buraqueira é uma espécie generalista no uso do ambiente e se adapta bem aos ambientes urbanos (Franco & Marçal-junior 2018). Apesar de ser a espécie de coruja mais estudada no mundo, o entendimento dos padrões de movimento não é conhecido (Lincer *et al.* 2018). No Brasil, por exemplo, 10% de todos os trabalhos publicados para a família Stringidae até 2011 foram com a espécie. Apesar do expressivo número de publicações com a coruja-buraqueira, a maior parte dos trabalhos (cerca de 31%) tinha como interesse a dieta (Motta-Junior & Braga 2012). De fato, nenhum trabalho explorou a identificação de trajetórias com intuito de tentar predizê-las.

Assim, devido a esse defasamento do entendimento do deslocamento da espécie em ambientes heterogêneos, o presente estudo visou avaliar a eficiência de diferentes modelos na previsão de trajetórias, com base no modelo de adequabilidade gerado. O trabalho buscou compreender se os deslocamentos da espécie em ambientes heterogêneos podem ser avaliados por meio de modelos de preferência de hábitat, tendo em vista que a coruja-buraqueira é uma espécie generalista e que voa (tornando mais complexas essas predições). Dessa forma, formulamos duas hipóteses: **H1** - O uso de um modelo de adequabilidade ambiental permite a identificação de trajetórias de deslocamento em uma paisagem urbana; **H2** - Modelos que permitem incorporar aspectos associados com as características dos animais, como a variabilidade e raio de percepção sobre a paisagem, são melhores na predição das trajetórias de coruja-buraqueira do que os modelos de caminho-de-menor-custo. Para isso, utilizamos um método mais simples e amplamente utilizado (“caminho de menor custo”, que não incorpora variabilidade e percepção) e um método mais parametrizado (“LScorridor”, que possibilita o acréscimo de variabilidade e percepção do animal monitorado) (Figura 1).

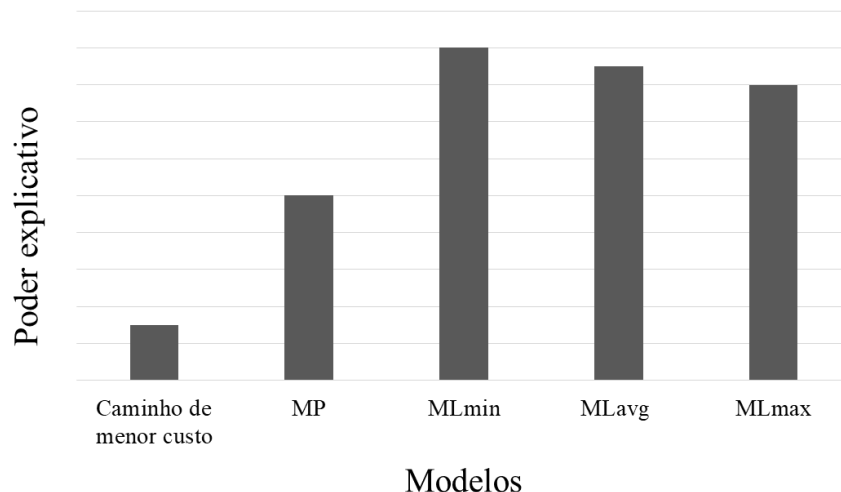


Figura 1. Representação gráfica da hipótese em relação ao poder preditivo esperado para cada modelo testado. MLmin e MLavg são mais preditivos pois são indicados para animais mais generalistas no uso dos ambientes, como é o caso da coruja-buraqueira.

Material e Métodos

Área de estudo, captura, translocação e soltura

O estudo ocorreu em um raio de 30 km do Aeroporto Internacional Presidente Juscelino Kubitschek de Brasília. Realizamos as capturas dentro do aeródromo e utilizamos armadilhas de grade (35 x 15 x 15 cm) sem o uso de iscas. As armadilhas foram colocadas na entrada das tocas dos indivíduos e foram vistoriadas quatro vezes ao dia, durante o período não reprodutivo (24/05/2018 a 01/10/2018). Os animais foram marcados com um transmissor VHF modelo NTQB-2 (Lotek - <http://www.lotek.com/nanotag.htm>), que foi colocado na região interescapular (arreo tipo mochila) (Candia-Gallardo *et al.* 2010). Os sinais dos transmissores foram registrados com um receptor Lotek SRX800 e antena Yaggi de três elementos. Os animais foram soltos entre 19:30 h e 21:00 h nos pontos previamente sorteados e foram monitorados apenas durante o período noturno.

Mapa de adequabilidade

O mapa de adequabilidade utilizado foi gerado com um modelo binomial de presença e pseudo-ausência de corujas-buraqueiras dentro da área de estudo, criando assim uma

superfície de custo com a resolução de 15 metros (para mais detalhes nos Métodos do capítulo 1). Essa superfície foi utilizada para predição das trajetórias.

Análise das trajetórias

Ao todo 30 corujas foram monitoradas. Todas as trajetórias tiveram um início (local de soltura) e fim (local do último ponto marcado, antes da perda do sinal). Esses pontos de início e fim foram utilizados para gerar as trajetórias modeladas. Dois tipos de modelos foram comparados: “caminho de menor custo”, que delimita uma única rota que demandaria menor custo para o animal monitorado (Knaapen *et al.* 1992) e “LScorridor”, que utiliza o mesmo princípio de modelar o caminho de menor custo, mas acrescenta uma abordagem de várias trajetórias e possibilita o acréscimo de variabilidade e a percepção que o animal tem da paisagem (Ribeiro *et al.* 2017). Ambas as abordagens possibilitam a análise de trajetória de forma simples, o que auxilia sua replicabilidade. O caminho de menor custo foi gerado utilizando o pacote *gdistance* do R (Etten 2018) e as rotas modeladas no LScorridor foram geradas no GRASS 7.4 (Geographic Resources Analysis Support System). Ambos os modelos utilizaram o mapa de adequabilidade gerado como pano de fundo.

Para os modelos gerados no LScorridor, a percepção das corujas (que é o raio de percepção que o animal tem da paisagem circundante) foi definida como 600 m (devido a área de vida da espécie, sendo uma recomendação feita por Ribeiro *et al.* 2017) e aumentamos a variabilidade do modelo para 50, devido a coruja-buraqueira ter uma alta plasticidade no uso do ambiente transitando assim por ambientes variados (Rebolo-Ifrán *et al.* 2015, Baladrón *et al.* 2016, Cavalli *et al.* 2018). Ambos os parâmetros tiveram por objetivo tornar os modelos mais realistas. As métricas foram padronizadas para os quatro modelos do LScorridor (“MP”, “MLmin”, “MLavg”, “MLmax”, Tabela 1). Foram feitas 50 réplicas para cada um dos quatro modelos e para cada um dos indivíduos translocados (30 corujas), gerando assim, um total de 6.000 trajetórias.

Tabela 1. Descrição dos modelos gerados pelo LScorridor e suas especificações. Os valores de Variabilidade e Percepção da paisagem foram definidos para a modelagem das trajetórias das corujas-buraqueiras monitoradas.

Sigla	Significado	Variabilidade	Percepção da paisagem	Descrição
MP	Measures by Pixel	50	NA	Gera um mapa com valores aleatórios entre 0 e 1, multiplica este mapa pelo parâmetro de variabilidade, adiciona 1 a cada valor resultante da multiplicação, e o novo mapa aleatório é multiplicado pelo mapa de superfície de resistência
MLmin	Measures by Landscape	50	600 m	Além do acréscimo de variabilidade (ver descrição do método MP), os pixels da superfície de resistência de entrada são substituídos pelo valor mínimo (min) dos pixels adjacentes dentro do raio da janela de percepção da paisagem
MLavg	Measures by Landscape	50	600 m	Além do acréscimo de variabilidade (ver descrição do método MP), os pixels da superfície de resistência de entrada são substituídos pelo valor médio (avg) dos pixels adjacentes dentro do raio da janela de percepção da paisagem
MLmax	Measures by Landscape	50	600 m	Além do acréscimo de variabilidade (ver descrição do método MP), os pixels da superfície de resistência de entrada são substituídos pelo valor máximo (max) dos pixels adjacentes dentro do raio da janela de percepção da paisagem

Para avaliar os resultados, utilizamos três métricas das trajetórias: valor médio de adequabilidade, índice de sinuosidade (razão entre a trajetória percorrida e a linha reta entre os pontos inicial e final do caminho) e comprimento. Os valores de adequabilidade média foram extraídos utilizando o pacote *raster* (Hijmans 2017), cruzando as linhas das trajetórias com o arquivo matricial (mapa de adequabilidade gerado). Para extrair os valores de sinuosidade e comprimento discretizamos as trajetórias (com passos de 10 m) (Bovet & Benhamou 1988) e extraímos os valores com uso do pacote *trajr* (McLean 2018, Mclean & Volponi 2018). No caso do LScorridor, que gera múltiplas trajetórias, os valores médios foram extraídos para cada trajetória e, de posse desses dados, calculamos as médias de cada modelo por indivíduo monitorado.

Os valores médios extraídos dos modelos foram comparados com os valores médios extraídos das trajetórias observadas. Assim, utilizamos um teste de correlação de Pearson no programa R (R Core Team 2018) e comparamos todos os modelos. Devido ao fato de alguns indivíduos terem retornado ao aeroporto após a soltura, modelamos as trajetórias mais prováveis de terem sido realizadas pelas corujas-buraqueiras para retornar ao aeroporto.

Para comparação dos modelos gerados, utilizamos modelos (GLMs) para cada métrica extraída das trajetórias (valor médio da adequabilidade, índice de sinuosidade, comprimento da rota). Assim, os valores preditos foram comparados com os valores observados. Os melhores modelos foram selecionados com o uso do critério de informações de Akaike, com a função *dredge* no pacote *MuMIn* do R, que realizou a seleção automática de modelos (Barton 2018). Após isso, utilizamos uma abordagem de média de modelo do mesmo pacote, com critério de corte de $dAIC_C < 2$ (Burnham & Anderson 2016). A linearidade e a homogeneidade dos resíduos dos modelos foram verificadas visualmente e *outliers* foram removidos.

Resultados

O tempo de monitoração variou de 00:06:00 h à 28:34:00 h (média= 04:37:38 h; n= 30). O parâmetro *Comprimento* foi o único que apresentou correlação positiva para os cinco modelos gerados, apesar dessa correlação ter sido apenas moderada ($P < 0.05$, $cor = 0.5$ a 0.69) e a *Sinuosidade* não apresentou correlação para nenhum dos modelos ($P > 0.05$). O *Valor médio de adequabilidade* foi o único parâmetro que mostrou uma correlação positiva forte ($P < 0.05$, $cor = 0.85$ a 0.95), apenas para os modelos do Lscorridor. Assim, para os valores de adequabilidade média, dos cinco modelos gerados, apenas o que utilizou o “caminho de menor custo” não apresentou resultado significativo (Figura 2, [Anexo I](#)).

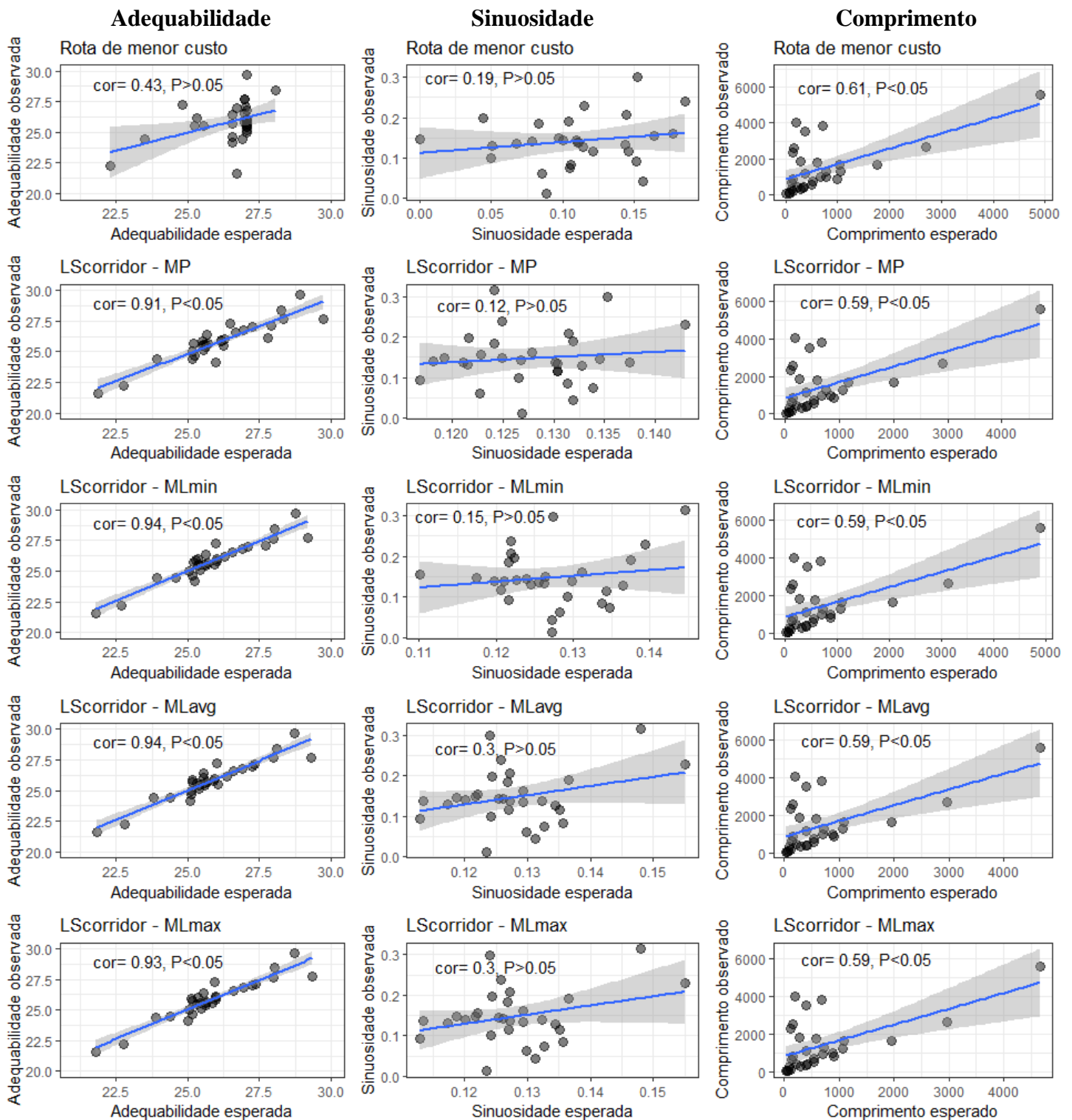


Figura 2. Comparação dos valores extraídos das trajetórias observadas e das trajetórias previstas (Adequabilidade média, Sinuosidade e Comprimento), com uso de cada modelo. **cor** = Coeficiente de Correlação de Pearson; **P < 0.05** representa correlações significativas.

A seleção de modelos mostrou que nenhum modelo foi significativo na predição da sinuosidade. Além disso, apenas um dos modelos se mostrou significativo na predição do comprimento das trajetórias (MLmin, $P < 0.05$). Em contrapartida, os modelos gerados para a predição dos valores médios de adequabilidade foram significativos, quando incorporado variabilidade e a percepção que o animal tem da paisagem (modelos do Lscorridor, Tabela 2). Dessa forma, utilizamos os três modelos que se mostraram significativos para prever as trajetórias percorridas pelos indivíduos que sabidamente retornaram ao aeródromo ($n = 8$, Figura 3).

Tabela 2. Média da seleção de modelos das trajetórias observadas, com critério de corte de $dAICC < 2$. Códigos indicando valores significativos: 0 ‘****’ 0.001 ‘***’ 0.01 ‘**’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1. Foram realizados modelos para as três métricas extraídas (Média de adequabilidade, Sinuosidade e Comprimento).

Variável resposta	Variável preditora	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)	Importância
Adequabilidade observada	(Intercept)	0	0	0	NA	NA	NA
	Lscorridor (MLmin)	0.937	0.066	0.069	13.617	3.15E-42	0.47 ***
	Lscorridor (MLavg)	0.936	0.067	0.070	13.428	4.14E-41	0.32 ***
	Lscorridor (MLmax)	0.934	0.068	0.071	13.199	8.88E-40	0.21 ***
Variável resposta	Variável preditora	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)	Importância
Sinuosidade observada	(Intercept)	0	0	0	NA	NA	NA
	Lscorridor (MP)	0.311	0.250	0.259	1.200	0.230	0.39
	Rota de menor custo	0.189	0.189	0.198	0.956	0.339	0.20
	Lscorridor (MLmin)	-0.373	0.246	0.258	1.444	0.149	0.18
Variável resposta	Variável preditora	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)	Importância
Comprimento observado	(Intercept)	0	0	0	NA	NA	NA
	Rota de menor custo	1.943	2.156	2.229	0.872	0.383	0.30
	Lscorridor (MP)	4.475	4.807	4.962	0.902	0.367	0.32
	Lscorridor (MLmin)	0.382	0.181	0.190	2.008	0.045	0.10 *
	Lscorridor (MLavg)	-2.437	3.980	4.086	0.596	0.551	0.45
	Lscorridor (MLmax)	-2.437	3.980	4.086	0.596	0.551	0.23

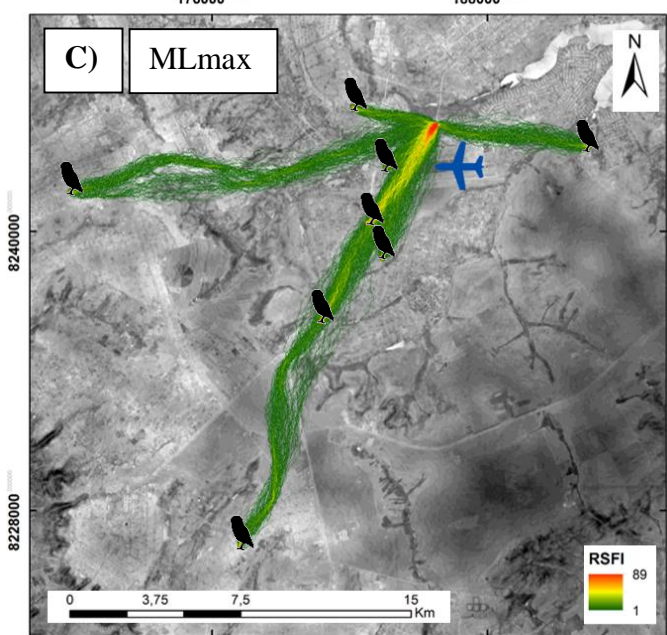
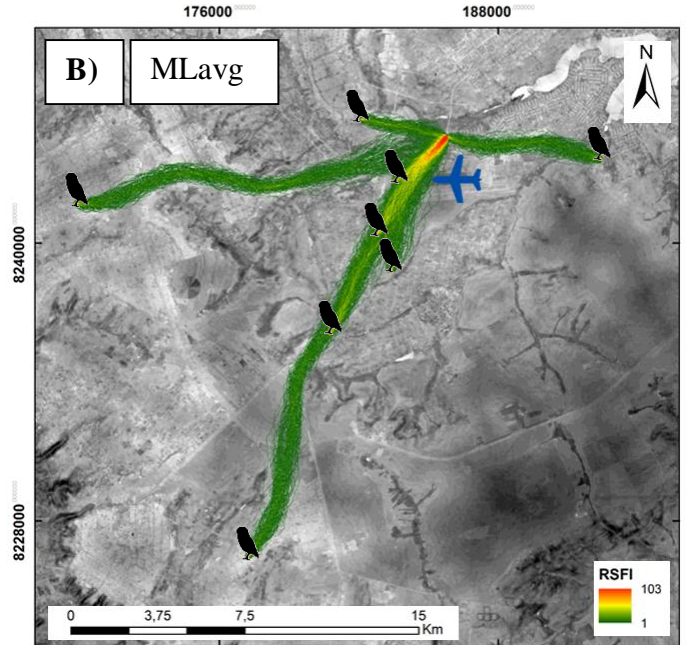
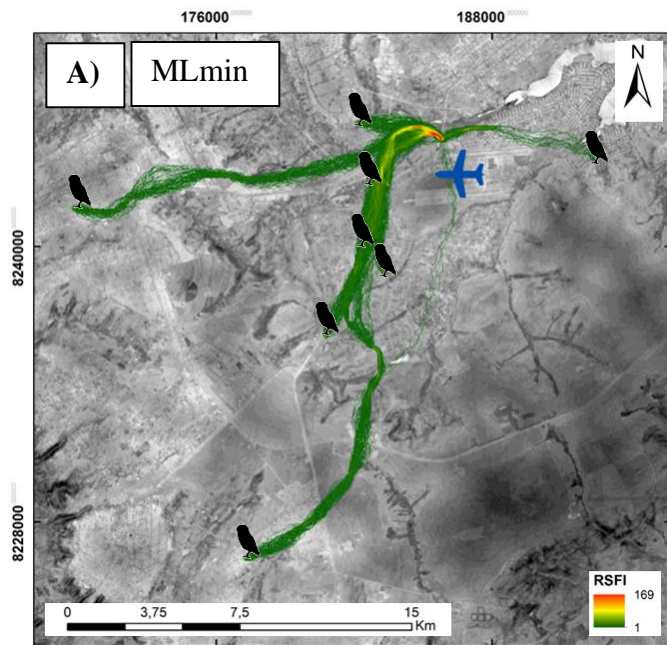


Figura 3. Prováveis rotas percorridas pelas 8 corujas-buraqueiras que sabidamente retornaram ao aeródromo, baseado nos modelos que se mostraram significativos nas predições dos valores médios de adequabilidade. **RSFI** (*Route Selection Frequency Index*) – representa a contagem de vezes que o pixel foi percorrido na modelagem das várias trajetórias (importância do pixel no deslocamento). ✈ - Aeroporto Internacional de Brasília. 🦉 - Ponto de soltura do animal translocado.

Discussão

Das três métricas utilizadas, apenas os valores médios de adequabilidade obtiveram uma correlação forte. Além disso, os modelos de caminho de menor custo e do Lscorrido se mostraram distintos. Assim, nossa primeira hipótese de que é possível modelar as trajetórias com base em um modelo de adequabilidade, foi corroborada. Entretanto, os modelos apresentaram resultados distintos, tendo em vista que alguns tiveram correlação positiva e outros não. Além disso, na métrica de média dos valores de adequabilidade os resultados dos modelos se mostraram distintos sendo que o modelo mais simples (“caminho de menor custo”) não obteve uma correlação significativa (Figura 1). Isso mostra como a incorporação de mais parâmetros pode melhorar a predição das trajetórias. Apesar disso, modelos mais simples continuam sendo amplamente utilizados nessas predições.

Desde a descrição do método do “caminho de menor custo”, na década de 90 (Knaapen *et al.* 1992), esse tipo de abordagem é amplamente utilizado (Sawyer *et al.* 2011) e seu uso tem aumentado nos últimos anos principalmente em estudos de conectividade da paisagem (Ayram *et al.* 2016). Entre as explicações para o seu amplo uso estão a facilidade, pois são requeridos relativamente poucos parâmetros nas modelagens e por sua fácil aplicabilidade (Bunn *et al.* 2000, Ferreras 2001, Adriaensen *et al.* 2003, Rayfield *et al.* 2010, Dickson *et al.* 2018). Com uso dessa ferramenta foi possível entender, por exemplo, padrões de movimento de animais (O’Brien *et al.* 2006, Driessen *et al.* 2007), o fluxo gênico entre fragmentos (Cushman *et al.* 2006, Trénel *et al.* 2008), prever a ocupação de fragmentos (Chardon *et al.* 2003, Verbeylen *et al.* 2003), entender as taxas de movimento entre fragmentos de vegetação (Sutcliffe *et al.* 2003), auxiliando inclusive no planejamento público para conservação (Foster *et al.* 2016). Apesar disso, assim como os resultados observados neste trabalho, alguns estudos têm alertado sobre a ineficiência do método, principalmente por não possibilitar a criação de várias trajetórias, acreditando que o animal percebe o ambiente e define uma única rota ideal (Hargrove *et al.* 2004, Pinto & Keitt 2009, Koen *et al.* 2012b, Panzacchi *et al.* 2016, Dickson *et al.* 2018) e por não incorporar estocasticidade no modelo (McRae 2006). Por causa disso, alguns autores desaconselham o seu uso (Beier *et al.* 2008). De fato, esses fatores podem ser mais agravantes na predição de trajetórias de animais mais generalistas, como é o caso das corujas-buraqueiras.

A coruja-buraqueira é uma espécie generalista no uso do ambiente (Rebolo-Ifrán *et al.* 2015, Baladrón *et al.* 2016, Cavalli *et al.* 2018), se adaptando bem aos ambientes antrópicos (Franco & Marçal-junior 2018). Essa baixa restrição no uso dos ambientes pode ser o provável motivo do método ser ineficaz, pois não possibilita a adição de estocasticidade ao modelo e, dessa forma, é irreal para modelagem de trajetórias para a espécie. Assim, com objetivo de modelar trajetórias mais realistas para espécies generalistas, é importante incorporar estocasticidade e a percepção que os animais tem da paisagem aos modelos gerados, como no caso dos modelos gerados pelo Lscorridor.

Os modelos gerados com uso do Lscorridor, por incorporar variabilidade e a percepção que o animal tem da paisagem, foram efetivos na predição dos valores de adequabilidade para a coruja-buraqueira. De fato, a comparação dos modelos confirma a importância do acréscimo de variabilidade e da percepção que os animais têm da paisagem, tendo em vista que os modelos que incorporam esses dois fatores se mostraram significativos (Tabela 2). Assim, nossa segunda hipótese foi corroborada. O Lscorridor, apesar de ter sido desenvolvido com objetivo de avaliar a conectividade da paisagem (Ribeiro *et al.* 2017), mostrou sua eficiência em outra aplicabilidade. No caso deste trabalho, o método se mostrou eficaz no entendimento de como as corujas-buraqueiras se deslocam no ambiente, inclusive em ambientes desconhecidos (pois os animais foram translocados). O acréscimo de maior variabilidade foi um fator importante para a modelagem das trajetórias para a coruja-buraqueira. De fato, para animais que têm poucas restrições no uso do ambiente, o aumento da estocasticidade é indicado (Ribeiro *et al.* 2017). Além disso, a possibilidade de projetar várias trajetórias reduz o erro e permite inserir variabilidade individual (Moraes *et al.* 2018), melhorando o modelo. Assim, os resultados indicam que o método pode ser, no futuro, uma importante ferramenta no entendimento do deslocamento e no planejamento no manejo para espécies mais generalistas, como é o caso da coruja-buraqueira.

Os três tipos de modelos que incorporam a percepção que os animais têm da paisagem (MLmin, MLavg e MLmax) se mostraram significativos, indicando a importância desta variável nas predições. Esses modelos, apesar de semelhantes, focam nos diferentes tipos de pixels dentro dessa percepção sugerida (no caso deste trabalho 600 m). Pelo fato da coruja-buraqueira ser uma espécie generalista, era esperado que os modelos “MLmin” (que utiliza o valor do menor pixel) e “MLavg” (que utiliza o valor médio do pixel) apresentassem

resultados melhores, tendo em vista que o modelo “MLmax” é sugerido para espécies com maiores restrições no uso da paisagem (J. W. Ribeiro *et al.* 2017). Apesar disso, o modelo utilizando o valor do pixel máximo (“MLmax”) também se mostrou significativo. O fato da coruja-buraqueira voar em grandes alturas (mais de 20 metros) e percorrer grandes distâncias (observação pessoal durante as monitorações) pode ser um dos motivos desses modelos não apresentarem diferenças. De fato, a coruja-buraqueira pode perceber a paisagem adequada ao seu redor e percorrer locais menos adequados até chegar ao seu destino. Outra possibilidade é que a ave tenha uma maior percepção da paisagem, sendo necessário alterar os valores durante a modelagem. Esses resultados são importantes para predições de trajetórias futuras para as espécies.

Apesar da modelagem ser uma ferramenta importante no entendimento dos deslocamentos, a coleta de dados empíricos se faz necessária para validar o modelo. O avanço tecnológico possibilitou um melhor entendimento do deslocamento dos animais, com aparelhos menores e mais precisos, inclusive com a coleta de dados biológicos dos animais monitorados (Cooke *et al.* 2004, Nathan *et al.* 2008, Demsar *et al.* 2018). Assim, cada vez mais, a coleta de dados empíricos é indicada como a principal forma de se confirmar a efetividade de modelos (Revilla *et al.* 2004, Fahrig 2007, Beier *et al.* 2008, Koen *et al.* 2012b). Nossos dados refletem essa importância, tendo em vista que com uso de transmissores VHF, que é o método mais utilizado (LaPoint *et al.* 2015), conseguimos mostrar a importância do acréscimo não só a variabilidade mas também da percepção que o animal tem da paisagem, na predição das trajetórias das corujas-buraqueiras.

O uso da translocação para avaliação das trajetórias foi um método satisfatório. De fato, não é novidade o uso de translocação como uma ferramenta para entender o deslocamento dos animais. Alguns trabalhos, por exemplo, indicaram a importância de corredores no deslocamento de animais mais especialistas no uso da paisagem com uso de translocações (Gillies & Clair 2008, Gillies *et al.* 2011). Nossos resultados indicam a relevância deste método no entendimento dos deslocamentos de corujas-buraqueiras, sendo indicado para futuros projetos que visem entender, por exemplo, como os animais podem dispersar ao longo da paisagem, inclusive em áreas urbanas, sendo importante para delinear políticas públicas.

Em conclusão, nossos resultados mostram que: 1) das três métricas avaliadas, apenas os valores médios de adequabilidade obtiveram uma correlação positiva forte; 2) existe diferença significativa entre o uso de um modelo mais simples (caminho de menor custo) e um modelo mais complexo que incorpora variabilidade e a percepção que os animais tem da paisagem (Lscorridor); 3) modelos que incorporam variabilidade e a percepção que os animais tem da paisagem foram os únicos que se mostraram relevantes na predição das trajetórias para corujas-buraqueiras.

Referências

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247. DOI: 10.1016/S0169-2046(02)00242-6
- Ayram, C. A. C., Mendoza, M. E., Etter, A., & Salicrup, D. R. P. 2016. Habitat connectivity in biodiversity conservation: a review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography*, 40(1), 7–37. DOI: 10.1177/0309133315598713
- Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Cavalli, M., & Bó, M. S. 2016. Habitat selection by burrowing owls *Athene cunicularia* in the pampas of argentina: a multiple-scale assessment. *Acta Ornithologica*, 51(2), 137–150. DOI: 10.3161/00016454AO2016.51.2.001
- Barton, K. 2018. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4.
- Battley, P. F., Warnock, N., Tibbitts, T. L., Gill, R. E., Piersma, T., Hassell, C. J., Douglas, D. C., Mulcahy, D. M., Gartrell, B. D., Schuckard, R., Melville, D. S., & Riegen, A. C. 2012. Contrasting extreme long-distance migration patterns in bar-tailed godwits *Limosa lapponica*. *Journal of Avian Biology*, 43, 21–32. DOI: 10.1111/j.1600-048X.2011.05473.x
- Bauer, S., & Hoyer, B. J. 2014. Migratory animals couple biodiversity and ecosystem functioning worldwide. *Science*, 344, 1242552–1:8. DOI: 10.1126/science.1242552
- Beier, P., Majka, D. R., & Spencer, W. D. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836–851. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x
- Bovet, P., & Benhamou, S. 1988. Spatial analysis of animals’ movements using a correlated random walk model. *Journal of Theoretical Biology*, 131(4), 419–433. DOI: 10.1016/S0022-5193(88)80038-9
- Bunn, A. G., Urban, D. L., & Keitt, T. H. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59, 265–278. DOI: 10.1006/jema.2000.0373
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. 2016. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. p. 1-488. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2003.11.004
- Candia-Gallardo, C., Awade, M., Boscolo, D., & Bugoni, L. 2010. Rastreamento de aves através de telemetria por rádio e satélite. In: Technical Books (Ed.), *Ornitologia e Conservação, Ciência aplicada, técnica de pesquisa e levantamento*. pp. 1–516. Rio de Janeiro.
- Cavalli, M., Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Amico, V. D., & Bó, M. S. 2018. Leukocyte profiles and body condition of free-living burrowing Owls (*Athene cunicularia*) from rural and urban areas in the Argentinean Pampas. *Revista Brasileira de Ornitologia*,

26(1), 45–51.

- Chardon, J. P., Adriaensen, F., & Matthysen, E. 2003. Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). *Landscape Ecology*, 18, 561–573. DOI: 10.1023/A
- Cooke, S. J., Hinch, S. G., Wikelski, M., Andrews, R. D., Kuchel, L. J., Wolcott, T. G., & Butler, P. J. 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(6), 334–343. DOI: 10.1016/j.tree.2004.04.003
- Cushman, S. A., Mckelvey, K. S., Hayden, J., & Schwartz, M. K. 2006. Gene flow in complex landscapes: testing multiple hypotheses with causal modeling. *The American Naturalist*, 168(4), 486–499.
- Da Silveira, N. S., Niebuhr, B. B. S., Muylaert, R. de L., Ribeiro, M. C., & Pizo, M. A. 2016. Effects of land cover on the movement of frugivorous birds in a heterogeneous landscape. *PLoS ONE*, 11, 1–19. DOI: 10.1371/journal.pone.0156688
- Dai, X., Shannon, G., Slotow, R., Page, B., & Duffy, K. J. 2007. Short-duration daytime movements of a cow herd of african elephants. *Journal of Mammalogy*, 88(1), 151–157. DOI: 10.1644/06-MAMM-A-035R1.1
- Decout, S., Manel, S., Miaud, C., & Luque, S. 2012. Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape Ecology*, 27(2), 267–279. DOI: 10.1007/s10980-011-9694-z
- Demsar, U., Slingsby, A., & Weibel, R. 2018. Introduction to the special section on visual movement analytics. *Information Visualization*, 18(1), 133–137. DOI: 10.1521/ijct.2009.2.2.105
- Dickson, B. G., Albano, C. M., Anantharaman, R., Beier, P., Fargione, J., Graves, T. A., Gray, M. E., Hall, K. R., Lawler, J. J., Leonard, P. B., Littlefield, C. E., McClure, M. L., Novembre, J., Schloss, C. A., Schumaker, N. H., Shah, V. B., & Theobald, D. M. 2018. Circuit-theory applications to connectivity science and conservation. *Conservation Biology*, 0(0), 1–11. DOI: 10.1111/cobi.13230
- Driezen, K., Adriaensen, F., Rondinini, C., Doncaster, C. P., & Matthysen, E. 2007. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecological Modelling*, 209, 314–322. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.07.002
- Etten, J. van. 2018. gdistance: Distances and Routes on Geographical Grids. R package version 1.2-2.
- Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology*, 21(6), 1003–1015. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*, 100, 125–136.

- Foster, E., Love, J., Rader, R., Reid, N., Dillon, M., & Drielsma, M. J. 2016. Planning for metapopulation persistence using a multiple-component, cross-scale model of connectivity. *Biological Conservation*, 195, 177–186. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.12.034
- Franco, F. F., & Marçal-junior, O. 2018. Influence of urbanization on the distribution and defense strategies of the burrowing owl *Athene cunicularia* in the city of Uberlândia, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 26(1), 1–8.
- Gillies, C. S., Beyer, H. L., & Clair, C. C. St. 2011. Fine-scale movement decisions of tropical forest birds in a fragmented landscape. *Ecological Applications*, 21(3), 944–954.
- Gillies, C. S., & Clair, C. C. St. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *PNAS*, 105(50), 19774–19779.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D.-X., & Townshend, J. R. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(e1500052), 1–9. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMM.315.108
- Halstead, B. J., McCoy, E. D., Stilson, T. A., & Mushinsky, H. R. 2007. Alternative foraging tactics of juvenile gopher tortoises (*Gopherus polyphemus*) examined using Correlated Random Walk Models. *Herpetologica*, 63(4), 472–481.
- Hargrove, W. W., Hoffman, F. M., & Efroymson, R. A. 2004. A practical map-analysis tool for detecting potential dispersal corridors. *Landscape Ecology*, 20(4), 361–373. DOI: 10.1007/s10980-004-3162-y
- Hijmans, R. J. 2017. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.6-7.
- Holyoak, M., Casagrandi, R., Nathan, R., Revilla, E., & Spiegel, O. 2008. Trends and missing parts in the study of movement ecology. *PNAS*, 105(49), 19060–19065. DOI: 10.1073/pnas.0800483105
- Jahn, A. E., Levey, D. J., Hostetler, J. A., & Mamani, A. M. 2010. Partial migration in tropical birds: the frontier of movement ecology. *Journal of Animal Ecology*, 79(5), 933–936. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2010.01739.x
- Kays, R., Crofoot, M. C., Jetz, W., & Wikelski, M. 2015. Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science*, 348(6240), 1222–1232. DOI: 10.1126/science.aaa2478
- Knaapen, J. P., Scheffer, M., & Harms, B. 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 23, 1–16.
- Koen, E. L., Bowman, J., Garroway, C. J., Mills, S. C., & Wilson, P. J. 2012a. Landscape resistance and American marten gene flow. *Landscape Ecology*, 27(1), 29–43. DOI: 10.1007/s10980-011-9675-2

- Koen, E. L., Bowman, J., & Walpole, A. A. 2012b. The effect of cost surface parameterization on landscape resistance estimates. *Molecular Ecology Resources*, 12(4), 686–696. DOI: 10.1111/j.1755-0998.2012.03123.x
- Kokko, H., & López-sepulcre, A. 2006. From individual dispersal to species ranges: perspectives for a changing world. *Science*, 313(5788), 789–791.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R. 2015. Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868–878. DOI: 10.1111/1365-2435.12489
- Lawler, J. J., Ruesch, A. S., Olden, J. D., & McRae, B. H. 2013. Projected climate-driven faunal movement routes. *Ecology Letters*, 16(8), 1014–1022. DOI: 10.1111/ele.12132
- Levey, D. J., Bolker, B. M., Tewksbury, J. J., Sargent, S., & Haddad, N. M. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science*, 309, 146–148.
- Lincer, J. L., Clark, R. J., Fleming, T. L., & Sieradzki, A. 2018. A review of burrowing owl (*Athene cunicularia*) literature using bibliometric comparisons: topical bibliographies and online databases. *Journal Of Raptor Research*, 52(2), 207–224. DOI: 10.3356/JRR-17-04.1
- McLean, D. J., & Skowron Volponi, M. A. 2018. trajr: an R package for characterisation of animal trajectories. *Ethology*, 1–9. DOI: 10.1111/eth.12739
- McLean, J. 2018. trajr: Animal Trajectory Analysis. R package version 1.0.0. <https://CRAN.R-project.org/package=trajr>.
- McRae, B. H. 2006. Isolation by resistance. *Evolution*, 60(8), 1551–1561. DOI: 10.1554/05-321.1
- Moraes, A. M., Ruiz-Miranda, C. R., Galetti Jr., P. M., Niebuhr, B. B., Alexandre, B. R., Muylaert, R. L., Grativol, A. D., Ribeiro, J. W., Ferreira, A. N., & Ribeiro, M. C. 2018. Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 224, 178–187. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.05.023
- Morales, J. M., Moorcroft, P. R., Matthiopoulos, J., Frair, J. L., Kie, J. G., Powell, R. A., Merrill, E. H., & Haydon, D. T. 2010. Building the bridge between animal movement and population dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365, 2289–2301. DOI: 10.1098/rstb.2010.0082
- Motta-Junior, J. C., & Braga, A. C. R. 2012. Estado del conocimiento sobre la ecología y biología de búhos en Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 23, 227–234.
- Nathan, R., Getz, W. M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., & Smouse, P. E. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *PNAS*, 105(49), 19052–19059. DOI: 10.1073/pnas.0800375105
- Nowakowski, A. J., Otero Jiménez, B., Allen, M., Diaz-Escobar, M., & Donnelly, M. A. 2013. Landscape resistance to movement of the poison frog, *Oophaga pumilio*, in the lowlands of northeastern Costa Rica. *Animal Conservation*, 16(2), 188–197. DOI:

10.1111/j.1469-1795.2012.00585.x

- O'Brien, D., Manseau, M., Fall, A., & Fortin, M.-J. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: an application of graph theory. *Biologia Da Conservação*, 130, 70–83. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.12.014
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Kivimäki, I., St. Clair, C. C., Herfindal, I., & Boitani, L. 2016. Predicting the *continuum* between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 32–42. DOI: 10.1111/1365-2656.12386
- Pinto, N., & Keitt, T. H. 2009. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, 24(2), 253–266. DOI: 10.1007/s10980-008-9303-y
- Proft, K. M., Jones, M. E., Johnson, C. N., & Burrige, C. P. 2018. Making the connection: expanding the role of restoration genetics in restoring and evaluating connectivity. *Restoration Ecology*, 26(3), 411–418. DOI: 10.1111/rec.12692
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Vienna, Austria.
- Rayfield, B., Fortin, M.-J., & Fall, A. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology*, 25(4), 519–532. DOI: 10.1007/s10980-009-9436-7
- Rebolo-Ifrán, N., Carrete, M., Sanz-Aguilar, A., Rodriguez-Martinez, S., Cabezas, S., Marchant, T. A., Bortolotti, G. R., & Tella, J. L. 2015. Links between fear of humans, stress and survival support a non-random distribution of birds among urban and rural habitats. *Scientific Reports*, 5(5), 13723. DOI: 10.1038/srep13723
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, P., Revilla, E., & Delibes, M. 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *The American Naturalist*, 164(5), 130–153.
- Ribeiro, J. W., Silveira dos Santos, J., Dodonov, P., Martello, F., Brandão Niebuhr, B., & Ribeiro, M. C. 2017. LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1425–1432. DOI: 10.1111/2041-210X.12750
- Sawyer, S. C., Epps, C. W., & Brashares, J. S. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 668–678. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x
- Skowron Volponi, M. A., McLean, D. J., Volponi, P., & Dudley, R. 2018. Moving like a model: mimicry of hymenopteran flight trajectories by clearwing moths of Southeast Asian rainforests. *Biology Letters*, 14(5). DOI: 10.1098/rsbl.2018.0152


- Sutcliffe, O. L., Bakkestuen, V., Fry, G., & Stabbetorp, O. E. 2003. Modelling the benefits of farmland restoration: methodology and application to butterfly movement. *Landscape and Urban Planning*, 63, 15–31.
- Thompson, P. L., Rayfield, B., & Gonzalez, A. 2017. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*, 40(1), 98–108. DOI: 10.1111/ecog.02558
- Trénel, P., Hansen, M. M., Normand, S., & Borchsenius, F. 2008. Landscape genetics, historical isolation and cross-andean gene flow in the wax palm , *Ceroxylon echinulatum* (Arecaceae). *Molecular Ecology*, 17, 3528–3540. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2008.03853.x
- Verbeylen, G., Bruyn, L. De, Adriaensen, F., & Matthysen, E. 2003. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology*, 18, 791–805.

Anexos

Anexo I – Métricas das trajetórias das corujas-buraqueiras (*Athene cunicularia*) monitoradas.

Tabela 4. Valores dos parâmetros extraídos das trajetórias das corujas-buraqueiras (*Athene cunicularia*) monitoradas.

coruja monitorada	Data_soltura	Sexo	Adequabilidade média	Sinuosidade	Comprimento (m)	Tempo de Monitoração
1	25/05/2018	F	29.672	0.144	2340	25:19:00
2	10/06/2018	M	25.976	0.138	1800	02:49:00
3	12/06/2018	F	25.429	0.156	60	00:51:00
4	08/06/2018	M	25.000	0.315	50	00:19:00
5	14/06/2018	M	26.804	0.143	1150	04:13:00
6	31/08/2018	F	26.042	0.128	1290	05:57:00
7	02/09/2018	F	25.581	0.162	980	05:33:00
8	16/09/2018	F	25.137	0.239	650	04:03:00
9	23/09/2018	M	25.884	0.149	3540	27:28:00
10	20/08/2018	M	24.415	0.147	840	03:43:00
11	13/08/2018	F	21.602	0.116	4050	09:03:00
12	03/10/2018	M	27.000	0.137	90	00:06:00
13	22/06/2018	M	25.667	0.130	370	02:39:00
14	19/08/2018	M	26.394	0.093	2580	01:51:00
15	27/06/2018	M	24.152	0.084	5610	07:58:00
16	28/08/2018	M	24.667	0.207	450	05:19:00
17	07/08/2018	M	27.672	0.074	840	00:44:00
18	27/08/2018	F	25.826	0.138	990	03:42:00
19	29/06/2018	F	27.695	0.190	3840	70:34:00
20	21/08/2018	F	26.556	0.198	420	02:03:00
21	29/08/2018	F	25.714	0.230	330	00:45:00
22	05/08/2018	M	27.109	0.012	1660	01:24:00
23	04/10/2018	F	25.449	0.184	570	02:24:00
24	12/07/2018	M	25.571	0.299	160	02:16:00
25	30/08/2018	M	22.224	0.115	750	01:17:00
26	25/09/2018	F	25.533	0.043	1280	00:59:00
27	12/08/2018	F	24.447	0.062	2680	01:30:00
28	01/09/2018	M	27.263	0.134	1840	08:34:00
29	22/09/2018	M	28.429	0.140	310	00:25:00
30	14/07/2018	M	26.144	0.100	1660	01:01:00

Anexo II – Trajetórias percorridas pelas corujas-buraqueiras monitoradas e as trajetórias que foram modeladas com os diferentes modelos.  - Local de soltura. Mapa: adequabilidade ambiental.

