

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

**Influência da paisagem na dieta de *Tyto furcata* (Aves:
Strigiformes) no Sul do Brasil**

HELENA SOUZA VENZKE

Porto Alegre, junho de 2019

Influência da paisagem na dieta de *Tyto furcata* (Aves: Strigiformes) no Sul do Brasil

Helena Souza Venzke

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof^a. Dr^a Sandra Maria Hartz

Coorientadora: Prof^a. Dr^a Ana Maria Rui (UFPel)

Comissão Examinadora

Prof^a. Dr^a. Maria João Ramos Pereira (UFRGS)

Prof. Dr. Fernando Gertum Becker (UFRGS)

Prof. Dr. Carlos Benhur Kasper (UNIPAMPA)

Porto Alegre, junho de 2019

CIP - Catalogação na Publicação

Venzke, Helena Souza
Influência da paisagem na dieta de *Tyto furcata*
(Aves: Strigiformes) no Sul do Brasil / Helena Souza
Venzke. -- 2019.
35 f.
Orientador: Sandra Maria Hartz.

Coorientador: Ana Maria Rui.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa
de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS,
2019.

1. Ecologia alimentar. 2. Coruja-da-igreja. 3.
Urbanização. 4. Pampa. 5. Ecologia de paisagem. I.
Hartz, Sandra Maria, orient. II. Rui, Ana Maria,
coorient. III. Título.

*“Quando você tem uma meta, o que era um obstáculo
passa a ser uma das etapas do seu plano”*

(Gerhard Erich Boehme)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a minha formação profissional ou pessoal durante esses 2 anos em que passei em Porto Alegre. Primeiramente gostaria de agradecer a minha família, por sempre apoiarem minhas decisões e entrarem nesse projeto comigo me auxiliando na busca por poleiros e posteriores coletas dos egagrópilos. Arinei, Maria Tereza, Roberto, Eduardo, Patrícia e Stéfany, vocês são a melhor família que alguém poderia ter! Agradeço a minha prima Luiza por sempre me incentivar na vida acadêmica.

Aos meus amigos, deixo aqui minha gratidão eterna. Vocês foram essenciais para que eu conseguisse terminar meu trabalho da melhor forma possível. Obrigada pelos conselhos e por todos os momentos compartilhados ao longo desses dois anos. Um agradecimento especial para as melhores companheiras de apartamento que eu poderia ter, Isadora e Karine, vocês são incríveis. Passamos por alguns momentos juntas onde repensamos várias de nossas escolhas, mas nós conseguimos! Vou levar comigo muitos momentos legais que passamos juntas, amo vocês! Agradeço também minhas amigas do coletivo The Litas, nossos passeios de moto foram incríveis (e que venham muitos outros).

Agradeço aos meus colegas de laboratório (LEPeC) por toda as dicas que me deram, de forma que meu trabalho melhorasse. Agradeço também aos meus amigos do Laboratório de Ecologia de Interações e do Laboratório de Ecologia Humana e de Peixes por todas as risadas dadas na hora do nosso café sagrado pós almoço. Não esquecendo do pessoal do Laboratório de Ecologia de Mamíferos e Aves (UFPel), por todo o apoio logístico na coleta e triagem das amostras, meus agradecimentos especiais à Ariane Frey e ao Diego Souza. Agradeço ao meu professor e grande amigo César Drehmer por todas as dicas em relação ao mestrado, desde a época da escolha do PPG e ao Rafael Dias por ter iniciado comigo o trabalho das corujas.

Agradeço muito a minha orientadora Sandra Hartz e minha coorientadora Ana Rui por todo o apoio prestado nesses dois anos, obrigada por acreditarem em mim e entrarem nesse projeto comigo e com as corujas, grupo esse que eu amo demais.

Agradeço ao CNPq pela bolsa de mestrado.

E por fim, mas não menos importante, gostaria de agradecer à Paula Flores, que sempre esclareceu todas as minhas dúvidas referentes ao PPG antes mesmo de eu ingressar no mestrado.

RESUMO

O aumento da intensidade do uso da terra por ação antrópica levou a perda e fragmentação de habitats naturais, causando impactos na diversidade, abundância e persistência de espécies. Com isso, buscando entender o papel da diversidade da paisagem na seleção de presas por *Tyto furcata*, testamos a hipótese de que haja variação na dieta de acordo com o ambiente encontrado ao redor dos poleiros estudados, onde a diversidade de presas consumidas seria maior em paisagens mais heterogêneas. O estudo foi realizado em 22 poleiros localizados no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, no qual foram feitas análises de uso do solo em três diferentes escalas (0,72, 17,46 e 31,74 km²). Foram coletados 2.784 egagrópilos e identificadas 7.916 presas. Roedores foram as presas predominantes, sendo os únicos a estarem presentes em todos os poleiros, correspondendo a 61,85% da dieta de *T. furcata*. Anura correspondeu a 28,70% da dieta, seguido pelas aves (6,49%), morcegos (2,50%) e marsupiais (0,46%). A diversidade de presas e a especialização alimentar não são explicadas diretamente pela composição da paisagem. No entanto, os resultados sugerem que certos tipos de ambientes podem favorecer a frequência de consumo de determinadas presas. A presença de ambientes urbanos foi a variável de paisagem mais relevante nas explicações, sendo negativamente associada a frequência de consumo de roedores e anuros e positivamente a presença de morcegos e aves na dieta da coruja. Ambientes de mata nativa apresentaram um efeito positivo na frequência de roedores. Aparentemente, *T. furcata* adapta sua dieta de acordo com as presas disponíveis como resultado de um comportamento oportunista, apresentando uma dieta flexível.

PALAVRAS-CHAVE: Ecologia alimentar, coruja-da-igreja, urbanização, Pampa, território de caça

ABSTRACT

The increase on the intensity of land use by anthropogenic action has led to the loss and fragmentation of natural habitats which impacts on diversity, abundance and persistence of species. This study aimed to understand the role of landscape diversity on prey's selection by *Tyto furcata*. We tested the hypothesis that diet varies according to the environment that surrounds the perches studied, and the diversity of prey consumed would be greater in more heterogeneous landscapes. The study was conducted on 22 perches located in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, where we performed soil use analyzes at three different scales (0.72, 17.46 and 31.74 km²). A total of 2,784 individuals were collected and 7,916 preys were identified. Rodents were the predominant prey, and they were the only ones present in all perches, corresponding to 61.85% of the diet of *T. furcata*. Anura corresponded to 28.70% of the diet, followed by birds (6.49%), bats (2.50%) and marsupials (0.46%). Prey's diversity and food specialization are not directly explained by the landscape's composition. However, results suggest that certain types of environment may favor consumption's frequency of certain preys. The presence of urban environments was the most relevant landscape variable in the explanations, and it was negatively associated to the frequency of rodents and anurans consumption, and positively related to the presence of bats and birds in the owl's diet. Native forest environments had a positive effect on the frequency of rodents. Apparently, *T. furcata* adapts its diet according to the available prey as a result of opportunistic behavior, presenting a flexible diet.

KEY WORDS: Feeding ecology, Barn Owls, urbanization, Pampa, hunting territory

SUMÁRIO

Lista de Figuras	ii
Lista de Tabelas	iii
Introdução	1
Material e métodos	6
Área de estudo	6
Coleta de dados	8
Análise de dados	10
Resultados	12
Análise da dieta	12
Análise da paisagem	15
Influência da paisagem na dieta de <i>Tyto furcata</i>	17
Discussão	24
Conclusão	29
Referências	30

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização das áreas amostradas nas cidades de A) São Lourenço do Sul; B) Pelotas; C) Capão do Leão e; D) Rio Grande, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil	7
Figura 2: Valores dos índices de diversidade de Shannon (H') para as presas consumidas por <i>T. furcata</i> , nos poleiros amostrados nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil	13
Figura 3: Especialização alimentar de <i>T. furcata</i> calculada através do índice padronizado de Levins (B'), nos poleiros amostrados nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil	13
Figura 4: Índices de diversidade de Shannon (H') para os ambientes encontrados ao redor dos poleiros de <i>T. furcata</i> , em três diferentes escalas	17

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos poleiros de <i>T. furcata</i> amostrados nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil	7
Tabela 2: Presas consumidas por <i>T. furcata</i> nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil	14
Tabela 3: Porcentagem de ambientes encontrados ao redor dos poleiros de <i>T. furcata</i> nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil, em três diferentes escalas	16
Tabela 4: Modelos utilizados no modelo médio para roedores	20
Tabela 5: Modelos utilizados no modelo médio para morcegos	21
Tabela 6: Modelos utilizados no modelo médio para aves	22
Tabela 7: Modelos utilizados no modelo médio para anuros	23

INTRODUÇÃO

A heterogeneidade ambiental, em conjunto com o tamanho da área disponível, é fundamental para determinar a diversidade de espécies de um local (ALLOUCHE et al., 2012). Ambientes mais heterogêneos fornecem condições adequadas a um maior número de espécies com diferentes requisitos ecológicos, enquanto áreas maiores suportam um maior número de indivíduos de uma população que áreas menores, diminuindo a probabilidade de extinção causada por processos estocásticos, aumentando assim o grupo de espécies efetivas (ALLOUCHE et al., 2012). O termo heterogeneidade ambiental refere-se a variedade ambiental encontrada em uma área, incluindo topografia, clima e tipo de habitat (TEWS et al., 2004).

Um conceito importante em estudos envolvendo ecologia de paisagem, é a questão da escala, uma vez que dificilmente uma paisagem pode ser estudada em sua totalidade. Além disso, os organismos tendem a responder de maneiras diferentes a heterogeneidade ambiental de acordo com a escala considerada, sendo consequência de características como a mobilidade dos animais, onde as interações dos padrões de movimento com as características da paisagem produzem padrões no uso individual do espaço, bem como na dinâmica e dispersão da população, no fluxo gênico e na redistribuição de nutrientes (JOHNSON et al., 1992). Outro fator que pode ser afetado pela escala é a densidade de presas potenciais, uma vez que algumas espécies de animais tendem a apresentar densidades diferentes quando analisados em mais de uma escala (COWLEY et al., 2001).

O aumento da intensidade do uso da terra pela ação antrópica levou a perda e fragmentação de habitats naturais, gerando impactos na diversidade, abundância e persistência de espécies (RYALL; FAHRIG, 2006). Entender a contribuição da diversidade da paisagem na riqueza de espécies é uma questão importante, pois o mesmo relaciona a seleção de habitat com as características geográficas da área estudada, e conseqüentemente com as restrições de nicho explicadas pela teoria do nicho ecológico (HORTAL et al., 2009). Embora haja implicações negativas quanto à intensidade no uso da terra, existem algumas espécies de animais selvagens que são atraídas por ambientes antropizados, podendo ser beneficiadas por essas mudanças, que acabam por fornecerem recursos, uma vez que a nova paisagem é composta por um mosaico de plantas e animais nativos e exóticos que servem como alimento, além do acesso facilitado a estruturas que funcionam como abrigos e poleiros (CLINT W. BOAL, 2018).

O nicho ecológico de uma espécie é formado por um conjunto de tolerâncias e necessidades que interagem na definição de condições e recursos necessários para sua sobrevivência, a qual está inserida em um espaço multidimensional (HUTCHINSON, 1957). Uma das dimensões que permite compreender parte do papel ecológico de uma espécie na comunidade é o estudo do nicho trófico.

Compreender como os animais tomam decisões é uma questão importante, pois suas escolhas podem influenciar as respostas dos mesmos às variações ambientais (BLUMSTEIN; BOUSKILA, 1996). Uma das decisões mais comuns que os animais precisam tomar está relacionada ao forrageamento e escolha do local para viver, onde simples decisões podem influenciar a vida dos indivíduos, a biologia de uma população

ou ainda a estrutura de uma comunidade (BLUMSTEIN; BOUSKILA, 1996; PARTRIDGE, 1978; STEPHENS; KREBS, 1986).

As aves de rapina desempenham um importante papel na cadeia trófica (ARAGÓN; CASTILLO; GARZA, 2002; SICK, 1997). Os motivos que levam um predador a optar por uma determinada presa podem variar de acordo com o habitat (LONGLAND; PRICE, 1991), flutuações populacionais (KORPIMÄKI, 1992), atributos físicos e comportamentais da presa e do predador, além do custo energético envolvido na captura e o risco de lesões (BUENO; MOTTA-JUNIOR, 2008; CHAVES; ALVES, 2010).

Por serem predadoras de topo de cadeia, as corujas desempenham um importante papel na dinâmica populacional de pequenos animais (KORPIMÄKI et al., 2002). Por estarem presentes em diversos locais do mundo e serem comuns onde ocorrem, o gênero *Tyto* é um dos mais estudados, principalmente em termos de ecologia trófica (BEGALL, 2005; DE SANTIS et al., 1994; ROCHA et al., 2011; SOUZA et al., 2010).

A coruja *Tyto alba* (Scopoli, 1769) era considerada cosmopolita por apresentar uma ampla distribuição mundial e habitar uma grande variedade de ambientes, com exceção de regiões muito frias ou desérticas (TAYLOR, 1994). No entanto, estudos recentes indicaram uma diferença molecular entre a coruja-das-torres do Velho Mundo e aquelas presentes no Continente Americano, ocorreu então uma separação de espécies, onde *T. alba* ficou restrita ao Velho Mundo, enquanto as corujas do gênero *Tyto* que ocorrem nas Américas tornaram-se uma espécie independente, *Tyto furcata* (WINK et al., 2008).

Tyto furcata (Temminck, 1827), conhecida popularmente como coruja-das-torres é considerada especialista em pequenos mamíferos (DE SANTIS et al., 1994; ROCHA et al., 2011). Contudo, pode haver variação regional ou sazonal em sua dieta de acordo com a disponibilidade de presas, onde aves, répteis, anfíbios e invertebrados podem ser encontrados, caracterizando seu oportunismo (FONSECA et al., 2015; MOTTA-JUNIOR; ALHO, 2000). Apresenta hábitos crepusculares – noturnos (MASSA; GABELLI; CUETO, 2015), onde em ambientes mais secos, tende a ser generalista e contar com um nicho alimentar mais amplo, enquanto em ambientes mais úmidos, tende a capturar um número maior de roedores (MILCHEV, 2015; TAYLOR, 1994). Habita uma grande diversidade de ambientes, incluindo áreas com interferência antrópica (BEGALL, 2005; SOUZA et al., 2010). No Brasil, é encontrada na maior parte do país, com exceção de áreas com florestas muito densas (MOTTA-JUNIOR; TALAMONI, 1996; SICK, 1997).

Ainda que existam alguns estudos envolvendo *T. furcata* em território brasileiro, geralmente estes visam descrever seus itens alimentares, ou servir como uma ferramenta complementar no estudo de inventários de pequenos mamíferos de uma região (BONVICINO; BEZERRA, 2003; CHEREM et al., 2018; LEMOS et al., 2015; MANCINI et al., 2018; MOTTA-JUNIOR; TALAMONI, 1996; SCHEIBLER; CHRISTOFF, 2007). No entanto, trabalhos que buscam entender a contribuição da paisagem na escolha das presas de *T. furcata* são escassos, havendo um trabalho em território canadense que visa ver se a presença de *T. furcata* pode ser prevista de acordo com os habitats encontrados em uma paisagem (HINDMARCH et al., 2012). Trabalhos envolvendo a estrutura da paisagem na dieta de *T. alba* podem ser encontrados em países como Bulgária e Hungria (MILCHEV, 2015; SZÉP; KLEIN; PURGER, 2017).

Assim como outros animais, o gênero *Tyto* é afetado pelo ambiente no qual está inserido (BOND et al., 2004). Além disso, predadores de topo de cadeia como *T. furcata* devem ser conservados e manejados, pois atuam no controle populacional de roedores em paisagens agrícolas e urbanas, trazendo benefícios econômicos e sociais (MAGRINI; FACURE, 2008; MEYROM et al., 2009). Diversos fatores podem influenciar na escolha da presa por um predador, dentre eles encontra-se a estrutura da paisagem, pois a mesma determina a disponibilidade das presas.

Com isso, buscando entender o papel da paisagem na seleção de presas por *T. furcata*, nesse trabalho foi testada a hipótese de que haja variação na dieta de acordo com os tipos de ambientes encontrados ao redor dos poleiros estudados, onde a diversidade de presas consumidas por *T. furcata* é maior em paisagens mais heterogêneas. Os objetivos deste estudo foram I) avaliar a frequência das presas consumidas por *T. furcata* no Sul do Brasil, II) verificar se houve variação na frequência de consumo de presas de acordo com a composição da paisagem encontrada ao redor dos poleiros de *T. furcata* em três diferentes escalas e, III) medir a especialização alimentar e a diversidade da dieta de *T. furcata* nos diferentes poleiros.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em 22 poleiros independentes de *T. furcata* localizados em áreas urbanas e rurais dos municípios de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil (Tabela 1, Figura 1). Todas as áreas localizam-se no Bioma Pampa, região geomorfológica da Planície Costeira, na fisionomia de Formações Pioneiras (vegetação com influência fluvial e/ou lacustre) com influência da Floresta Estacional Semidecidual (CORDEIRO; HASENACK, 2009; SEPLAN, 2016). O clima local é do tipo Cfa (Clima Temperado Úmido com Verão Quente), segundo a classificação climática de Köppen (MORENO, 1961).

Os poleiros de *T. furcata* estão localizados em construções e consistem de galpões, silos de arroz em uso ou não, casas abandonas e cúpulas de igrejas. Foram incluídos no estudo todos os poleiros que tiveram mais de 50 presas individuais identificadas (CLINT W. BOAL, 2018).

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos poleiros de *T. furcata* amostrados nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil.

Poleiro	Longitude	Latitude	Poleiro	Longitude	Latitude
A	51°58'36"O	31°22'5"S	L	52°30'45"O	31°47'15"S
B	51°59'23"O	31°21'11"S	M	52°26'24"O	32°11'40"S
C	52°20'31"O	31°46'50"S	N	52°29'32"O	32°14'39"S
D	51°52'5"O	31°15'22"S	O	52°32'45"O	32°20'45"S
E	52°25'55"O	31°49'4"S	P	52°32'25"O	32°20'52"S
F	51°59'0"O	31°16'38"S	Q	52°34'15"O	32°21'25"S
G	52°20'17"O	31°45'49"S	R	52°34'56"O	32°29'33"S
H	52° 0'24"O	31°21'43"S	S	52°32'20"O	32°32'18"S
I	51°53'27"O	31°14'31"S	T	52°32'35"O	32°18'41"S
J	51°55'8"O	31°15'22"S	U	52°37'24"O	32°22'04"S
K	52° 3'57"O	31°20'54"S	V	52°36'12"O	32°21'46"S

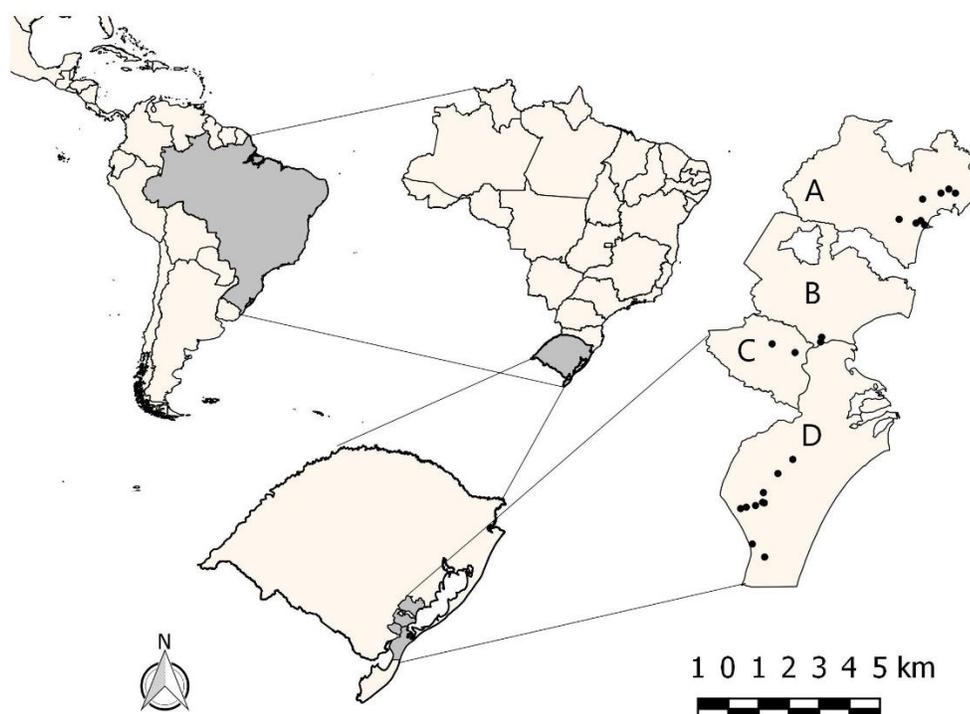


Figura 1: Localização das áreas amostradas nas cidades de A) São Lourenço do Sul; B) Pelotas; C) Capão do Leão e; D) Rio Grande, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil. Escala 1 para 10 km.

Coleta de dados

A dieta de *T. furcata* foi determinada e analisada através de seus egagrópilos regurgitados, por esse ser um método eficiente, confiável e não invasivo. As coletas foram realizadas mensalmente entre setembro de 2015 a março de 2016 e janeiro de 2017 a março de 2018 nas cidades de Capão do Leão, Pelotas e São Lourenço do Sul, e de outubro de 2016 a setembro de 2017 no município de Rio Grande. Foram obtidos 2.784 egagrópilos que foram individualizados e identificados.

Os vertebrados consumidos foram separados e identificados a nível taxonômico de ordem para mamíferos e anfíbios e classe para aves, com o auxílio de bibliografia especializada (GILBERT; MARTIN; SAVAGE, 1981; GREGORIN; TADDEI, 2002; MIRANDA; BERNARDI; PASSOS, 2011), consulta a especialistas e comparações com materiais de referência disponíveis na Universidade Federal de Pelotas (UFPeI). O número de presas foi estimado através do Número Mínimo de Indivíduos (NMI) nas amostras, determinados de acordo com as mesmas partes anatômicas dos ossos para cada grupo de interesse (HORVÁTH; MORVAI; HORVÁTH, 2018; TULIS et al., 2015).

Foi realizada uma análise de composição da paisagem em três diferentes escalas espaciais no entorno dos poleiros de *T. furcata*, utilizando o programa ArcGis e os dados do mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa de 2015. A avaliação de composição da paisagem foi realizada para áreas de 0,72 km², 17,46 km² e 31,74 km² no entorno dos poleiros e esses valores foram definidos com base nas áreas de vida descritas na literatura para *T. furcata* e *T. alba*, uma vez que assumimos que ambas espécies possuem comportamento similar (MASSA; GABELLI; CUETO, 2015; TABERLET, 1983; TAYLOR, 1994).

Para cada poleiro, foram medidos o percentual de cobertura do solo dos seguintes tipos de ambientes: 1) Áreas abertas (campo seco, campo de feixe restinga, campo degradado, pastagens, cultura temporária de sequeiro e de uso misto e areia); 2) Áreas úmidas (banhados - áreas úmidas com presença de vegetação vascular aquática, campo úmido, áreas de rizicultura, lagoas, lagos, lagunas, rios, e canais de escoamento pluvial); 3) Mata nativa; 4) Silvicultura; e 5) Área urbanizada (urbano e mineração).

Análise dos dados

Foi calculado a frequência relativa para cada tipo de presa. O índice de diversidade de Shannon foi avaliado para o conjunto de presas e para a paisagem de cada ponto amostrado (MAGURRAN, 2013), onde os resultados dos mesmos foram utilizados na realização de um modelo linear para testar se em pontos com maior diversidade de ambientes, uma maior diversidade de presas também é encontrada.

Para a análise da diversidade da paisagem foram utilizados os dados brutos, ou seja, foram consideradas todas as categorias da paisagem (agricultura seca, água, areia, banhado, campo feixe restinga, campo degradado, campo seco, campo úmido, mata com até 30% antrópico, mata com até 50% antrópico, mata nativa, mineração, uso misto, rizicultura, silvicultura e ambientes urbanos).

A amplitude do nicho trófico, ou seja, o grau de especialização da dieta de *T. furcata* foi medido através do índice padronizado de Levins, com valores variando de 0 a 1, onde valores mais próximos de 0 indicam maior especialização, enquanto valores próximos a 1 indicam que o indivíduo é mais generalista (KREBS, 1999). Uma das vantagens da forma padronizada é que a mesma não sofre influência do número total de categorias de presas, pois o mesmo pode estar relacionado com o tamanho da amostra (KREBS, 1999). O índice padronizado de Levins é dado pela seguinte equação:

$$B' = \frac{B - 1}{n - 1}$$

Onde B é o valor de amplitude de nicho de Levins previamente calculado e n é o número total de recursos alimentares utilizados pelos indivíduos.

Para testar se a especialização alimentar de *T. furcata* é explicada pela diversidade de ambientes, foi realizado um modelo linear utilizando os índices padronizados de Levins e os índices de diversidade de Shannon para o habitat, em cada poleiro amostrado.

Para cada categoria de presa, foram criados modelos lineares generalizados mistos (MLGM), com o objetivo de detectar a influência dos diversos tipos de uso do solo na frequência de ocorrência dos grupos de interesse (BOLKER et al., 2009). Os MLGMs foram escolhidos por permitirem a análise de dados com distribuição não-normal (Poisson) envolvendo efeitos aleatórios (identificação do poleiro e data da coleta), bem como a modelagem simultânea de diversas categorias de interesse (BOLKER et al., 2009).

Para a escolha das variáveis preditoras, foram realizados testes de fator de inflação da variância (VIF), com o intuito de verificar a presença de multicolinearidade entre as mesmas. Todas as combinações de variáveis preditoras não correlacionadas foram utilizadas nos MLGM's para cada categoria de presa. A seleção dos modelos com melhor ajuste foi baseada no Critério de Informação de Akaike (AIC), onde modelos com valor de $\Delta AICc < 2$ foram utilizados na elaboração do modelo médio, para cada categoria de interesse (BOLKER et al., 2009).

Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R, utilizando os pacotes *vegan*, *lme4*, *nlme* e *spaa* (TEAM, 2015).

RESULTADOS

Análise da dieta

Foram identificadas 7.916 presas pertencentes às classes Amphibia, Aves e Mammalia. Mamíferos foram as presas mais abundantes, sendo representadas por três ordens, Rodentia (n=4.896), Chiroptera (n=198) e Didelphimorphia (n=36), que juntos corresponderam a 64,81% do total de presas consumidas. Amphibia foi representado pelos anuros (n=2.272), enquanto todas as aves somadas obtiveram um n= 514 (Tabela 2). Roedores foram as presas predominantes, sendo os únicos vertebrados que estiveram presentes em todos os poleiros, correspondendo a 61,85% da dieta de *T. furcata*. Anura correspondeu a 28,70% da dieta, seguido pelas aves (6,49%), morcegos (2,50%) e marsupiais (0,46%).

A diversidade de presas consumidas variou de $H' = 1,14$ no poleiro C, onde todas as categorias de presas estiveram presentes, até $H' = 0,43$ para o poleiro S (Figura 2). Por outro lado, o nível de especialização alimentar variou de $B' = 0,06$ no poleiro S até $B' = 0,43$ no poleiro C (Figura 3). Roedores foram as presas principais em 18 dos 22 poleiros, seguidos por anura (2), aves (1) e morcegos (1).

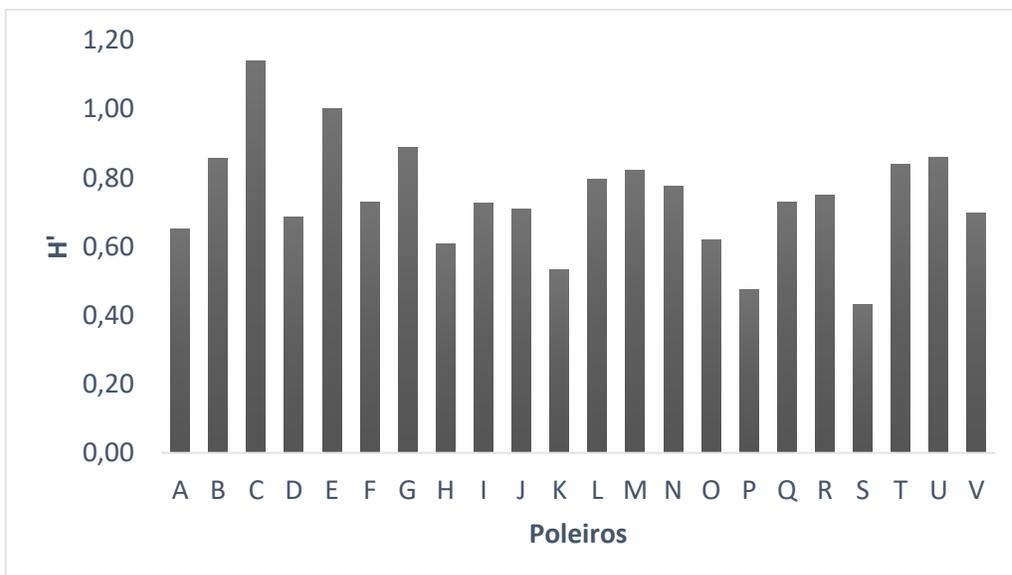


Figura 2: Valores dos índices de diversidade de Shannon (H') para as presas consumidas por *T. furcata*, nos poleiros amostrados nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil.

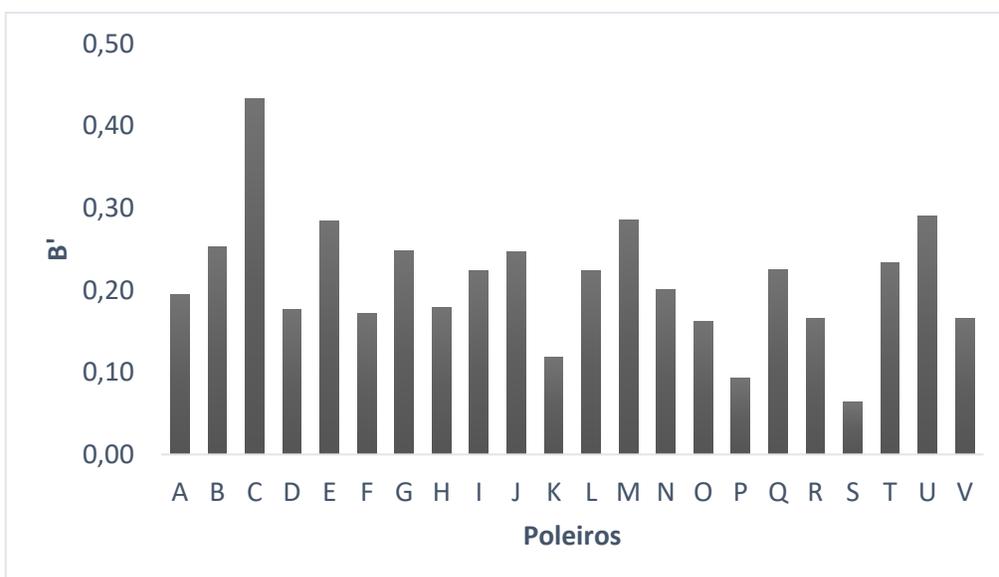


Figura 3: Especialização alimentar de *T. furcata* calculada através do índice padronizado de Levins (B'), nos poleiros amostrados nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil.

Tabela 2: Presas consumidas por *T. furcata* nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil. N= número total de presas consumidas por categoria, % = porcentagem de cada categoria de presa por poleiro amostrado.

Poleiro	Rodentia		Chiroptera		Didelphimorphia		Ave		Anura		N presas	N egagrófilos
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%		
A	136	68,00	0	0,00	0	0,00	1	0,50	63	31,50	200	54
B	164	64,57	0	0,00	1	0,39	20	7,87	69	27,17	254	115
C	160	37,74	52	12,26	3	0,71	193	45,52	16	3,77	424	230
D	75	24,27	0	0,00	0	0,00	10	3,24	224	72,49	309	82
E	169	63,29	4	1,50	18	6,74	66	24,72	10	3,75	267	150
F	104	73,76	1	0,71	1	0,71	4	2,84	31	21,99	141	53
G	42	21,53	130	66,67	2	1,03	21	10,77	0	0,00	195	77
H	83	70,34	0	0,00	0	0,00	0	0,00	35	29,66	118	39
I	162	64,02	1	0,40	0	0,00	3	1,19	87	34,39	253	75
J	110	43,65	0	0,00	0	0,00	1	0,40	141	55,95	252	75
K	97	80,16	0	0,00	0	0,00	1	0,83	23	19,01	121	33
L	123	66,49	0	0,00	5	2,70	3	1,62	54	29,19	185	51
M	423	50,06	0	0,00	0	0,00	30	3,55	392	46,39	845	250
N	408	71,20	0	0,00	0	0,00	50	8,73	115	20,07	573	240
O	602	73,78	0	0,00	0	0,00	9	1,10	205	25,12	816	273
P	362	83,99	0	0,00	0	0,00	4	0,93	65	15,08	431	151
Q	496	64,25	0	0,00	0	0,00	16	2,07	260	33,68	772	251
R	103	75,73	0	0,00	1	0,74	17	12,50	15	11,03	136	60
S	201	88,94	0	0,00	1	0,44	7	3,10	17	7,52	226	101
T	310	67,10	3	0,65	0	0,00	34	7,36	115	24,89	462	159
U	247	48,82	1	0,20	4	0,79	15	2,96	239	47,23	506	141
V	319	74,18	6	1,40	0	0,00	9	2,09	96	22,33	430	124
N total	4.896	61,85	198	2,50	36	0,46	514	6,49	2.272	28,70	7.916	2.784

Análise de paisagem

As áreas encontradas ao redor dos poleiros amostrados de *T. furcata* foram compostas por um mosaico diversificado de ambientes, onde área úmida (AUM) foi o tipo de ambiente mais comum nas três escalas estudadas, seguido por ambientes abertos (AA) apresentando as seguintes porcentagens: escala 1: AUM: 36,89% e AA: 36,76%; escala 2: AUM: 47,64% e AA: 38,13% e; escala 3: AUM: 48,02% e AA: 40,49% (Tabela 3). Por outro lado, o ambiente que apresentou menor porcentagem de cobertura do solo variou conforme a escala estudada. Quando considerada a área de 0,72 km², áreas de silvicultura foram as mais raras, correspondendo a apenas 3,10% do total. Nas áreas de 17,46 km² e de 31,74 km², o ambiente mais raro foi o de mata nativa, correspondendo a 1,64 e 1,50 % do total, respectivamente (Tabela 3).

Quanto a diversidade de ambientes encontradas ao redor dos poleiros, houve variação conforme a escala analisada. Quando analisado na menor escala, houveram cinco poleiros que apresentaram índice de diversidade de Shannon de $H' = 0$, uma vez que a área considerada era muito pequena e a paisagem foi composta exclusivamente por áreas de rizicultura em quatro deles, e por ambientes urbanos em um. Na escala 2 e 3, os poleiros V ($H' = 0,03$) e Q ($H' = 0,39$) apresentaram menor diversidade. Por outro lado, a maior diversidade foi encontrada ao redor do poleiro L, independente da escala analisada: Escala 1 ($H' = 1,65$), escala 2 ($H' = 1,69$) e escala 3 ($H' = 1,86$) (Figura 4).

Tabela 3: Porcentagem de ambientes encontrados ao redor dos poleiros de *T. furcata* nas cidades de Capão do Leão, Pelotas, Rio Grande e São Lourenço do Sul, estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil, em três diferentes escalas. Áreas: 1= 0,72 km²; 2= 17,46 km²; 3= 31,74 km². AUM= Área úmida; AA= Área aberta; MN= Mata Nativa; SILV= Silvicultura e URB= Ambiente urbano. % Total = Porcentagem total de determinado ambiente, em cada escala analisada.

1	AUM	AA	MN	SILV	URB	2	AUM	AA	MN	SILV	URB	3	AUM	AA	MN	SILV	URB
	%	%	%	%	%		%	%	%	%	%		%	%	%	%	%
A	0	15,97	0	0	84,03	A	28,50	35,05	0,97	2,28	33,20	A	39,85	35,40	3,13	2,56	19,06
B	0	39,26	0	30,95	29,79	B	0	67,56	1,73	7,73	22,98	B	4,38	68,94	3,63	5,72	17,33
C	4,28	0	0	0	95,72	C	46,14	3,24	0	0	50,62	C	42,38	15,34	1,04	0	41,24
D	89,15	10,85	0	0	0	D	57,67	42,33	0	0	0	D	44,01	55,71	0	0,28	0
E	50,25	30,59	19,16	0	0	E	56,25	36,61	1,92	0,18	5,04	E	56,33	34,99	1,05	1,92	5,71
F	7,36	92,64	0	0	0	F	14,58	85,25	0	0,17	0,00	F	19,32	79,94	0	0,74	0
G	0	0	0	0	100	G	2,78	4,70	0	0	92,52	G	19,55	8,85	0,01	0	71,59
H	0	96,65	3,35	0	0	H	6,86	65,94	6,74	5,69	14,77	H	12,43	66,88	4,90	4,44	11,35
I	14,23	85,77	0	0	0	I	29,68	69,87	0	0,45	0	I	29,70	70,05	0	0,25	0
J	0	100	0	0	0	J	32,26	67,29	0	0,45	0	J	32,25	67,50	0	0,25	0
K	0	58,25	41,75	0	0	K	1,43	82,54	15,77	0,26	0	K	2,14	84,76	12,21	0,89	0
L	0	6,80	20,47	21,43	51,30	L	0,01	56,65	7,05	29,04	7,25	L	2,56	57,89	6,06	26,21	7,28
M	100	0	0	0	0	M	72,07	27,93	0	0	0	M	64,98	35,02	0	0	0
N	54,93	0	0	0	45,07	N	83,20	14,02	0	0	2,78	N	83,20	15,27	0	0	1,53
O	33,91	50,24	0	15,85	0	O	67,73	31,58	0	0,69	0	O	69,08	30,54	0	0,38	0
P	15,48	84,52	0	0	0	P	63,85	35,46	0	0,69	0	P	66,57	33,05	0	0,38	0
Q	100	0	0	0	0	Q	94,99	5,01	0	0	0	Q	87,64	11,98	0	0,38	0
R	14,57	85,43	0	0	0	R	57,02	42,98	0	0	0	R	62,76	37,24	0	0	0
S	79,22	0	20,78	0	0	S	84,55	13,55	1,90	0	0	S	75,20	23,75	1,05	0	0
T	48,26	51,74	0	0	0	T	65,88	34,12	0	0	0	T	74,23	25,77	0	0	0
U	100	0	0	0	0	U	83,28	16,72	0	0	0	U	78,05	21,95	0	0	0
V	100	0	0	0	0	V	99,46	0,54	0	0	0	V	89,92	10,08	0	0	0
%Total	36,89	36,76	4,80	3,10	18,45	%Total	47,64	38,13	1,64	2,17	10,42	%Total	48,02	40,49	1,50	2,03	7,96

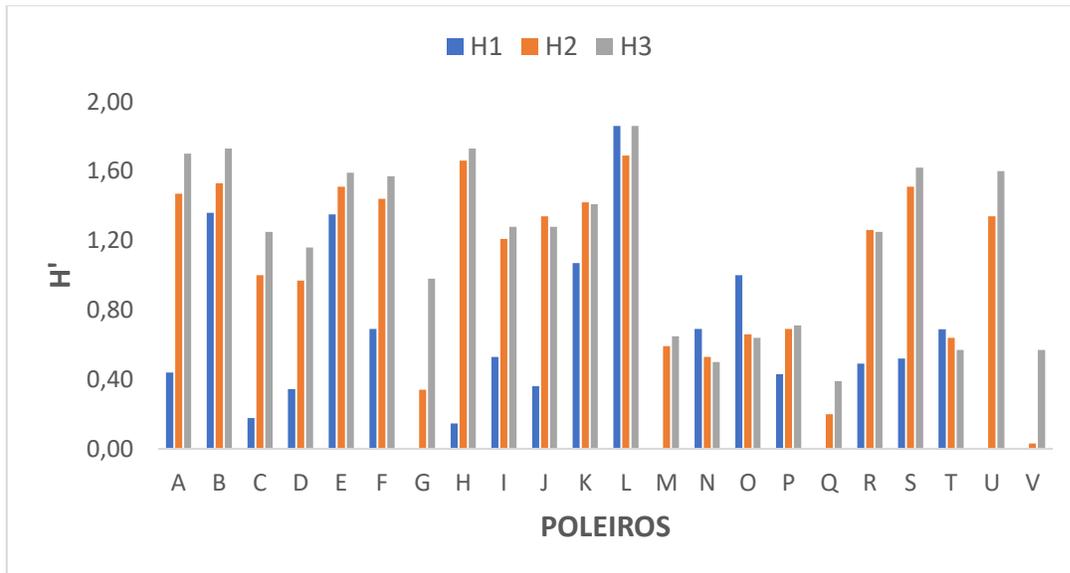


Figura 4: Índices de diversidade de Shannon (H') para os ambientes encontrados ao redor dos poleiros de *T. furcata*, em três diferentes escalas. Áreas: H1= 0,72 km²; H2= 17,46 km²; H3= 31,74 km².

Influência da paisagem na dieta de *Tyto furcata*

A diversidade de presas consumidas por *T. furcata* não é explicada diretamente pela diversidade da paisagem encontrada ao redor dos poleiros, em nenhuma das escalas analisadas ($p > 0,05$). Igualmente, a especialização alimentar de *T. furcata* não está diretamente correlacionada com a diversidade da paisagem ($p > 0,05$).

No entanto, as variáveis preditoras da paisagem influenciaram a frequência de consumo de presas de *T. furcata* em intensidades diferentes, onde a presença ou não de área urbana foi a variável mais relevante nos modelos lineares generalizados mistos. Áreas de mata nativa também foram importantes na escolha das presas, no entanto, áreas úmidas, áreas abertas e de silvicultura não estiveram entre os ambientes mais relevantes para determinação das presas.

Roedores foram as presas dominantes, tendo sua frequência de ocorrência influenciada negativamente e de maneira significativa pela presença de áreas urbanas em todas as três escalas analisadas. Áreas de mata nativa influenciaram positivamente a presença de roedores na maior escala. Na menor e na maior escala, o modelo médio levou em conta cinco modelos com $\Delta AICc < 2$, onde todas as categorias de paisagem estiveram presentes, enquanto para a escala intermediária, o modelo médio considerou oito modelos igualmente plausíveis. Para a escala 1 e 2, apenas ambientes urbanos foram importantes no modelo médio, sendo associados negativamente com a presença dos roedores: escala 1= (coeficiente do estimador= $- 0,54 \pm 0,42$; $p < 0,05$); escala 2= (coeficiente do estimador= $- 1,46 \pm 1,43$; $p < 0,05$). Para a escala 3, ambientes de mata nativa influenciaram positivamente a presença de roedores (coeficiente do estimador = $4,08 \pm 3,75$; $p < 0,05$), enquanto ambientes urbanos atuaram de forma negativa (coeficiente do estimador = $-2,17 \pm 2,21$; $p= 0,05$) (Tabela 4).

Morcegos também tiveram sua frequência de ocorrência fortemente influenciada por ambientes urbanos em duas das três escalas analisadas, no entanto, a relação foi positiva. Na escala 1 foram considerados três modelos com $\Delta AICc < 2$ para a elaboração do médio, com as variáveis explicativas de silvicultura, ambientes urbanos e mata nativa, enquanto para as escalas 2 e 3, foram considerados quatro e cinco modelos, respectivamente, com todas as cinco variáveis de paisagem. A presença de áreas urbanas foi significativa nas escalas 1 (coeficiente do estimador = $4,06 \pm 3,20$; $p < 0,05$) e 2 (coeficiente do estimador = $6,18 \pm 3,17$; $p < 0,001$), enquanto para a escala 3, não houve ambiente significativo ($p > 0,05$) (Tabela 5).

As aves tiveram sua frequência de ocorrência positivamente correlacionadas com a presença de áreas urbanizadas em todas as escalas estudadas. Para a

elaboração do modelo médio, na primeira escala foram utilizados sete modelos, na segunda escala cinco e na terceira quatro. Todas as variáveis da paisagem foram utilizadas na elaboração do modelo médio nas escalas 1 e 2, enquanto para a terceira escala, apenas áreas de mata nativa não foram utilizadas. Somente áreas urbanas foram consideradas importantes na explicação da presença de aves na dieta de *T. furcata*, com as seguintes estimativas: escala 1) coeficiente do estimador = $1,47 \pm 1,38$; $p < 0,05$; escala 2) coeficiente do estimador = $2,27 \pm 2,02$; $p < 0,05$ e; escala 3) coeficiente do estimador = $3,17 \pm 2,54$; $p < 0,05$ (Tabela 6).

Para os anuros, ambientes urbanos atuaram negativamente na frequência de ocorrência do grupo na dieta de *T. furcata*, em todas as escalas analisadas. Para a elaboração do modelo médio, foram utilizadas todas as variáveis de paisagem, onde nas escalas 1 e 2, o modelo médio considerou cinco modelos com $\Delta AICc < 2$, enquanto para a escala 3 foram utilizados oito modelos. Apenas áreas urbanas foram importantes na explicação: escala 1: coeficiente do estimador = $-2,07 \pm 1,50$; $p < 0,01$); escala 2: coeficiente do estimador = $-4,84 \pm 2,54$; $p < 0,001$ e; escala 3: (coeficiente do estimador = $-6,91 \pm 3,85$; $p < 0,001$) (Tabela 7).

Quando consideramos os marsupiais, houve uma influência positiva da vegetação arbórea em sua presença na dieta de *T. furcata*, no entanto, essa influência não pode ser afirmada como significativa, uma vez que marsupiais corresponderam a menos de 1% na dieta da coruja e os modelos realizados não se apresentaram confiáveis.

Tabela 4: Modelos utilizados no modelo médio para roedores, em ordem de classificação, nas três escalas analisadas. 1ª= 0,72 km²; 2ª= 17,46 km²; 3ª= 31,74 km². K = Número de parâmetros do modelo; AIC_c = Critério de Informação de Akaike ajustado para um pequeno número de observações; Δ_i = Diferença do AIC_c entre o modelo i e o modelo melhor classificado; w_i = peso de Akaike; $VarDCOL$ = Variância do fator aleatório de data de coleta; $VarPOL$ = variância do fator aleatório de identificação do poleiro; URB= ambientes urbanos; SILV= áreas de silvicultura; AUM= áreas úmidas; MN= mata nativa; AA= ambientes abertos; DCOL= data da coleta; POL= identificação do poleiro.

ESCALA	MODELOS CONSIDERADOS	K	AIC_c	Δ_i	W_i	Var DCOL	Var POL
ROEDOR							
1	roedor ~ URB + (1 DCOL) + (1 POL)	1	8542,6	0	0,325	0,07	0,08
1	roedor ~ SILV + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	2	8543,4	0,76	0,221	0,07	0,08
1	roedor ~ AUM + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	2	8543,9	1,26	0,173	0,07	0,08
1	roedor ~ MN + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	2	8544,2	1,54	0,150	0,07	0,08
1	roedor ~ AA + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	2	8544,4	1,81	0,131	0,07	0,08
2	roedor ~ SILV + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	2	8532,9	0	0,206	0,06	0,05
2	roedor ~ AA + AUM + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	3	8533,7	0,75	0,141	0,06	0,04
2	roedor ~ MN + SILV + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	3	8533,7	0,76	0,140	0,06	0,04
2	roedor ~ MN + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	2	8533,9	1	0,125	0,06	0,05
2	roedor ~ AUM + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	2	8534,3	1,39	0,103	0,06	0,05
2	roedor ~ AUM + SILV + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	3	8534,4	1,49	0,098	0,06	0,05
2	roedor ~ URB + (1 DCOL) + (1 POL)	1	8534,4	1,5	0,097	0,06	0,06
2	roedor ~ AA + SILV + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	3	8534,5	1,64	0,091	0,06	0,05
3	roedor ~ MN + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	2	8528,0	0	0,316	0,06	0,04
3	roedor ~ MN + SILV + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	3	8528,6	0,64	0,229	0,06	0,03
3	roedor ~ AA + AUM + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	3	8529,0	0,97	0,195	0,06	0,03
3	roedor ~ AA + MN + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	3	8529,7	1,67	0,137	0,06	0,04
3	roedor ~ AUM + MN + URB + (1 DCOL) + (1 POL)	3	8529,9	1,89	0,123	0,06	0,04

Tabela 5: Modelos utilizados no modelo médio para morcegos, em ordem de classificação, nas três escalas analisadas. 1^a= 0,72 km²; 2^a= 17,46 km²; 3^a= 31,74 km². K = Número de parâmetros do modelo; AICc = Critério de Informação de Akaike ajustado para um pequeno número de observações; Δ_i = Diferença do AICc entre o modelo i e o modelo melhor classificado; w_i = peso de Akaike; VarDCOL= Variância do fator aleatório de data de coleta; VarPOL= variância do fator aleatório de identificação do poleiro; URB= ambientes urbanos; SILV= áreas de silvicultura; AUM= áreas úmidas; MN= mata nativa; AA= ambientes abertos; DCOL= data da coleta; POL= identificação do poleiro.

ESCALA	MODELOS CONSIDERADOS	K	AICc	Δ_i	W_i	Var DCOL	Var POL
MORCEGO							
1	morcego ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	772,8	0	0,544	1,13	4,08
1	morcego ~ URB + (1 COL) + (1 POL)	1	774,4	1,54	0,251	1,21	5,54
1	morcego ~ MN + SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	774,8	1,95	0,205	1,14	4,13
2	morcego ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	765,4	0	0,454	0,91	1,44
2	morcego ~ MN + SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	767,1	1,72	0,191	0,94	1,45
2	morcego ~ AA + SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	767,3	1,85	0,180	0,92	1,52
2	morcego ~ AUM + SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	767,3	1,91	0,175	0,91	1,50
3	morcego ~ MN + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	767,9	0	0,328	0,98	2,25
3	morcego ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	768,6	0,64	0,238	0,96	2,14
3	morcego ~ URB + (1 COL) + (1 POL)	1	769,1	1,15	0,184	1,11	2,72
3	morcego ~ MN + SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	769,9	1,92	0,126	0,98	2,15
3	morcego ~ AA + AUM + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	769,9	1,93	0,125	0,99	2,16

Tabela 6: Modelos utilizados no modelo médio para aves, em ordem de classificação, nas três escalas analisadas. 1^a= 0,72 km²; 2^a= 17,46 km²; 3^a= 31,74 km². K = Número de parâmetros do modelo; AICc = Critério de Informação de Akaike ajustado para um pequeno número de observações; Δ_i = Diferença do AICc entre o modelo i e o modelo melhor classificado; w_i = peso de Akaike; VarDCOL= Variância do fator aleatório de data de coleta; VarPOL= variância do fator aleatório de identificação do poleiro; URB= ambientes urbanos; SILV= áreas de silvicultura; AUM= áreas úmidas; MN= mata nativa; AA= ambientes abertos; DCOL= data da coleta; POL= identificação do poleiro.

ESCALA	MODELOS CONSIDERADOS	K	AICc	Δ_i	w_i	Var DCOL	Var POL
AVE							
1	ave ~ URB + (1 COL) + (1 POL)	1	2331,8	0,00	0,275	0,77	0,81
1	ave ~ AA + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2333,1	1,36	0,140	0,76	0,81
1	ave ~ AUM + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2333,3	1,49	0,131	0,75	0,81
1	ave ~ AA + AUM + (1 COL) + (1 POL)	2	2333,4	1,64	0,121	0,77	0,82
1	ave ~ MN + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2333,5	1,71	0,117	0,79	0,78
1	ave ~ AA + (1 COL) + (1 POL)	1	2333,7	1,86	0,109	0,76	0,97
1	ave ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2333,7	1,87	0,108	0,76	0,80
2	ave ~ URB + (1 COL) + (1 POL)	1	2331,4	0,00	0,343	0,76	0,80
2	ave ~ AUM + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2332,7	1,31	0,178	0,74	0,79
2	ave ~ AA + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2332,9	1,47	0,164	0,74	0,79
2	ave ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2332,9	1,53	0,160	0,76	0,78
2	ave ~ MN + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2333,0	1,57	0,156	0,74	0,80
3	ave ~ URB + (1 COL) + (1 POL)	1	2330,4	0,00	0,346	0,76	0,76
3	ave ~ AUM + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2331,8	1,36	0,175	0,74	0,74
3	ave ~ AA + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2331,9	1,46	0,167	0,74	0,75
3	ave ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	2332,2	1,76	0,143	0,75	0,75

Tabela 7: Modelos utilizados no modelo médio para anuros, em ordem de classificação, nas três escalas analisadas. 1ª= 0,72 km²; 2ª= 17,46 km²; 3ª= 31,74 km². K = Número de parâmetros do modelo; AICc = Critério de Informação de Akaike ajustado para um pequeno número de observações; Δ_i = Diferença do AICc entre o modelo i e o modelo melhor classificado; w_i = peso de Akaike; VarDCOL= Variância do fator aleatório de data de coleta; VarPOL= variância do fator aleatório de identificação do poleiro; URB= ambientes urbanos; SILV= áreas de silvicultura; AUM= áreas úmidas; MN= mata nativa; AA= ambientes abertos; DCOL= data da coleta; POL= identificação do poleiro.

ESCALA	MODELOS CONSIDERADOS	K	AICc	Δ_i	W_i	Var DCOL	Var POL
ANURA							
1	anura ~ URB + (1 COL) + (1 POL)	1	6325,3	0	0,158	0,71	1,12
1	anura ~ MN + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6326,0	0,72	0,111	0,74	1,01
1	anura ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6326,7	1,46	0,077	0,70	1,11
1	anura ~ AUM + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6327,2	1,94	0,060	0,71	1,12
1	anura ~ AA + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6327,3	1,99	0,059	0,71	1,12
2	anura ~ URB + (1 COL) + (1 POL)	1	6317,6	0	0,297	0,70	0,88
2	anura ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6318,3	0,74	0,205	0,70	0,83
2	anura ~ AUM + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6318,4	0,77	0,202	0,69	0,83
2	anura ~ AA + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6318,6	1,02	0,179	0,69	0,84
2	anura ~ MN + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6319,4	1,84	0,118	0,70	0,87
3	anura ~ URB + (1 COL) + (1 POL)	1	6315,4	0	0,194	0,70	0,79
3	anura ~ AUM + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6315,5	0,06	0,188	0,68	0,73
3	anura ~ AA + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6315,8	0,37	0,161	0,69	0,73
3	anura ~ SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6316,4	0,99	0,118	0,70	0,76
3	anura ~ MN + URB + (1 COL) + (1 POL)	2	6316,5	1,05	0,114	0,69	0,76
3	anura ~ AUM + SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	6317,3	1,89	0,075	0,69	0,72
3	anura ~ AA + SILV + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	6317,4	1,91	0,075	0,69	0,72
3	anura ~ AA + AUM + URB + (1 COL) + (1 POL)	3	6317,4	1,91	0,075	0,68	0,72

DISCUSSÃO

De forma geral, a presença de ambientes urbanos foi a categoria da paisagem que apresentou uma maior influência nas presas consumidas por *T. furcata*. A pouca contribuição de áreas úmidas e ambientes abertos relacionados à seleção das presas, pode ser devido ao estudo ter sido realizado na Planície Costeira do Bioma Pampa, onde esses ambientes são predominantes, sendo encontrados com grande representatividade, o que pode fazer com que seus efeitos sejam dissipados nas amostragens.

Quando analisamos a dieta de *T. furcata*, houve um grande predomínio de roedores. Esse consumo expressivo é bem documentado para a espécie ao longo de sua distribuição, o que corrobora sua preferência pelo grupo (DE SANTIS et al., 1994; DELGADO-V; CALDERÓN-F, 2007; HINDMARCH; ELLIOTT, 2014; MOTTA-JUNIOR; TALAMONI, 1996; ROCHA et al., 2011; TETA; HERCOLINI; CUETO, 2012). Porém, se analisados cada poleiro individualmente, a categoria de presa principal diferiu em algumas localidades, indicando que a espécie tende a adaptar sua dieta de acordo com as presas disponíveis no ambiente em que se encontra, podendo utilizar presas alternativas como morcegos, marsupiais, aves e anfíbios de forma a complementar sua dieta, caracterizando assim seu oportunismo (FONSECA et al., 2015; HORVÁTH; MORVAI; HORVÁTH, 2018; MOTTA-JUNIOR; ALHO, 2000).

A diminuição de roedores de acordo com o acréscimo de ambientes urbanos vai contra o encontrado por Hindmarch e Elliott (2014), onde eles notaram um aumento significativo de roedores com o acréscimo da urbanização. Por outro lado, essa

diferença pode estar relacionada ao tipo de roedor consumido, onde espécies de roedores exóticos seriam consumidas em áreas urbanas, enquanto espécies nativas seriam consumidas em ambientes rurais (TETA; HERCOLINI; CUETO, 2012). Estudos anteriores envolvendo corujas do gênero *Tyto* descrevem uma preferência por roedores em ambientes próximos a corpos d'água, que poderia ser relacionado ao fato de que diversas espécies de roedores de pequeno e médio porte são dependentes de áreas úmidas (BOSE; GUIDALI, 2001; SÁNDOR, 2009). A identificação a nível taxonômico de ordem pode ter diluído os efeitos dos demais tipos de ambientes na presença do grupo, onde uma identificação mais precisa, ao menos a nível de família, poderia indicar com melhor precisão o comportamento de predação de roedores pela coruja.

Ambientes urbanos propiciam recursos como abrigo e alimento a diversas espécies de animais, que podem se adaptar as novas condições encontradas no meio. Dentre as espécies sinantrópicas bem adaptadas a vida urbana, encontramos algumas espécies de aves e morcegos. *Tadarida brasiliensis* (L. Geoffroy, 1824) é uma espécie de morcego bem adaptada a vida urbana, sendo a espécie mais predada da categoria. Embora considerados raros e pouco expressivos na dieta de *T. furcata* (DELGADO-V; CALDERÓN-F, 2007; ESCARLATE-TAVARES; PESSÔA, 2005; HERNÁNDEZ-MUÑOZ; MANCINA, 2011; MASSA; TETA; CUETO, 2014), para o poleiro G localizado em área urbana do município de Pelotas, quirópteros demonstraram grande importância, correspondendo a 66,67% das presas consumidas neste local. Proporção esta semelhante ao encontrado por Romano, Biasatti e De Santis (2002) e Vargas, Landaeta e Simonetti (2002).

A relação positiva encontrada entre a presença de morcegos na dieta da coruja e a presença de áreas urbanas, pode ser explicada pelo fato de que frequentemente corujas do gênero *Tyto* utilizam como abrigo a mesma construção em que colônias de morcegos estão localizadas (ROMANO; BIASATTI; DE SANTIS, 2002). Além disso, a grande predação de morcegos em ambientes urbanizados pode estar relacionada à facilidade de caça e ao pouco gasto energético envolvido na captura, tendo em vista o comportamento predatório descrito por Romano, Biasatti e De Santis (2002), que consiste na captura de morcegos no momento em que pequenos grupos saem dos abrigos ao anoitecer. O mesmo método de predação oportunista de morcegos já foi descrito para falconídeos, onde eles foram observados próximos aos abrigos de morcegos esperando a saída dos grupos, a fim de capturá-los diretamente nas aberturas dos galpões (MARTINEZ; LEE, 2013; MIKULA et al., 2016; MIKULA; HROMADA; TRYJANOWSKI, 2013).

Quando consideramos a presença de aves na dieta de *T. furcata* encontramos igualmente uma correlação positiva da presença das mesmas a ambientes urbanos. Essa relação positiva vai de acordo ao encontrado para a espécie em outros lugares de sua distribuição, onde a predação de aves tende a aumentar conforme o aumento da urbanização (TETA; HERCOLINI; CUETO, 2012) e para outras corujas do mesmo gênero, como *T. alba*, onde Milchev (2015) encontrou que aproximadamente 70% das aves são predadas em ambientes urbanos, podendo chegar a 99% da predação do grupo em áreas urbanizadas (SIMEONOV, 1978). Além disso, a mudança de presas de roedores em ambientes rurais para aves em ambientes urbanizados, já está descrito para outras espécies de aves de rapina, onde este desvio na dieta se dá como

adaptação a escassez de roedores (KÜBLER; KUPKO; ZELLER, 2005; YALDEN, 1980).

A elevada predação de anura principalmente para as áreas D e J, ambas localizadas em área rural do município de São Lourenço do Sul, demonstra uma grande importância do grupo como presa alternativa para *T. furcata* na região do Bioma Pampa. Essa proporção de anfíbios é maior do que o descrito por Hernández-Muñoz e Mancina (2011) e Romano, Biasatti e De Santis (2002). O efeito negativo de áreas urbanas na presença de anfíbios pode se dar devido ao fato de espécies de anuros encontrados no bioma Pampa serem comumente associadas a ambientes abertos (SANTOS et al., 2008). A correlação negativa entre ambientes urbanos e a frequência de consumo de anuros diferiu ao encontrado por Delgado-V e Calderón-F (2007), onde foi descrito uma grande proporção de anuros na dieta da coruja para ambientes urbanizados na Colômbia, no entanto, os autores não encontraram uma explicação plausível para este número elevado.

Embora tenha sido constatada uma variação na dieta de *T. furcata* de acordo com o poleiro considerado, essa variação não se deve diretamente a heterogeneidade da paisagem encontrada ao redor de cada poleiro, como era o esperado inicialmente. Por outro lado, características específicas da paisagem apresentaram influência sobre a frequência de consumo de determinadas presas de *T. furcata*, onde a presença de ambientes urbanizados foi a característica mais importante.

Dentre as atividades humanas que levam a modificação do habitat, o desenvolvimento urbano é aquele que produz mudanças mais significativas para a fauna e flora, possuindo uma elevada taxa de extinção local para um grande número de

espécies nativas (KOWARIK, 1995; LUNIAK, 1994; MARZLUFF, 2001; MCKINNEY, 2002; VALE; VALE, 1976). No entanto, a urbanização pode aumentar ou diminuir a riqueza de espécies, dependendo de diversas variáveis, tais como grupo taxonômico considerado, escala espacial de análise e intensidade de urbanização (MCKINNEY, 2008), o que explicaria a importância dessa categoria de habitat na frequência de consumo das presas de *T. furcata*.

CONCLUSÃO

Com esse trabalho, concluímos que a estrutura da paisagem não está diretamente relacionada à diversidade de presas consumidas por *T. furcata*. No entanto, certos tipos de habitats podem favorecer a frequência de consumo de determinadas presas. Aparentemente, *T. furcata* adapta sua dieta de acordo com as presas disponíveis como resultado de um comportamento oportunista, apresentando uma dieta flexível.

Predadores de topo de cadeia como *T. furcata* devem ser conservados e manejados devido sua capacidade de controle de diversas espécies de animais sinantrópicos. Além disso, a expressiva predação de roedores pelas corujas quando analisamos a dieta como um todo, e o grande número de morcegos consumidos em áreas urbanas, reforça ainda mais a importância da conservação do grupo, uma vez que auxiliam no controle de espécies que podem causar conflitos com os seres humanos, tanto em ambientes rurais quanto urbanos.

REFERÊNCIAS

- ALLOUCHE, O. et al. Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 43, p. 17495–17500, 2012.
- ARAGÓN, E. E.; CASTILLO, B.; GARZA, A. Roedores en la dieta de dos aves rapaces nocturnas (*Bubo virginianus* y *Tyto alba*). n. 86, p. 29–50, 2002.
- BEGALL, S. The relationship of foraging habitat to the diet of Barn Owls (*Tyto alba*) from central Chile. **Journal of Raptor Research**, v. 39, n. 1, p. 97–101, 2005.
- BLUMSTEIN, D. T.; BOUSKILA, A. Assessment and Decision Making in Animals : A Mechanistic Model underlying Behavioral Flexibility Can Prevent Ambiguity. **Wiley on behalf of Nordic Society Oikos**, v. 77, n. 3, p. 569–576, 1996.
- BOLKER, B. M. et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009.
- BOND, G. et al. The effects of land-use and landscape structure on barn owl (*Tyto alba*) breeding success in southern England, U.K. **Landscape Ecology**, v. 20, n. 5, p. 555–566, 2004.
- BONVICINO, C. R.; BEZERRA, A. M. R. Use of Regurgitated Pellets of Barn Owl (*Tyto alba*) for Inventorying Small Mammals in the Cerrado of Central Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, n. 1, p. 1–5, 2003.
- BOSE, M.; GUIDALI, F. Seasonal and geographic differences in the diet of the barn owl in an agro-ecosystem in northern Italy. **Journal of Raptor Research**, v. 35, n. 3, p. 240–246, 2001.
- BUENO, A. DE A.; MOTTA-JUNIOR, J. C. Small Mammal Prey Selection by Two Owl Species in Southeastern Brazil. **Journal of Raptor Research**, v. 42, n. 4, p. 248–255, 2008.
- CHAVES, F. G.; ALVES, M. A. S. Teoria do forrageamento ótimo: Premissas e críticas em estudos com aves. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 2, p. 369–380, 2010.
- CHEREM, J. J. et al. Pequenos mamíferos (Didelphimorphia, Chiroptera e Rodentia) em egagropilos de *Tyto furcata* (coruja-das-igrejas) (Aves, Tytonidae) do sul do Brasil. **Biotemas**, v. 31, n. 3, p. 43–58, 2018.
- CLINT W. BOAL. Urban Raptor Communities: Why Some Raptors and Not Others Occupy Urban Environments. In: BOAL, C. W.; DYKSTRA, C. R. (Eds.). . **Urban Raptors: Ecology and Conservation of Birds of Prey in Cities**. Washington. p. 36–50.

CORDEIRO, J. L. P.; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. DE P. et al. (Eds.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 285–299.

COWLEY, M. J. R. et al. Density–distribution relationships in British butterflies. I. The effect of mobility and spatial scale. **Journal of Animal Ecology**, v. 70, p. 410–425, 2001.

DE SANTIS, L. J. M. et al. Explotación del recurso trófico por la lechuza de los campanarios (*Tyto alba*) en el oeste de Chubut, Argentina. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 29, n. 1, p. 43–47, 1994.

DELGADO-V, C. A.; CALDERÓN-F, D. La dieta de la lechuza común *Tyto alba* (Tytonidae) en una localidad urbana de Urabá, Colombia. **Boletín SAO**, v. 17, n. 2, p. 94–97, 2007.

ESCARLATE-TAVARES, F.; PESSÔA, L. M. Bats (Chiroptera , Mammalia) in Barn Owl (*Tyto alba*) Pellets in Northern Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Mastozoología Neotropical**, v. 12, n. 1, p. 61–67, 2005.

FONSECA, P. H. M. et al. Registro de predação de *Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1758) (Mammalia: Lagomorpha) por *Tyto furcata* (Strigiformes: Tytonidae) na região de Peirópolis, Uberaba (MG, Brasil). **Atualidades Ornitológicas**, n. 184, p. 18–19, 2015.

GILBERT, B. M.; MARTIN, L. D.; SAVAGE, H. G. **Avian osteology**. Bone Books, 1981.

GREGORIN, R.; TADDEI, V. A. Chave artificial para a identificação de Molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). **Mastozoología Neotropical**, v. 9, n. 1, p. 13–32, 2002.

HERNÁNDEZ-MUÑOZ, A.; MANCINA, C. A. La dieta de la lechuza (*Tyto alba*) (Aves: Strigiformes) en hábitats naturales y antropogénicos de la región central de Cuba. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 82, p. 217–226, 2011.

HINDMARCH, S. et al. Do landscape features predict the presence of barn owls in a changing agricultural landscape? **Landscape and Urban Planning**, v. 107, n. 3, p. 255–262, 2012.

HINDMARCH, S.; ELLIOTT, J. E. A specialist in the city: the diet of barn owls along a rural to urban gradient. **Urban Ecosystems**, v. 18, n. 2, p. 477–488, 2014.

HORTAL, J. et al. Island Species Richness Increases with Habitat Diversity. **The American Naturalist**, v. 174, n. 6, p. E205–E217, 2009.

HORVÁTH, A.; MORVAI, A.; HORVÁTH, G. F. Food-niche pattern of the Barn Owl (*Tyto alba*) in intensively cultivated agricultural landscape. **Ornis Hungarica**, v. 26, n. 1, p. 27–40, 2018.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold spring harbor symposium on quantitative biology**, v. 22, p. 415–427, 1957.

JOHNSON, A. R. et al. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes | SpringerLink. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 1, p. 63–75, 1992.

KORPIMÄKI, E. Diet composition, prey choice, and breeding success of Long-eared Owls: effects of multiannual fluctuations in food abundance. **Canadian Journal of Zoology**, v. 70, p. 2373–2381, 1992.

KORPIMÄKI, E. et al. Dynamic effects of predators on cyclic voles: Field experimentation and model extrapolation. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 269, p. 991–997, 2002.

KOWARIK, I. On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: PYSEK, P. et al. (Eds.). . **Plant Invasions: General Aspects and Special Problems SPB**. Amsterdam, The Netherlands: Academic Publishing, 1995. p. 85–103.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. Menlo Park, California: Benjamin/Cummings, 1999.

KÜBLER, S.; KUPKO, S.; ZELLER, U. The kestrel (*Falco tinnunculus* L.) in Berlin: Investigation of breeding biology and feeding ecology. **Journal of Ornithology**, v. 146, p. 271–278, 2005.

LEMOS, H. DE M. et al. Barn Owl pellets (*Aves: Tyto furcata*) reveal a higher mammalian richness in the Restinga de Jurubatiba National Park, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 2, 2015.

LONGLAND, W. S.; PRICE, M. V. Direct Observations of Owls and Heteromyid Rodents: Can Predation Risk Explain Microhabitat Use? **Ecology**, v. 72, n. 6, p. 2261–2273, 1991.

LUNIAK, M. The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. **Memorabilia Zoologica**, v. 49, p. 257–267, 1994.

MAGRINI, L.; FACURE, K. Barn owl (*Tyto alba*) predation on small mammals and its role in the control of hantavirus natural reservoirs in a periurban area in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 733–740, 2008.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Curitiba: Editora UFPR, 2013.

MANCINI, M. C. S. et al. *Tyto furcata* (Tytonidae: Strigiformes) pellets: tools to access the richness of small mammals of a poorly known Caatinga area in northeast Brazil. **Mammalia**, 2018.

- MARTINEZ, S. G.; LEE, T. E. Predation On Mexican Free-Tailed Bats (*Tadarida brasiliensis*) By Merlin (*Falco columbarius*). **The Southwestern Naturalist**, v. 58, n. 4, p. 508–512, 2013.
- MARZLUFF, J. M. Worldwide urbanization and its effects on birds. In: **Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World**. p. 19–47.
- MASSA, C.; GABELLI, F. M.; CUETO, G. R. Using Gps Tracking To Determine Movement Patterns and Foraging Habitat Selection of the Common barn-owl (*Tyto alba*). **Hornero**, v. 30, n. 1, p. 7–12, 2015.
- MASSA, C.; TETA, P.; CUETO, G. Bat predation by Barn Owls (*Tyto alba*) in central-eastern Argentina. **Chiroptera Neotropical**, v. 20, n. 2, p. 1292–1296, 2014.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity and Conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 883–890, 2002.
- MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 2, p. 161–176, 2008.
- MEYROM, K. et al. Nest-Box use by the Barn Owl *Tyto alba* in a Biological Pest Control Program in the Beit She'an Valley, Israel. **Ardea**, v. 97, n. 4, p. 463–467, 2009.
- MIKULA, P. et al. Bats as prey of diurnal birds: a global perspective. **Mammal Review**, v. 46, p. 160–174, 2016.
- MIKULA, P.; HROMADA, M.; TRYJANOWSKI, P. Bats and Swifts as food of the European Kestrel (*Falco tinnunculus*) in a small town in Slovakia. **Ornis Fennica**, v. 90, p. 178–185, 2013.
- MILCHEV, B. Diet of Barn Owl *Tyto alba* in Central South Bulgaria as influenced by landscape structure. **Turkish Journal of Zoology**, v. 39, n. 5, p. 933–940, 2015.
- MIRANDA, J. M. D.; BERNARDI, I. P.; PASSOS, F. C. **Chave ilustrada para a determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil**. Curitiba: João M.D. Miranda, 2011.
- MORENO, J. A. Clima do Rio Grande do Sul. **Boletim Geográfico do Estado do Rio Grande do Sul**, n. 11, p. 49–83, 1961.
- MOTTA-JUNIOR, J. C.; ALHO, C. J. R. Ecologia alimentar de *Athene cunicularia* e *Tyto alba* (Aves: Strigiformes) nas Estações Ecológica de Jataí e Experimental de Luiz Antonio, SP. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Eds.). **Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA editora, 2000. v. 1p. 303–315.
- MOTTA-JUNIOR, J. C.; TALAMONI, S. A. Biomassa de presas consumidas por *Tyto alba* (Strigiformes: Tytonidae) durante a estação reprodutiva no Distrito Federal. **Ararajuba**, v. 4, n. 1, p. 38–41, 1996.

- PARTRIDGE, L. Habitat selection. In: KREBS, J. R.; DAVIES, N. B. (Eds.). . **Behavioural ecology: an evolutionary approach**. London: Blackwell, 1978. p. 351–376.
- ROCHA, R. G. et al. Small mammals in the diet of barn owls, *Tyto alba* (Aves: Strigiformes) along the mid-Araguaia river in central Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 6, p. 709–716, 2011.
- ROMANO, M.; BIASATTI, R.; DE SANTIS, L. Dieta de *Tyto alba* en una localidad urbana y otra rural en la Región Pampeana Argentina. **Hornero**, v. 17, n. 1, p. 25–29, 2002.
- RYALL, K. L.; FAHRIG, L. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. **Ecology**, v. 87, n. 5, p. 1086–1093, 2006.
- SÁNDOR, A. D. The Summer Diet of Barn Owl (*Tyto alba*) (Aves : Strigiformes) in the Southern Part of Danube Delta Biosphere Reserve. **Acta Zoologica Bulgarica**, v. 61, n. 1, p. 87–92, 2009.
- SANTOS, T. G. DOS et al. Distribuição temporal e espacial de anuros em área de Pampa, Santa Maria, RS. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 98, n. 2, p. 244–253, 2008.
- SCHEIBLER, D.; CHRISTOFF, A. Habitat associations of small mammals in southern Brazil and use of regurgitated pellets of birds of prey for inventoring a local fauna. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 619–625, 2007.
- SEPLAN. **Hipsometria e unidades geomorfológicas**. Disponível em: <<http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br>>. Acesso em: 30 set. 2016.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- SIMEONOV, S. Über die Nahrung der Schleiereule (*Tyto alba* Scopoli) in einigen Gegenden Bulgariens. **Ecology, Sofia**, v. 4, p. 65–71, 1978.
- SOUZA, D. P. et al. Small mammals in Barn Owl (*Tyto alba* - Aves, Strigiformes) pellets from Northeastern Brazil, with new records of Gracilinanus and Cryptonanus (Didelphimorphia, Didelphidae). **Mammalian Biology**, v. 75, n. 4, p. 370–374, 2010.
- STEPHENS, D. W.; KREBS, J. R. **Foraging theory**. Princeton: Princeton Univ. Press, 1986.
- SZÉP, D.; KLEIN, Á.; PURGER, J. J. The prey composition of the Barn Owl (*Tyto alba*) with respect to landscape structure of its hunting area (Zala County, Hungary). **Ornis Hungarica**, v. 25, n. 2, p. 51–64, 2017.
- TABERLET, P. An estimation of the average foraging radius of the barn owl *Tyto alba* based upon rejection pellets analysis. 1983.

TAYLOR, I. **Barn owls: predator-prey relationships and conservation**. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994.

TEAM, T. R. D. C. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2015. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

TETA, P.; HERCOLINI, C.; CUETO, G. Variation in the diet of western Barn Owls (*Tyto alba*) along an urban-rural gradient. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 124, n. 3, p. 589–596, 2012.

TEWS, J. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79–92, 2004.

TULIS, F. et al. Responses of the long-eared owl *Asio otus* diet and the numbers of wintering individuals to changing abundance of the common vole *Microtus arvalis*. **Biologia (Poland)**, v. 70, n. 5, p. 667–673, 2015.

VALE, T. R.; VALE, G. R. Suburban Bird Populations in West-Central California. **Journal of Biogeography**, v. 3, n. 2, p. 157–165, 1976.

VARGAS, J.; LANDAETA, C.; SIMONETTI, J. A. Bats as prey of Barn Owls (*Tyto alba*) in a tropical Savanna in Bolivia. **Journal of Raptor Research**, v. 36, n. 2, p. 146–148, 2002.

WINK, M. et al. Molecular Phylogeny and systematics of the owls (Strigiformes). In: KÖNIG, C.; WEICK, F. (Eds.). . **Owls of the world**. 2. ed. [s.l.] A&C Black, 2008. p. 42–63.

YALDEN, D. W. Notes on the diet of urban kestrels. **Bird Study**, v. 27, n. 4, p. 235–238, 1980.