



INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

PATRÍCIA PALUDO

**A INFLUÊNCIA DA PAISAGEM SOBRE A OCORRÊNCIA LOCAL DE AVES
CAMPESTRES DO PAMPA: MODELANDO A OCUPAÇÃO ATRAVÉS DA DETECÇÃO
ACÚSTICA**

PORTO ALEGRE

2021

PATRÍCIA PALUDO

**A INFLUÊNCIA DA PAISAGEM SOBRE A OCORRÊNCIA LOCAL DE AVES
CAMPESTRES DO PAMPA: MODELANDO A OCUPAÇÃO ATRAVÉS DA DETECÇÃO
ACÚSTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Biologia Animal.

Área de concentração: Biologia e Comportamento Animal - Ecologia Animal

Orientadora: Profa. Dra. Maria João Ramos Pereira

Coorientador: Dr. André Luís Luza

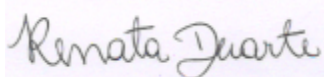
PORTO ALEGRE

2021

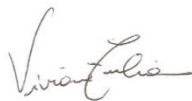
PATRÍCIA PALUDO

A INFLUÊNCIA DA PAISAGEM SOBRE A OCORRÊNCIA LOCAL DE AVES CAMPESTRES
DO PAMPA: MODELANDO A OCUPAÇÃO ATRAVÉS DA DETECÇÃO ACÚSTICA

BANCA EXAMINADORA



Dra. Renata Duarte Alquezar de Oliveira, CEMAVE



Dra. Viviane Zulian, NC State University



Dr. Ismael Franz, UFRGS

Aprovada em 26 de outubro de 2021.

CIP - Catalogação na Publicação

Paludo, Patricia

A influência da paisagem sobre a ocorrência local de aves campestres do Pampa: modelando a ocupação através da detecção acústica / Patricia Paludo. -- 2021.

70 f.

Orientadora: Maria João Ramos Pereira.

Coorientadora: André Luís Luza.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Porto Alegre, BR-RS, 2021.

1. Ornitologia. 2. Bioacústica. 3. Ecologia. 4. Dinâmica populacional. I. Ramos Pereira, Maria João, orient. II. Luza, André Luís, coorient. III. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

A quem possa interessar.

“Quando as aves falam com as pedras e as rãs com as águas – é de poesia que estão falando.”

Manoel de Barros, 1991.

AGRADECIMENTOS

Concluir uma dissertação, não é uma tarefa fácil. O percurso foi longo e ao longo, também muitas pessoas passaram por ele e contribuíram para que fosse possível. Sou grata a todas e todos que contribuíram de forma técnica e científica para que essa dissertação fosse concluída, mas também a quem me deu amparo emocional durante essa etapa.

À minha orientadora Profa. Dra. Maria João Ramos Pereira por ter sempre me apoiado quando precisava e me ensinado quando possível. Aprendi muito ao longo dessa parceria que começou desde a graduação e que acrescentou muito à minha formação científica. Obrigada!

Ao meu coorientador Dr. André Luís Luza, que contribui de forma significativa com suas habilidades analíticas, escrita e muita energia ao longo do processo.

Ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal (PPGBAN) da UFRGS. Aprendi muito nos seminários, me diverti muito nas confraternizações (presenciais ou online) e fiz muitas amizades. O Programa também me propiciou participar da representação discente e atuar na esfera micropolítica, o qual levarei para toda a minha formação.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela bolsa de estudos que possibilitou a dedicação integral ao programa de pós-graduação e a operacionalização do estudo.

Às pessoas que foram a campo e fizeram esse trabalho possível: Msc. Cíntia da Costa, Dra. Flávia Pereira Tirelli, Msc. Erika Sant'Anna Petzhold, BSc, Marcelo Gehlen de Oliveira, Dra. Adriana Arias Aguilar, MSc. Danielle Franco, MSc. Dênis Sana e Profa. Dra. Maria João Ramos Pereira. Serei eternamente grata também, às pessoas que nos permitiram entrar em suas residências e propriedades, nos trataram com gentileza e compartilharam chimarrão, risadas e refeições conosco. Muito obrigada!

À Profa. Dra. Sandra Hartz e ao Dr. Murilo Guimarães, pelas sugestões generosas como banca de acompanhamento.

À Dra. Viviane Zulian, à Dra. Renata Duarte Alquezar de Oliveira e ao Prof. Dr. Ismael Franz por terem aceitado o convite e contribuírem para o aperfeiçoamento desta pesquisa.

À todas professoras e professores que cruzaram meu percurso acadêmico na pós-graduação. Vocês tiveram uma importância significativa na minha formação enquanto cientista.

Ao Laboratório de Evolução, Sistemática e Ecologia de Aves e Mamíferos (BIMA-Lab) pelas refeições compartilhadas, cafezinhos pós-almoço, confraternizações, prévias e seminários, sempre embebidos em muita ciência, mas também repletos de boas gargalhadas e abraços afetuosos.

Às organizações as quais tive a honra de integrar ao longo dessa trajetória: Organização do XXVII Congresso Brasileiro de Ornitologia (CBO), 500 Women Scientists - Pod Porto Alegre, Rede Kunhã Asé de Mulheres na Ciência e Grupo de Estudos em Ecofeminismo.

À minha psicóloga pelo acompanhamento, apoio e reflexões.

Aos familiares, amigas e amigos por todo o suporte e afeto em momentos tão difíceis. Nada foi mais reconfortante que os poucos abraços trocados, a partilha de refeições e as risadas online em um período de distâncias não-geográficas.

E ao MSc. Mateus Camana, pelas trocas, pelos afetos, pelo apoio, pela segurança, pelas risadas, pelas partilhas, por tudo que vivemos e por aquilo que ainda virá. Muito obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO	10
ABSTRACT.....	12
INTRODUÇÃO GERAL.....	14
<i>Vulnerabilidade global e regional dos ecossistemas campestres às mudanças na paisagem</i>	14
<i>Declínio populacional das aves campestres e requerimentos ecológicos</i>	14
<i>Monitoramento acústico passivo</i>	16
<i>Modelos hierárquicos de ocupação de sítios</i>	18
<i>Objetivo, hipótese e predições</i>	19
<i>Estrutura da dissertação</i>	20
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20
CAPÍTULO 1	26
CONCLUSÃO GERAL.....	27
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	28

RESUMO

As atividades humanas têm alterado consideravelmente as paisagens campestres, arbustivas e savanóides em todo o globo, colocando em risco a biodiversidade e uma série de serviços que os ecossistemas com vegetação aberta fornecem às sociedades humanas. As altas taxas de conversão da vegetação campestre para monocultivos e o baixo nível de proteção impõem um sério grau de ameaça aos ecossistemas campestres sul-americanos. Um exemplo crítico é o Pampa brasileiro, onde 54% da vegetação original já foi convertida para outros usos e somente 3.23% de sua área é protegida por algum tipo de Unidade de Conservação. As aves campestres estão entre os organismos mais vulneráveis à perda de cobertura dos campos nativos, pois alterações na estrutura e heterogeneidade da vegetação podem ter um efeito negativo sobre as populações a longo-prazo, reduzindo o sucesso reprodutivo e chance de alocação de ninhos para muitas espécies de aves que nidificam no solo ou próximo a ele. Neste estudo, ajustamos dados de monitoramento acústico de aves campestres do sul do Brasil a modelos hierárquicos de ocupação de sítios para estimar a influência de características da paisagem (classes de cobertura e uso da terra) sobre a probabilidade de ocorrência de quatro espécies de aves campestres, considerando a detecção imperfeita: *Ammodramus humeralis*, *Emberizoides herbicola*, *Leistes superciliaris* e *Zonotrichia capensis*. Como o comportamento reprodutivo parece ser um determinante importante da ocorrência local das aves, hipotetizamos uma diferença interespecífica na probabilidade de ocorrência local em função das características da paisagem, sendo esta diferença mediada pelo comportamento reprodutivo das aves. Nosso estudo foi conduzido em 69 sítios amostrais no Pampa brasileiro, nos municípios de Alegrete, Cacequi, Rosário do Sul e Quaraí, no Rio Grande do Sul, Brasil. As localidades variaram no tipo de cobertura e uso do solo, desde áreas de campo nativo com diferentes graus de pastejo (de ausente a intensivo), florestas ripárias ao longo de riachos, lavouras de culturas anuais (principalmente soja e arroz) e talhões de silvicultura (principalmente eucalipto). Para análise dos dados utilizamos Modelos Hierárquicos de Ocupação de Sítios para modelar 1) processos biológicos que determinam a probabilidade de ocupação de sítios em função das características ambientais do sítio (e.g., composição de paisagem) e 2) processos observacionais que determinam a nossa capacidade de detectar uma espécie em um sítio verdadeiramente ocupado (e.g., temperatura, umidade relativa do ar, área de detecção acústica ou visual), que corresponde à probabilidade de detecção. Utilizamos o modelo *single-season, single-species* e para cada espécie focal construímos três modelos com base em diferentes predições para a ocupação de sítios: 1) nulo, ou seja, nenhuma variável tem influência sobre a

probabilidade de ocupação de sítios pela espécie; 2) a cobertura de campo influencia a probabilidade de ocupação de sítios pela espécie e 3) todas as classes de cobertura (campo, agricultura e arbórea) influenciam a probabilidade de ocupação de sítios pela espécie. Os modelos de detecção incluíram as variáveis temperatura, umidade, e área de detecção. Os modelos foram escritos em linguagem BUGS e analisamos o ajuste de cada modelo através do Bayesian p -value (BPV). Registramos 16.396 intervalos acústicos correspondentes a 273 horas de registros. A espécie mais detectada foi *Zonotrichia capensis* e aquela com menor número de detecções foi *Emberizoides herbicola*. A análise dos modelos mostrou que todos os modelos tiveram um BPV próximo a 0.5. O modelo Campo foi o mais suportado pelos dados de *Ammodramus humeralis*, o modelo nulo foi o mais suportado pelos dados de *Zonotrichia capensis* e o modelo completo foi o mais suportado pelos dados de *Leistes superciliaris* e *Emberizoides herbicola*. Quanto à detecção, a temperatura apresentou efeito negativo sobre a probabilidade de detecção de *Z. capensis*, ao passo que a área de detecção revelou efeito positivo sobre a probabilidade de detecção de *A. humeralis* e *E. herbicola*. Os nossos resultados suportam parcialmente a predição de que a ocupação de sítios de espécies de aves campestres está fortemente associada aos seus atributos de nidificação. Contudo, as respostas distintas em termos de probabilidade de ocupação pelas espécies podem resultar da diversidade estrutural dos campos. Espécies campestres que nidificam no solo ou próximo a ele certamente dependerão da altura da vegetação, da pressão de predação e de uma série de características chave para o processo reprodutivo. No que tange à detecção, o uso do monitoramento acústico passivo (PAM) nos permitiu um grande esforço amostral e a potencial reprodutibilidade das análises acústicas e da modelagem. Nesse sentido, muito esforços ainda são necessários para a compreensão da relação entre a ocorrência das espécies campestres no bioma Pampa e a paisagem. Tendo em vista que a vulnerabilidade dos ecossistemas campestres é de extrema relevância compreender as respostas ecológicas às alterações na paisagem e a partir disso subsidiar técnico-cientificamente estratégias efetivas de manejo agropecuária e conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Ecossistemas campestres, modelos hierárquicos, monitoramento acústico passivo, ocorrência.

ABSTRACT

Human activities have significantly altered grasslands, shrubs and savannah landscapes across the globe, jeopardizing biodiversity, and a range of services that ecosystems with open vegetation provide to humans. The high rates of conversion of grassland vegetation to monocultures and the low level of protection pose serious threats to South American grassland ecosystems. A critical example is the Brazilian Pampa, where 54% of the original vegetation has already been converted to other uses and only 3.23% of its area is in Protected Areas. Grassland birds are among the most vulnerable organisms to loss of native grasslands, as changes in vegetation structure and heterogeneity can have a negative effect on populations in the long term, reducing reproductive success and the chance of nesting for many species of birds that nest on or near the ground. In this study, we fit data from acoustic monitoring of grassland birds from southern Brazil to hierarchical site occupancy models to estimate the influence of landscape features (land cover and land use) on the probability of occurrence of four grassland birds, considering imperfect detection: *Ammodramus humeralis*, *Emberizoides herbicola*, *Leistes superciliaris* and *Zonotrichia capensis*. As reproductive behavior seems to be an important determinant of the local occupancy of birds, we hypothesized an interspecific difference in the probability of site occupancy as a function of landscape characteristics, with this difference mediated by the reproductive behavior of birds. Our study was conducted in 69 sample sites in Pampa, in the municipalities of Alegrete, Cacequi and Quaraí, Rio Grande do Sul, Brazil. Sampling sites in the type of cover and land use, from native grassland areas with different degrees of grazing (from absent to intensive), riparian forests along streams, annual crop plantations (mainly soy and rice) and forestry plots (mainly eucalyptus). For data analysis we used Hierarchical Site Occupation Models to model 1) biological processes that determine the probability of site occupation as a function of the environmental characteristics of the site (e.g., landscape composition) and 2) observational processes that determine our ability to detect a species in a truly occupied site (e.g., temperature, relative humidity, acoustic or visual detection area), which corresponds to the probability of detection. We used the single-season, single-species model and for each focal species we built three models based on different predictions for site occupation: 1) null, that is, no variable influences the probability of site occupancy by the species; 2) field coverage influences the probability of occupancy of sites by the species and 3) all classes of coverage (field, agriculture and arboreal) influence the probability of occupancy of sites by the species. The detection models included the variables temperature, humidity, and detection area. The models were written in BUGS language, and we analyzed the fit of

each model through the Bayesian p-value (BPV). We recorded 16.396 acoustic intervals corresponding to 273 hours of recordings. The most detected species was *Z. capensis* and the one with the lowest number of detections was *E. herbicola*. All models presented BPV close to 0.5. The Campo model was most supported by data from *A. humeralis*, the null model was most supported by data from *Z. capensis*, and the complete model was most supported by data from *L. superciliaris* and *E. herbicola*. As for detection, temperature had a negative effect on the probability of detection of *Z. capensis*, while the detection area had a positive effect on the probability of detection of *A. humeralis* and *E. herbicola*. Our results partially support the prediction that the occupancy of grassland bird species sites is strongly associated with their nesting attributes. However, the different responses in terms of probability of occupancy by species may result from the structural grassland diversity. Grassland species that nest on or near the ground will certainly depend on the height of the vegetation, predation pressure, and several key characteristics for their reproductive process. Regarding detection, the use of passive acoustic monitoring (PAM) allowed us a great sampling effort and the potential reproducibility of acoustic analysis and modeling. In this sense, much effort is still needed to understand the relationship between the occurrence of grassland species in the Pampa biome and the landscape. Due to the vulnerability of grassland ecosystems, it is extremely important to understand the ecological responses to changes in the landscape and, based on that, to technically and scientifically support effective strategies for agricultural management and biodiversity conservation.

Keywords: Grassland ecosystems, hierarchical models, passive acoustic monitoring, species occurrence.

INTRODUÇÃO GERAL

Vulnerabilidade global e regional dos ecossistemas campestres às mudanças na paisagem

As atividades humanas têm alterado consideravelmente as paisagens campestres, arbustivas e savanóides em todo o globo, colocando em risco a biodiversidade e uma série de serviços que os ecossistemas com vegetação aberta fornecem às sociedades humanas (Hoekstra *et al.*, 2005; Newbold *et al.*, 2016). Newbold e colaboradores (2016) alertam que as atividades humanas já ultrapassam os limiares de tolerância à recuperação de grande parte dos biomas do globo. Conforme evidenciado por Hoekstra e colaboradores (2005), 21.8% da paisagem do planeta já foi modificada por atividades humanas e as ecorregiões campestres de regiões temperadas são as mais afetadas pela influência humana, com 23.6% de sua área natural já convertida e somente 11.9% incluídos em áreas protegidas.

As altas taxas de conversão da vegetação campestre para monocultivos, como soja, milho e arroz (Oliveira *et al.* 2017; Kuplich *et al.* 2018), a perda de habitat e o baixo nível de proteção (Overbeck *et al.*, 2007, 2015) impõem um sério grau de ameaça aos ecossistemas campestres sul americanos. Ainda, para Jarvis e colaboradores (2010), dentre as principais ameaças enfrentadas pelos ecossistemas campestres, savânicos e arbustivos tropicais e subtropicais, é possível destacar incêndios de grande intensidade e dimensão, infra estruturas rodoviárias e ferroviárias, e a pressão de pastejo exercida por animais domésticos. Um exemplo crítico é o Pampa brasileiro, que é composto por formações campestres majoritariamente na metade sul do RS, representando 63% do território do estado e 2,07% do território nacional, onde 54% da vegetação original já foi convertida para outros usos (Souza *et al.*, 2020) e somente 3.23% de sua área é protegida por algum tipo de Unidade de Conservação (Palazzi, 2018; Ribeiro *et al.*, 2021).

Declínio populacional das aves campestres e requerimentos ecológicos

As aves campestres estão entre os organismos mais vulneráveis à perda de cobertura dos campos nativos, uma vez que necessitam destes ambientes durante alguma etapa do seu ciclo de vida (Vickery *et al.*, 1999). Muitas espécies de aves têm sofrido acentuado declínio populacional nas últimas décadas, decorrente da conversão de ecossistemas campestres para usos agropecuários (Askins *et al.*, 2007; Correll *et al.*, 2019; Murphy, 2003; Sauer *et al.*, 2013). Na América do Sul, o cenário não é diferente: de acordo com Azpiroz e colaboradores (2012), as aves dos campos subtropicais e temperados contam com 22

espécies globalmente ameaçadas e muitas outras já sofreram extinções locais resultantes da perda e fragmentação desse habitat.

Um dos principais fatores que conduz à perda e à fragmentação de habitat é a expansão de monocultivos (agricultura e silvicultura) nas formações campestres, que tem levado à redução na abundância e na área de ocorrência das espécies (Filloy and Bellocq 2007; Azpiroz and Blake 2009; Da Silva et al. 2015 (1); Da Silva et al. 2015 (2), Jacoboski et al. 2019) A pecuária tem um efeito controverso sobre as aves: a pecuária de baixa intensidade parece não afetar a riqueza local de espécies, comportando espécies características das formações campestres sul-americanas e até ameaçadas (Develey et al. 2008; Da Silva et al. 2015; Fontana et al. 2016), mas o aumento da intensidade de pastejo por ungulados tende a alterar a estrutura e heterogeneidade da vegetação (Luza et al., 2014). Alterações na estrutura e heterogeneidade da vegetação podem ter um efeito negativo sobre as populações a longo-prazo, pois resulta na redução no sucesso reprodutivo e chance de alocação de ninhos para um grande número de espécies de aves que nidificam no solo ou próximo a ele (Cozzani e Zalba 2009). Nesse sentido, um balanço entre pressão de pastejo e fragmentação de habitat é necessário para a persistência das populações e comunidades nos ecossistemas campestres, pois irá afetar o sucesso reprodutivo das espécies (Murphy 2003; Jacoboski et al. 2019).

Na escala espacial local, a composição, densidade, e estabilidade da vegetação são fatores decisivos para a seleção de sítios para nidificação e para o sucesso reprodutivo de aves campestres (Vickery et al. 1999; Shew et al. 2019) Mesmo algumas espécies que nidificam no solo necessitam de gramíneas altas para a sua reprodução, pois elas permitem que o ninho fique camuflado e não seja predado (Cozzani e Zalba 2009; Allen 2020). Campos sob intensa herbivoria e pisoteio por ungulados não fornecem estruturas vegetais propícias para a construção e camuflagem de ninhos, tornando a prole vulnerável à predação (Azpiroz et al., 2012). Espécies que nidificam no solo - como é o caso do tico-tico-do-campo *Ammodramus humeralis* (Bosc, 1792) (Figura 1A) - são em geral abundantes nas formações campestres sul-americanas (Isacch e Martínez† 2001; Da Silva et al. 2015), pois tem preferência por campos secos com gramíneas e ciperáceas baixas [um hábitat comum na sua área de ocorrência] (Sick 1997; Marcondes-Machado 1988). O canário-do-campo *Emberizoides herbicola* (Vieillot, 1817) (Figura 1B) tem preferência por áreas de pastagens altas, secas ou úmidas (Rodrigues et al. 2009; Marini et al. 2014), sendo a estrutura da vegetação alta e desenvolvida um elemento chave para ocorrência local da espécie. A polícia-inglesa-do-sul *Leistes superciliaris* (Bonaparte, 1850) (Figura 1C),

que também nidifica no solo, é uma espécie que apresenta preferência por campos úmidos, como áreas de banhado (Sick 1997). Outras espécies, porém, parecem ser menos exigentes, como o tico-tico *Zonotrichia capensis* (Statius Muller, 1776) (Figura 1D), que habita paisagens abertas, campos de cultura, e até áreas antropizadas (Sick 1997). Essa espécie nidifica no solo, em arbustos e árvores, tem ampla ocorrência nos ecossistemas campestres e apresenta alta abundância em campos com vegetação alta (Miller e Miller 1968; King 1973; Sick 1997; Isacch e Martínez† 2001).

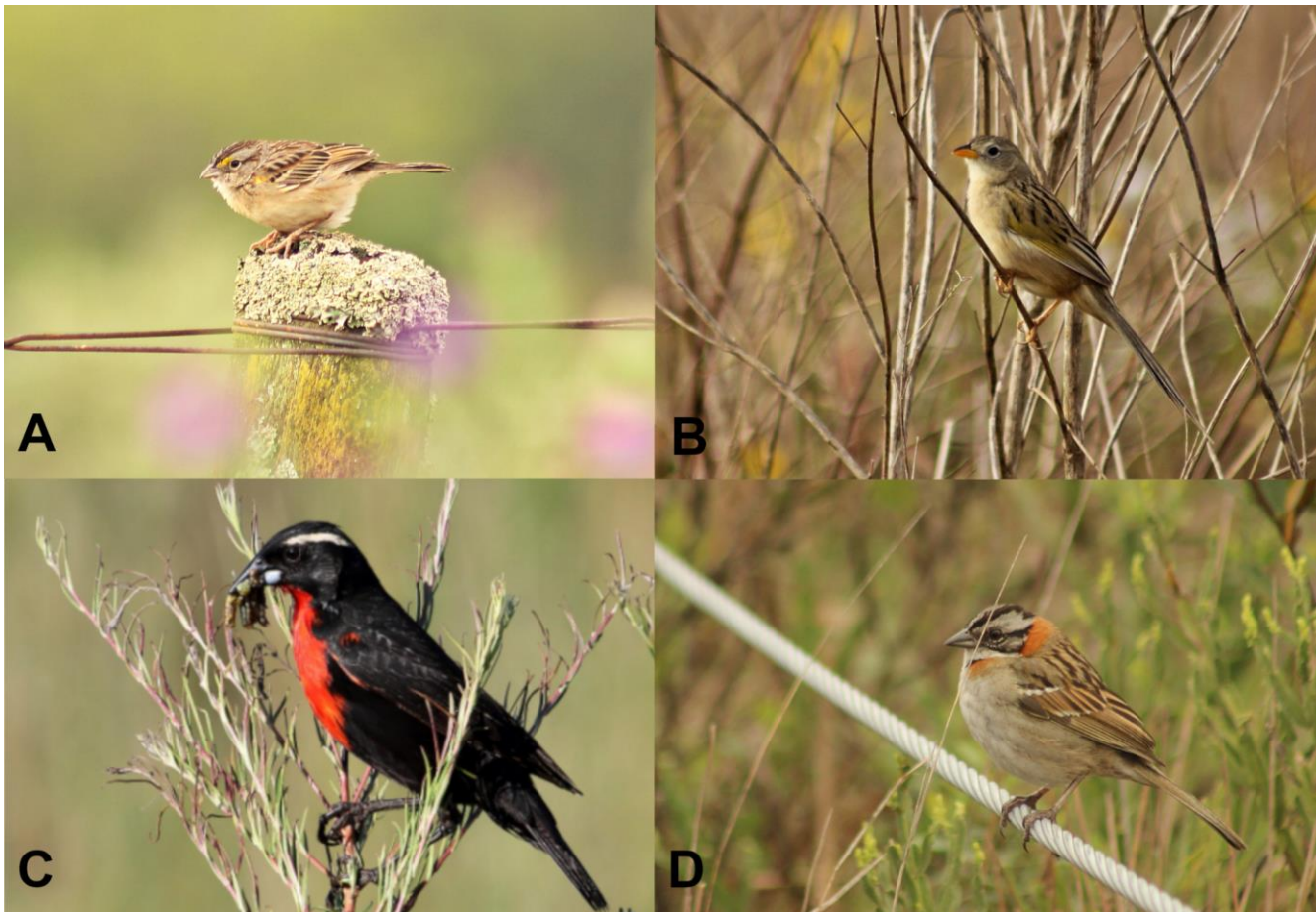


Figura 1. Exemplos de aves campestres com ocorrência no Pampa: A) *Ammodramus humeralis* (nidifica no solo); B) *Emberizoides herbicola* (nidifica próximo ao solo); C) *Leistes superciliaris* (nidifica no solo); e D) *Zonotrichia capensis* (nidifica no solo, arbustos e árvores). Fotos A, B e D por Jonas Rosoni e Foto C por Glayson Bencke.

Monitoramento acústico passivo

Para compreender o impacto das alterações nas dinâmicas populacionais é preciso monitorar as populações, o que é um desafio para espécies de aves que são inconspícuas, raras ou difíceis de serem

detectadas por métodos tradicionais, principalmente em ambientes abertos. Nesse sentido, o monitoramento acústico passivo (PAM) para coleta de dados, tem sido uma alternativa promissora para a detecção das espécies em comparação com os métodos tradicionais (Scott Brandes 2008; Penar et al. 2020) (Figura 2). O monitoramento com o uso de gravadores autônomos programados (ARU) é um método não-invasivo que permite cobrir extensas áreas simultaneamente e por períodos longos (Bardeli et al. 2010; Blumstein et al. 2011; Campos-Cerqueira e Aide 2016; Gibb et al. 2019; Sugai et al. 2019). Quando comparado com métodos acústicos tradicionais como ponto-de-escuta e transecções, tem apresentado eficiência igual ou superior no registro de espécies (Celis-Murillo et al. 2012; Alquezar et al. 2015; Darras et al. 2018, 2019). Além disso, o registro acústico das espécies reduz a necessidade de especialistas em campo para a documentação e identificação *in situ* e permite a reanálise dos sons duvidosos e a reprodutibilidade dos resultados (Carlos et al. 2010; Gonçalves e Ferraz 2016; Gibb et al. 2019).



Figura 2. Exemplo de equipamento e disposição em campo utilizados para monitoramento acústico passivo. A) Gravador do tipo Audiomoth; B) Caixas de proteção contra intempéries para os gravadores; C) Gravador disposto em estruturas arbóreas em ambiente campestre.

Detectar acusticamente as aves em campo pode representar um grande desafio, pois a detecção depende de muitas variáveis que são difíceis de controlar: os ruídos de fundo, vocalizações de taxa não-focais e condições meteorológicas podem impedir ou dificultar a propagação do som no ar (Alldredge, et al. 2007; Guillera-Arroita 2017). Especificamente, o horário de atividade das espécies, a atenuação do som pelas condições microclimáticas, elevação, relevo e distância da fonte emissora (Thomas *et al.*, 2020), assim como a interação do som com os elementos da paisagem, por exemplo a estrutura da vegetação, criam um espaço (e um tempo) disponível para que os sons sejam detectados (“sound detection space”) (Darras *et al.*, 2016).

Modelos hierárquicos de ocupação de sítios

Outro desafio é como lidar com a incerteza gerada pela coleta de dados, que se expressa nos dados através de falsos negativos e falsos positivos, que ocorrem quando não detectamos as espécies mesmo que elas estejam presentes nos sítios amostrados ou detectamos as espécies quando não estão presentes, respectivamente. Uma alternativa analítica frequentemente utilizada para tirar conclusões biologicamente relevantes sobre um determinado sistema de estudo, e ao mesmo tempo lidar com a incerteza no processo de observação das espécies, é a modelagem hierárquica, mais especificamente os Modelos Hierárquicos de Ocupação de Sítios (Mackenzie *et al.*, 2002). Eles nos permitem modelar os 1) processos biológicos que determinam a probabilidade de ocupação de sítios (Ψ) por uma espécie em função das características ambientais do sítio (*e.g.*, composição de paisagem), e 2) processos observacionais que determinam nossa capacidade de detectar uma espécie em um sítio verdadeiramente ocupado (p) em função de fatores como *e.g.*, a temperatura e umidade relativa do ar no momento de coleta de dados, a área disponível para detecção dos sons, dentre outros (Mackenzie e Royle 2005; Guillera-Arroita 2017; Palacio 2018). Para separar estes dois processos, temos que realizar visitas repetidas aos sítios de estudo, gerando um histórico de detecção da espécie ou espécies focais (y_{ij}) no sítio i e visita j (MacKenzie *et al.* 2002; Mackenzie e Royle 2005); evidentemente, a geração deste tipo de dado se beneficia do uso de monitoramento acústico passivo. Com estes históricos de detecções de uma espécie em visitas repetidas a um sítio, é possível estimar a probabilidade de detecção da espécie p_{ij} no sítio i e visita j , condicional ao estado realizado de ocorrência da espécie z_i no sítio i , como segue

$$z_i \sim \text{Bernoulli}(\Psi_i)$$

$$y_{ij}|z_i \sim \text{Bernoulli}(z_i, p_{ij})$$

Este é um modelo estatístico com distribuição de Bernoulli (onde os resultados possíveis são 0 e 1) onde tanto o histórico de detecção y_{ij} , como a ocorrência local realizada z_i são variáveis latentes imperfeitamente observadas. Para determinar Ψ_i e p_{ij} , utilizam-se diferentes modelos lineares generalizados (regressões logísticas neste caso de resultado binário 0 e 1) como segue

$$\text{logit}(\Psi_i) = \beta_0 + \beta_1 * X_i + \beta_2 * X_i + \dots$$

$$\text{logit}(p_{ij}) = \alpha_0 + \alpha_1 * X_{ij} + \alpha_2 * X_{ij} + \dots$$

Onde logit é a função de ligação da regressão logística, o β_0 e o α_0 são os interceptos de cada modelo, β_1 e α_1 são os coeficientes de regressão de cada modelo, e X_i e X_{ij} são tabelas de covariáveis, sendo X_i um grupo de covariáveis de características ambientais que variam por sítio, e X_{ij} um grupo de covariáveis de observação que podem variar tanto entre $i=1$ até I sítios como entre $j=1$ até J visitas a cada sítio (Kéry e Royle 2015).

O modelo apresentado acima, conhecido popularmente como *single-season single-species model* (MacKenzie et al. 2002; Mackenzie e Royle 2005) implica algumas premissas, conforme Mackenzie e Royle (2005): a) durante o período amostral não há mudanças (entradas ou saídas) nas populações estudadas (não há nascimentos, mortes, migração ou imigração), ou seja, as populações são fechadas; b) não pode ocorrer falsa detecção, ou seja, nenhuma espécie ausente é erroneamente registrada como presente; c) a detecção das espécies é independente entre diferentes sítios amostrais.

Objetivo, hipótese e predições

Neste estudo, ajustamos dados de monitoramento acústico de aves campestres do sul do Brasil a modelos hierárquicos de ocupação de sítios para estimar a influência de características da paisagem (classes de cobertura e uso da terra) sobre a probabilidade de ocorrência de quatro espécies de aves campestres: *Ammodramus humeralis*, *Emberizoides herbicola*, *Leistes superciliaris* e *Zonotrichia capensis*, considerando a detecção imperfeita. Como o comportamento reprodutivo parece ser um dos determinantes da ocorrência local das aves (Cozzani e Zalba 2009; Azpiroz et al. 2012; Allen 2020),

hipotetizamos uma diferença interespecífica na probabilidade de ocorrência local em função das características da paisagem, sendo esta diferença mediada pelo comportamento reprodutivo das aves. No caso de espécies que nidificam no solo (*Ammodramus humeralis* e *Leistes superciliaris*) e próximo ao solo (*Emberizoides herbicola* e *Zonotrichia capensis*), esperamos uma relação positiva com as classes de campo. Para espécies que toleram as ações antrópicas (*Leistes superciliaris* e *Zonotrichia capensis*), esperamos encontrar uma relação positiva com a agricultura. Finalmente, esperamos uma relação negativa entre a probabilidade de ocorrência local das várias espécies e a cobertura arbórea na paisagem.

Estrutura da dissertação

Esta dissertação encontra-se estruturada em Agradecimentos, Resumo geral, Abstract, Introdução geral, Capítulo 1 e Considerações finais. O capítulo 1 foi estruturado no formato de artigo científico a ser submetido ao periódico *Perspectives in Ecology and Conservation* e encontra-se formatado de acordo com as suas regras de publicação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allredge, M.W., Simons, T.R., Pollock, K.H., 2007. Factors affecting aural detections of songbirds. *Ecol. Appl.* 17, 948–955. <https://doi.org/10.1890/06-0685>
- Allen, K.B., 2020. Several vegetation characteristics affect reproductive success of grassland birds at a restored, warm-season grassland in central Georgia. Georgia College and State University Biological.
- Alquezar, R.D., Machado, R.B., The, S., Journal, W., 2015. COMPARISONS BETWEEN AUTONOMOUS ACOUSTIC RECORDINGS & avian point counts in open woodland savanna. *Wilson J. od Ornithol.* 127, 712–723.
- Askins, R.A., Chavez-Ramrez, F., Dale, B.C., Haas, C.A., Herkert, J.R., Knopf, F.L., Vickery, P.D., 2007. Conservation of grassland birds in North America: Understanding ecological processes in different regions. *Ornithol. Monogr.* 64, 1–46. [https://doi.org/10.1525/0078-6594\(2007\)64\[1:COGBIN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1525/0078-6594(2007)64[1:COGBIN]2.0.CO;2)
- Azpiroz, A.B., Blake, J.G., 2009. Avian assemblages in altered and natural grasslands in the Northern Campos of Uruguay. *Condor* 111, 21–35. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.080111>

- Azpiroz, A.B., Isacch, J.P., Dias, R.A., Di Giacomo, A.S., Fontana, C.S., Palarea, C.M., 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: A review. *J. F. Ornithol.* 83, 217–246. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x>
- Bardeli, R., Wolff, D., Kurth, F., Koch, M., Tauchert, K.H., Frommolt, K.H., 2010. Detecting bird sounds in a complex acoustic environment and application to bioacoustic monitoring. *Pattern Recognit. Lett.* 31, 1524–1534. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.014>
- Blumstein, D.T., Mennill, D.J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J.L., Krakauer, A.H., Clark, C., Cortopassi, K.A., Hanser, S.F., Mccowan, B., Ali, A.M., Kirschel, A.N.G., 2011. Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: Applications, technological considerations and prospectus. *J. Appl. Ecol.* 48, 758–767. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01993.x>
- Campos-Cerqueira, M., Aide, T.M., 2016. Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modelling. *Methods Ecol. Evol.* 7, 1340–1348. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12599>
- Carlos, C.J., Straube, F.C., Pacheco, J.F., 2010. Conceitos e definições sobre documentação de registros ornitológicos e critérios para a elaboração de listas de aves para os estados brasileiros. *Rev. Bras. Ornitol.* 18, 355–361.
- Celis-Murillo, A., Deppe, J.L., Ward, M.P., 2012. Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds. *J. F. Ornithol.* 83, 166–179. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00366.x>
- Correll, M.D., Strasser, E.H., Green, A.W., Panjabi, A.O., 2019. Quantifying specialist avifaunal decline in grassland birds of the Northern Great Plains. *Ecosphere* 10. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2523>
- Cozzani, N., Zalba, S.M., 2009. Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecol. Austral* 19, 35–44.
- Da Silva, T.W., Dotta, G., Fontana, C.S., 2015a. Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. *Condor* 117, 53–63. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-85.1>
- Da Silva, T.W., Dotta, G., Gressler, D.T., Fontana, C.S., 2015b. Habitat use by grassland birds in natural areas and soybean fields in southern Brazil and Uruguay. *Wilson J. Ornithol.* 127, 212–221. <https://doi.org/10.1676/wils-127-02-212-221.1>

- Darras, K., Batáry, P., Furnas, B., Celis-Murillo, A., Van Wilgenburg, S.L., Mulyani, Y.A., Tschardtke, T., 2018. Comparing the sampling performance of sound recorders versus point counts in bird surveys: A meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 55, 2575–2586. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13229>
- Darras, K., Batáry, P., Furnas, B.J., Grass, I., Mulyani, Y.A., Tschardtke, T., 2019. Autonomous sound recording outperforms human observation for sampling birds: a systematic map and user guide. *Ecol. Appl.* 29. <https://doi.org/10.1002/eap.1954>
- Darras, K., Pütz, P., Rembold, K., Tschardtke, T., 2016. Measuring sound detection spaces for acoustic animal sampling and monitoring. *Biol. Conserv.* 201, 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.021>
- Develey, P.F., Setubal, R.B., Dias, R.A., Bencke, G.A., 2008. Conservação das aves e da biodiversidade no bioma pampa aliada a sistemas de produção animal. *Rev. Bras. Ornitol.* 16, 308–315.
- Filloy, J., Bellocq, M.I., 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120, 291–298. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.013>
- Fontana, C.S., Dotta, G., Marques, C.K., Repenning, M., Agne, C.E., dos Santos, R.J., 2016. Conservation of grassland birds in South Brazil: a land management perspective. *Nat. e Conserv.* 14, 83–87. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.09.005>
- Gibb, R., Browning, E., Glover-Kapfer, P., Jones, K.E., 2019. Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods Ecol. Evol.* 10, 169–185. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13101>
- Gonçalves, B.C., Ferraz, G., 2016. Is hearing believing? Patterns of bird voice misidentification in an online quiz. *Rev. Bras. Ornitol.* 24, 217–227. <https://doi.org/10.1007/bf03544350>
- Guillera-Arroita, G., 2017. Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography (Cop.)*. 40, 281–295. <https://doi.org/10.1111/ecog.02445>
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., Roberts, C., 2005. Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8, 23–29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Isacch, J.P., Martínez†, M.M., 2001. Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la

- comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 12, 345–354.
- Jacoboski, L.I., Luza, A.L., Paulsen, R.K., Pezda, A.M., Hartz, S.M., 2019. The effects of grassland ecosystem afforestation on avian phylogenetic diversity, taxonomic diversity and evolutionary distinctiveness. *Acta Oecologica* 99, 103449. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103449>
- Jarvis, A., Touval, J.L., Schmitz, M.C., Sotomayor, L., Hyman, G.G., 2010. Assessment of threats to ecosystems in South America. *J. Nat. Conserv.* 18, 180–188. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.08.003>
- Kéry, M., Royle, J.A., 2015. *Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS.* vol. 1. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/c2015-0-04070-9>
- King, J.R., 1973. The annual cycle of the Rufous-collared sparrow (*Zonotrichia capensis*) in three biotopes in north-western Argentina. *J. Zool.* 163–188.
- Kuplich, T.M., Fernando, L., Costa, F., 2018. O Avanço Da Soja No Bioma Pampa. *Bol. Geográfico do Rio Gd. do Sul* 0, 83–100.
- Luza, A.L., Carlucci, M.B., Hartz, S.M., Duarte, L.D.S., 2014. Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Nat. Conserv.* 2, 166–169.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, A.A., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83, 2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- Mackenzie, D.I., Royle, J.A., 2005. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *J. Appl. Ecol.* 42, 1105–1114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x>
- Marcondes-Machado, L., 1988. Biología y conducta reproductiva de *Ammodramus humeralis*. *El Hornero* 013, 071–073.
- Marini, M.Â., Vasconcellos, M.M., Lobo, Y., 2014. Biología reproductiva e territorialidade do canário-do-campo (*Emberizoides herbicola*) (Aves: Passeriformes). *Biosci. J.* 30, 853–862.
- Miller, A.H., Miller, V.D., 1968. The behavioral ecology and breeding biology of the andean sparrow, *Zonotrichia capensis*. *Caldasia* 10, 83–154.
- Murphy, M.T., 2003. Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States. *Auk* 120, 20–34. <https://doi.org/10.2307/4090137>

- Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., Palma, A. De, Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S., Zhang, H., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* (80-). 353.
- Oliveira, T.E. de, Freitas, D.S. de, Gianezini, M., Ruviaro, C.F., Zago, D., Mércio, T.Z., Dias, E.A., Lampert, V. do N., Barcellos, J.O.J., 2017. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. *Land use policy* 63, 394–400.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.010>
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R., Forneck, E.D., 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9, 101–116. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>
- Overbeck, G.E., Vélez-Martin, E., Scarano, F.R., Lewinsohn, T.M., Fonseca, C.R., Meyer, S.T., Müller, S.C., Ceotto, P., Dadalt, L., Durigan, G., Ganade, G., Gossner, M.M., Guadagnin, D.L., Lorenzen, K., Jacobi, C.M., Weisser, W.W., Pillar, V.D., 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers. Distrib.* 21, 1455–1460. <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>
- Palacio, F.X., 2018. Advocating better habitat use and selection models in bird ecology. *Rev. Bras. Ornitol.* 26, 90–104. <https://doi.org/10.1007/bf03544420>
- Palazzi, G., 2018. a Meta Para O Sistema De Áreas Protegidas No Bioma Pampa: Como Estamos E Para Onde Vamos? Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.
- Penar, W., Magiera, A., Klocek, C., 2020. Applications of bioacoustics in animal ecology. *Ecol. Complex.* 43. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100847>
- Ribeiro, S., Moreira, L.F.B., Overbeck, G.E., Maltchik, L., 2021. Protected Areas of the Pampa biome presented land use incompatible with conservation purposes. *J. Land Use Sci.* 16, 260–272.
<https://doi.org/10.1080/1747423X.2021.1934134>
- Rodrigues, M., Costa, L.M., Freitas, G.H.S., Cavalcanti, M., Dias, D.F., 2009. Ninhos e ovos de *Emberizoides herbicola*, *Emberizoides ypiranganus* e *Embernagra longicauda* (passeriformes: Emberizidae) no Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. *Rev. Bras. Ornitol.* 17, 155–160.
- Sauer, J.R., Link, W.A., Fallon, J.E., Pardieck, K.L., Ziolkowski, D.J., 2013. The North American Breeding Bird Survey 1966–2011: Summary Analysis and Species Accounts. *North Am. Fauna*

79, 1–32. <https://doi.org/10.3996/nafa.79.0001>

Scott Brandes, T., 2008. Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation. *Bird Conserv. Int.* 18, S163–S173. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000415>

Shew, J.J., Nielsen, C.K., Sparling, D.W., 2019. Finer-scale habitat predicts nest survival in grassland birds more than management and landscape: A multi-scale perspective. *J. Appl. Ecol.* 56, 929–945. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13317>

Souza, C.M., Shimbo, J.Z., Rosa, M.R., Parente, L.L., Alencar, A.A., Rudorff, B.F.T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L.G., Souza-Filho, P.W.M., de Oliveira, S.W., Rocha, W.F., Fonseca, A. V., Marques, C.B., Diniz, C.G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E.R., Vélez-Martin, E., Weber, E.J., Lenti, F.E.B., Paternost, F.F., Pareyn, F.G.C., Siqueira, J. V., Viera, J.L., Neto, L.C.F., Saraiva, M.M., Sales, M.H., Salgado, M.P.G., Vasconcelos, R., Galano, S., Mesquita, V. V., Azevedo, T., 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sens.* 12. <https://doi.org/10.3390/RS12172735>

Sugai, L.S.M., Silva, T.S.F., Ribeiro, J.W., Llusia, D., 2019. Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. *Bioscience* 69, 5–11. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy147>

Thomas, A., Speldewinde, P., Roberts, J.D., Burbidge, A.H., Thomas, A., Speldewinde, P., Roberts, J.D., Burbidge, A.H., 2020. If a bird calls , will we detect it ? Factors that can influence the detectability of calls on automated recording units in field conditions. *Emu - Austral Ornithol.* 1–10. <https://doi.org/10.1080/01584197.2020.1787848>

Vickery, P.D., Tubaro, P.L., Da Silva, J.M.C., Peterjohn, B.G., Herkert, J.R., Cavalcanti, R.B., 1999. Conservation of grassland birds in the western hemisphere. *Stud. Avian Biol.* 2–26.

CAPÍTULO 1

A influência da paisagem sobre a ocorrência local de aves campestres do Pampa brasileiro: modelando a ocupação através da detecção acústica

Artigo a ser submetido para publicação no periódico Perspectives in Ecology and Conservation

Normas: <https://www.elsevier.com/journals/perspectives-in-ecology-and-conservation/2530-0644/guide-for-authors>

CONCLUSÃO GERAL

O uso dos modelos hierárquicos de ocupação de sítio a partir de dados de monitoramento acústico passivo (PAM) de aves campestres do sul do Brasil, especificamente no bioma Pampa, permitiu compreender um pouco mais a relação entre a ocorrência das espécies e a paisagem. Os nossos resultados suportam parcialmente a nossa predição de que a ocupação de sítios de espécies de aves campestres está fortemente associada aos seus atributos de nidificação. Conforme havíamos previsto, a probabilidade de ocupação das espécies apresentou relação positiva com a classe de campo nativo. No que tange à detecção, o uso do PAM nos permitiu um grande esforço amostral e a potencial reprodutibilidade das análises acústicas e de modelagem. A detecção das espécies estudadas foi melhor explicada pela área da detecção, a qual foi mensurada a partir da altura da vegetação no entorno dos gravadores. Apesar do grande esforço amostral, as espécies campestres ameaçadas tiveram poucos registros para permitir a análise de sua ocorrência em relação à paisagem, necessitando mais investigação para avaliar se a não-detecção foi decorrente de características das espécies ou, efetivamente, de não-ocorrência devido a processos de extinção local das populações nas áreas amostradas. Nesse sentido, muito esforços ainda são necessários para a compreensão da relação entre a ocorrência das espécies campestres no bioma Pampa e a paisagem, tendo em vista a vulnerabilidade desses ecossistemas e a necessidade de subsidiar técnico-cientificamente estratégias efetivas de manejo agropecuário e conservação da biodiversidade.

MATERIAL SUPLEMENTAR

TABELA SUPLEMENTAR 1. Espécies focais. Espécies de passeriformes (Aves; Passeriformes) campestres selecionados para o processo de modelagem com base na suficiência amostral.

Espécie	Habitat e dependência dos campos	Preferências de altura de vegetação	Ambiente de nidificação
<i>Ammodramus humeralis</i> (Tico-tico-do-campo)	Savanas, Áreas arbustivas, Campos (2)	Vegetação rasa a alta	Solo
<i>Emberizoides herbicola</i> (Sabiá-do-banhado)	Áreas arbustivas, Campos (2), Banhados	Alta	Próximo ao solo
<i>Leistes superciliaris</i> (Polícia-inglesa-do-sul)	Savanas, Campos (2) e Uso antrópico	Vegetação rasa a alta	Solo
<i>Zonotrichia capensis</i> (Tico-tico)	Savanas, Áreas arbustivas, Campos e Uso antrópico	Vegetação rasa a alta	Solo, árvores, arbustos

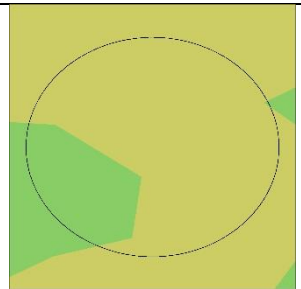

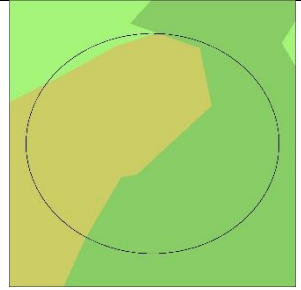

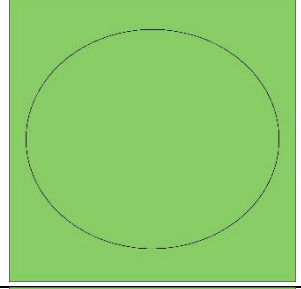

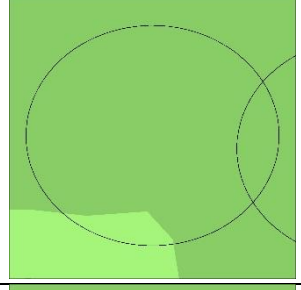

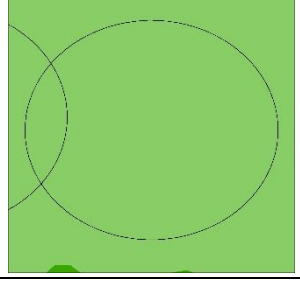

Habitat (IUCN, 2021); Dependência do campo e altura da vegetação (Azpiroz et al. 2012).

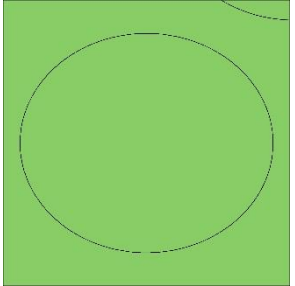

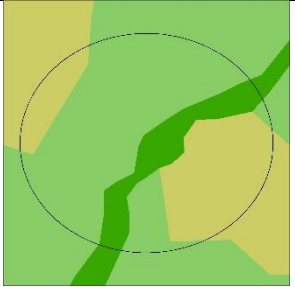

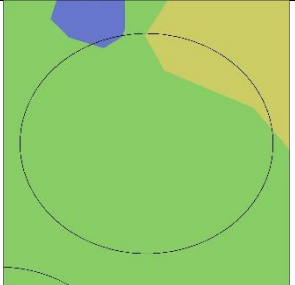

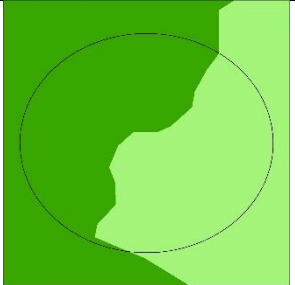

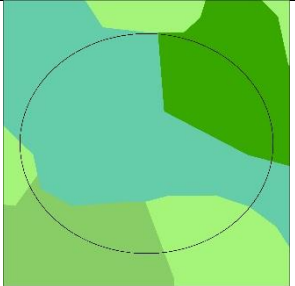

TABELA SUPLEMENTAR 2. Lista de covariáveis utilizadas na modelagem de ocupação de sítios. As covariáveis de detecção foram temperatura, umidade relativa do ar e área de detecção, e as de ocupação foram as classes de cobertura e uso agrupadas (campo, agricultura, arbóreas). Covariáveis de detecção foram medidas em campo, e as de ocupação de sítios foram obtidas a partir de Hofmann et al. (2015) com o uso de software *Arcgis*.

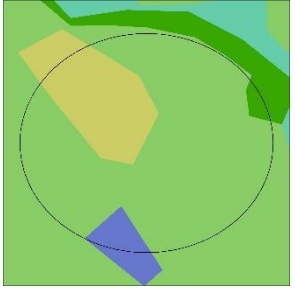

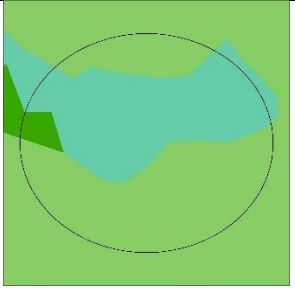

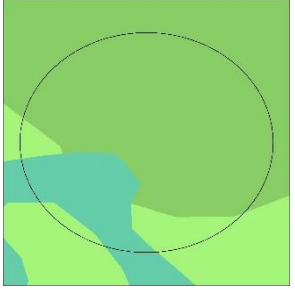

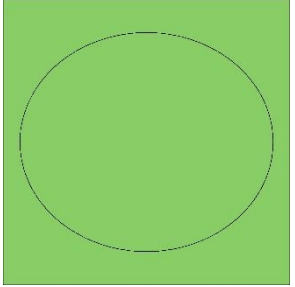

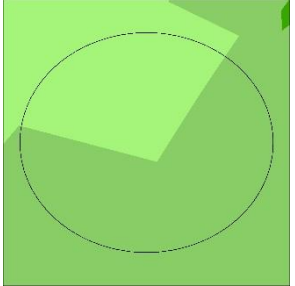

Covariáveis	Descrição	
Detecção		
Temperatura	Medida em graus célsius, com um valor para cada evento amostral. Variou de 12°C à 30°C, com média de 21.9°C e desvio padrão 4.99°C.	
Umidade relativa do ar	Medida em escala de porcentagem, com um valor para cada evento amostral. Variou de 20% a 93%, com média 52.5% e desvio padrão 20.43%.	
Área de detecção	Medida em m ² , com um valor para cada sítio amostral. Variou de 0m ² à 5000m ² , com média 2084.61m ² e desvio padrão 1792.80m ² .	
Ocupação		
Campo	Campo seco	Abrange diversas formações herbáceas e herbáceo-arbustiva nativas em que é possível discriminar degradação na escala de mapeamento, incluindo fisionomias campestres predominantemente de áreas bem drenadas. Medida em m ² , com um valor para cada sítio. Variou de 0km ² à 0.78km ² , com média 0.47km ² e desvio padrão 0.25km ² .
	Campo úmido	Formações herbáceas e herbáceos-arbustivas em que não é possível discriminar degradação na escala de mapeamento, associadas a porções baixas de terreno com maior concentração de umidade ou inundadas em alguns períodos do ano. Variou de 0km ² à 0.45km ² , com média 0.01km ² e desvio padrão 0.07km ² .
	Campo em regeneração	Formações herbáceas e herbáceo-arbustiva em que é possível inferir ocupação antrópica prévia na escala de mapeamento, tais como áreas de pousio aténs utilizadas por cultivos agrícolas diversos, exploração pecuária com excesso de lotação ou áreas que sofreram queimadas. Variou de 0km ² à 0.78km ² , com média 0.09km ² e desvio padrão 0.17km ² .
	Soma das classes de Campo	Variou de 0km ² à 0.78km ² , com média 0.59km ² e desvio padrão 0.2km ² .
Agricultura	Agricultura de sequeiro	Contempla áreas cultivas com espécies anuais de verão (exceto o arroz irrigado) ou de inverno. Variou de 0km ² à 0.57km ² , com média 0.04km ² e desvio padrão 0.12km ² .

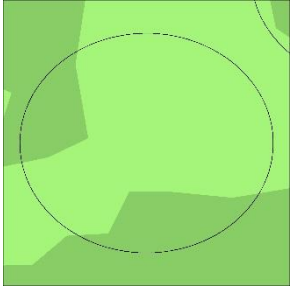

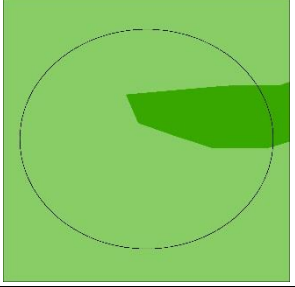

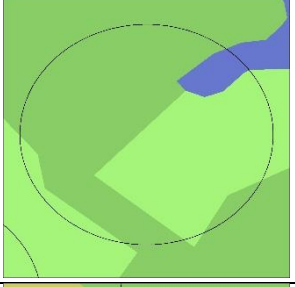

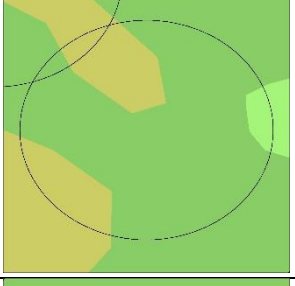

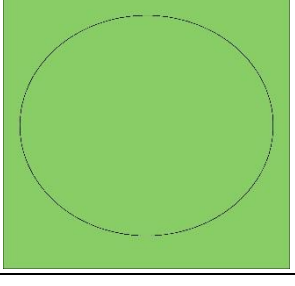

	Agricultura irrigada	Abrange áreas de cultivo de arroz irrigado, situadas predominantemente em áreas de terras baixas. Variou de 0km ² à 0.56km ² , com média 0.04km ² e desvio padrão 0.12km ² .
	Soma das classes de Agricultura	Variou de 0km ² à 0.57km ² , com média 0.09km ² e desvio padrão 0.16km ² .
Arbórea	Floresta nativa	Abrange todas as formações arbóreas nativas, tanto as que não possível discriminar degradação na escala do mapeamento quanto com baixo/moderado grau de antropização. Variou de 0km ² à 0.78km ² , com média 0.09km ² e desvio padrão 0.16km ² .
	Silvicultura	Contempla diferentes formas de cobertura associadas às atividades de silvicultura, especialmente de espécies exóticas (ex. <i>Pinus sp.</i> , <i>Acacia sp.</i> , <i>Eucalyptus sp.</i>), incluindo tanto talhões cultivados quanto aqueles momentaneamente cortados, mas que permanecem no ciclo dessa atividade. Variou de 0km ² à 0.30km ² , com média 0.004km ² e desvio padrão 0.03km ² .
	Soma das classes Arbóreas	Variou de 0km ² à 0.78km ² , com média 0.095km ² e desvio padrão 0.16km ² .

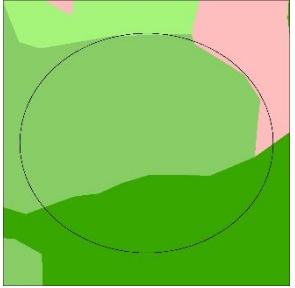

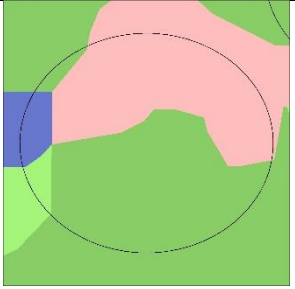

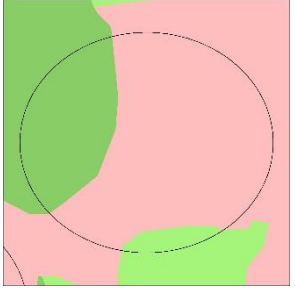
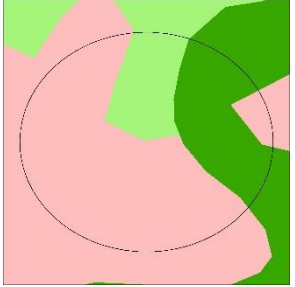

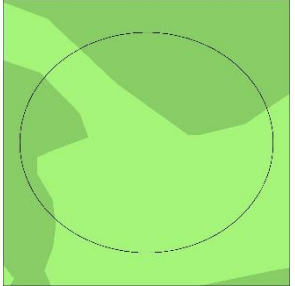

TABELA SUPLEMENTAR 3. Síntese dos sítios amostrados. Na coluna SIG (Sistema de Informação Geográfica), há o recorte do buffer circular de 500m; na coluna foto, há uma imagem representativa do sítio; na coluna classes são a proporção das classes de cobertura e uso dentro do buffer circular [**Campo seco** - Abrange diversas formações herbáceas e herbáceo-arbustiva nativas em que é possível discriminar degradação na escala de mapeamento, incluindo fisionomias campestres predominantemente de áreas bem drenadas. **Campo úmido** - Formações herbáceas e herbáceos-arbustivas em que não é possível discriminar degradação na escala de mapeamento, associadas a porções baixas de terreno com maior concentração de umidade ou inundadas em alguns períodos do ano. **Campo em regeneração** - Formações herbáceas e herbáceo-arbustiva em que é possível inferir ocupação antrópica prévia na escala de mapeamento, tais como áreas de pousio aténs utilizadas por cultivos agrícolas diversos, exploração pecuária com excesso de lotação ou áreas que sofreram queimadas. **Agricultura de sequeiro** - Contempla áreas cultivadas com espécies anuais de verão (exceto o arroz irrigado) ou de inverno. **Agricultura irrigada** - Abrange áreas de cultivo de arroz irrigado, situadas predominantemente em áreas de terras baixas. **Floresta nativa** - Abrange todas as formações arbóreas nativas, tanto as que não é possível discriminar degradação na escala do mapeamento quanto com baixo/moderado grau de antropização. **Silvicultura** - Contempla diferentes formas de cobertura associadas às atividades de silvicultura, especialmente de espécies exóticas (ex. Pinus sp., Acacia sp., Eucalyptus sp.), incluindo tanto talhões cultivados quanto aqueles momentaneamente cortados, mas que permanecem no ciclo dessa atividade.]. Além disso, há informação de quantos intervalos acústicos foram registrados por sítio e em quantos intervalos as espécies estudadas foram detectadas.

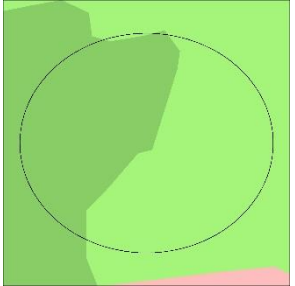

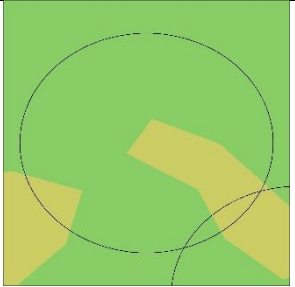

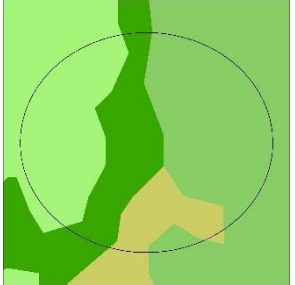

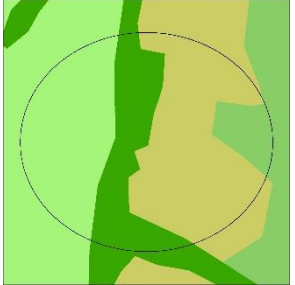

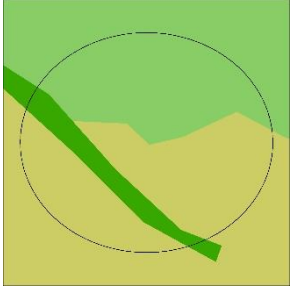

SÍTIOS	SIG	FOTOS	CLASSES	SONS	ESPÉCIES
POR01			Agricultura de sequeiro (73.5%) Campo seco (26.4%)	224	Ammodramus humeralis (97) Zonotrichia capensis (93)
POR03			Agricultura de sequeiro (54.9%) Campo em regeneração (0.9%) Campo seco (44.1%)	213	Ammodramus humeralis (135) Emberizoides herbicola (8) Leistes superciliares (2) Zonotrichia capensis (97)
POR04			Campo seco (100%)	204	Ammodramus humeralis (5) Emberizoides herbicola (33) Zonotrichia capensis (169)
POR05			Campo em regeneração (9.5%) Campo seco (90.4%)	192	Ammodramus humeralis (27) Emberizoides herbicola (43) Leistes superciliares (1) Zonotrichia capensis (83)
POR06			Campo seco (100%)	191	Ammodramus humeralis (44) Emberizoides herbicola (12) Zonotrichia capensis (46)

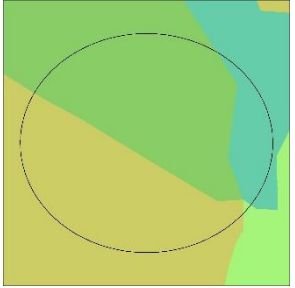

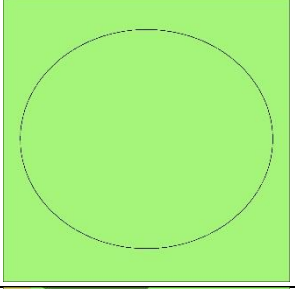

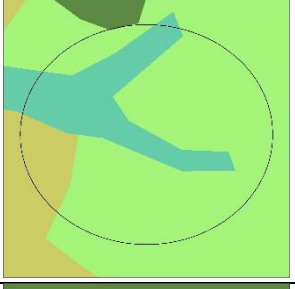

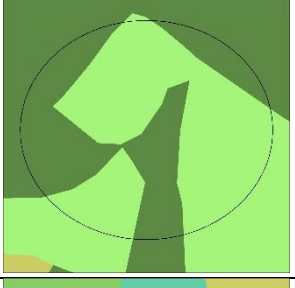

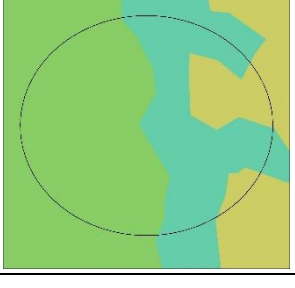

POR08			<p>Campo seco (100%)</p>	151	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (35) <i>Emberizoides herbicola</i> (1) <i>Zonotrichia capensis</i> (39)</p>
POR09			<p>Agricultura de sequeiro (29.6%) Campo seco (57.3%) Mata (12.9%)</p>	144	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (1) <i>Emberizoides herbicola</i> (8) <i>Zonotrichia capensis</i> (52)</p>
POR10			<p>Agricultura de sequeiro (4%) Água (0.0001%) Campo seco (95.9%)</p>	144	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (20) <i>Emberizoides herbicola</i> (12) <i>Zonotrichia capensis</i> (60)</p>
TAP12			<p>Campo em regeneração (44.5%) Mata (55.4%)</p>	35	<p><i>Zonotrichia capensis</i> (19)</p>
TAP13			<p>Campo em regeneração (12.3%) Campo seco (15.8%) Campo úmido (58.1%) Mata (13.7%)</p>	139	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (1) <i>Emberizoides herbicola</i> (4) <i>Zonotrichia capensis</i> (26)</p>

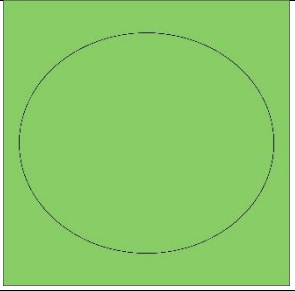
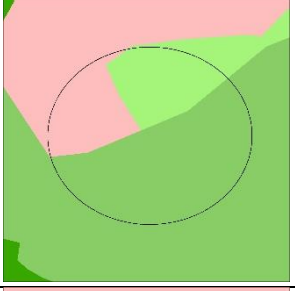
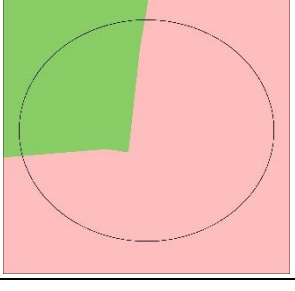

TAP14			Agricultura de sequeiro (18.6%) Água (5%) Campo seco (76.3%) Mata (0.03%)	158	Ammodramus humeralis (5) Emberizoides herbicola (16) Zonotrichia capensis (19)
TAP15			Campo seco (58.4%) Campo úmido (38.3%) Mata (3.2%)	151	Ammodramus humeralis (20) Emberizoides herbicola (4) Zonotrichia capensis (113)
TAP16			Campo em regeneração (15.9%) Campo seco 63.6%) Campo úmido (20.3%)	147	Ammodramus humeralis (30) Emberizoides herbicola (15) Zonotrichia capensis (15)
TAP17			Campo seco (100%)	113	Ammodramus humeralis (49) Emberizoides herbicola (22) Zonotrichia capensis (38)
TAP18			Campo em regeneração (35.2%) Campo seco (64.7%)	143	Ammodramus humeralis (1) Emberizoides herbicola (8) Zonotrichia capensis (77)

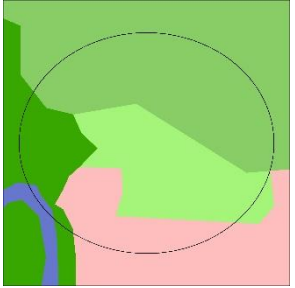

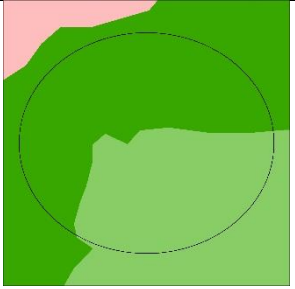

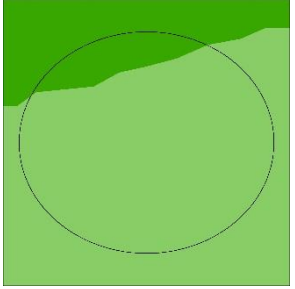

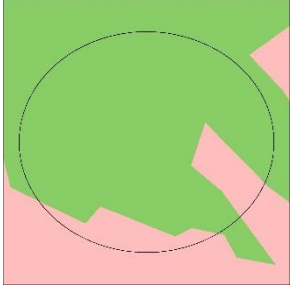

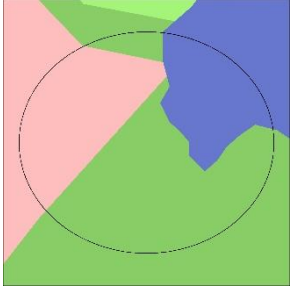

MAR19			<p>Campo em regeneração (68.4%) Campo seco (31.5%)</p>	190	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (13) <i>Zonotrichia capensis</i> (102)</p>
MAR20			<p>Campo seco (86.1%) Mata (13.8%)</p>	187	<p><i>Emberizoides herbicola</i> (4) <i>Zonotrichia capensis</i> (129)</p>
MAR21			<p>Água (3%) Campo em regeneração (45.1%) Campo seco (51.8%)</p>	177	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (77) <i>Emberizoides herbicola</i> (1) <i>Leistes superciliares</i> (2) <i>Zonotrichia capensis</i> (13)</p>
MAR22			<p>Agricultura de sequeiro (27.7%) Campo em regeneração (0.8%) Campo seco (71.3%)</p>	182	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (11) <i>Leistes superciliares</i> (30) <i>Zonotrichia capensis</i> (78)</p>
MAR23			<p>Campo seco (100%)</p>	175	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (98) <i>Leistes superciliares</i> (22) <i>Zonotrichia capensis</i> (21)</p>

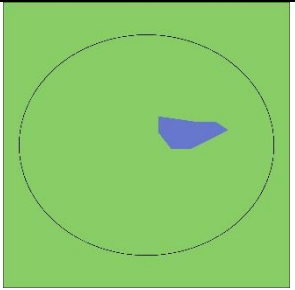

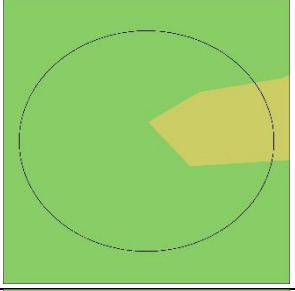

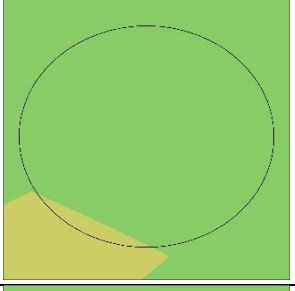

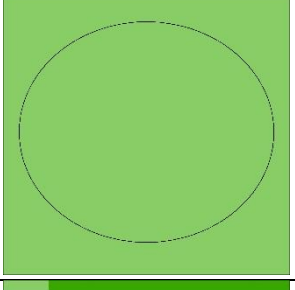

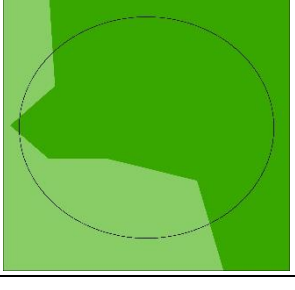

MAR24			Agricultura irrigada (0.1%) Campo seco (66.9%) Mata (32.8%)	186	Ammodramus humeralis (1) Zonotrichia capensis (161)
MAR25			Agricultura irrigada (33.7%) Água (6.1%) Campo em regeneração (4.8%) Campo seco (55.3%)	184	Ammodramus humeralis (32) Emberizoides herbicola (9) Zonotrichia capensis (90)
MAR26		Sem foto	Agricultura irrigada (64.2%) Campo em regeneração (5.7%) Campo seco (29.9%)	180	Ammodramus humeralis (26) Leistes superciliares (53) Zonotrichia capensis (73)
MAR27			Agricultura irrigada (69.6%) Campo em regeneração (12.7%) Mata (17.5%)	179	Ammodramus humeralis (28) Leistes superciliares (5) Zonotrichia capensis (121)
MAR28			Campo em regeneração (66.2%) Campo seco (33.7%)	184	Ammodramus humeralis (26) Leistes superciliares (1) Zonotrichia capensis (18)

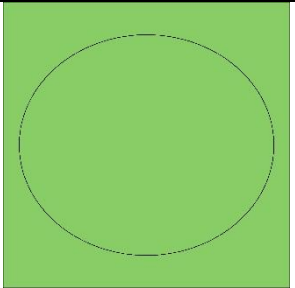

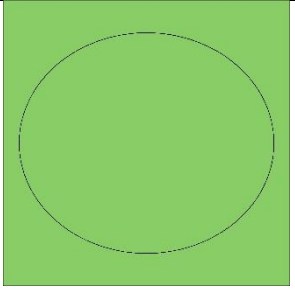

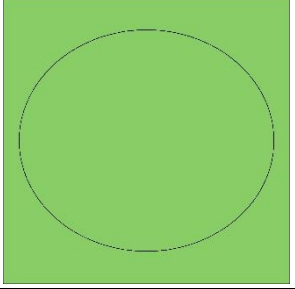

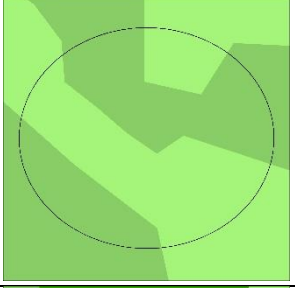

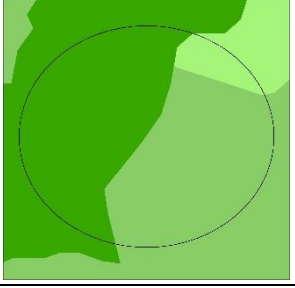
MAR29			<p>Campo em regeneração (50%) Campo seco (49.9%)</p>	167	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (31) <i>Leistes superciliares</i> (24) <i>Zonotrichia capensis</i> (67)</p>
MAR31			<p>Agricultura de sequeiro (21.4%) Campo seco (78.5%)</p>	159	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (47) <i>Emberizoides herbicola</i> (33) <i>Leistes superciliares</i> (3) <i>Zonotrichia capensis</i> (124)</p>
UMB01			<p>Agricultura de sequeiro (12.7%) Campo em regeneração (31.3%) Campo seco (33%) Mata (22.7%)</p>	224	<p><i>Emberizoides herbicola</i> (3) <i>Zonotrichia capensis</i> (7)</p>
UMB02			<p>Agricultura de sequeiro (36%) Campo em regeneração (35.9%) Campo seco (4.6%) Mata (23.2%)</p>	138	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (2) <i>Emberizoides herbicola</i> (1) <i>Zonotrichia capensis</i> (6)</p>
UMB03			<p>Agricultura de sequeiro (58.6%) Campo seco (31.1%) Mata (10.2%)</p>	184	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (35) <i>Emberizoides herbicola</i> (1) <i>Zonotrichia capensis</i> (59)</p>

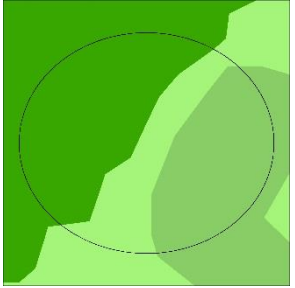

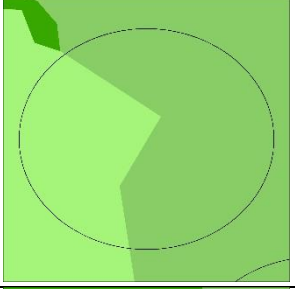

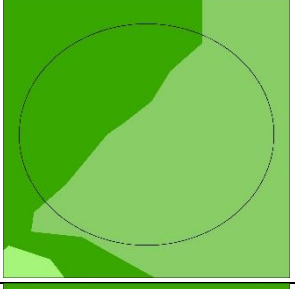

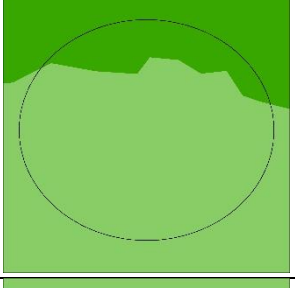

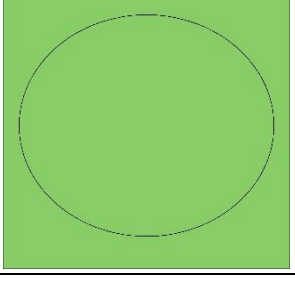
UMB04			Agricultura de sequeiro (51.8%) Campo em regeneração (0.04%) Campo seco (42.8%) Campo úmido (5.1%)	190	<i>Ammodramus humeralis</i> (22) <i>Zonotrichia capensis</i> (42)
UMB05			Campo em regeneração (100%)	263	<i>Ammodramus humeralis</i> (6) <i>Zonotrichia capensis</i> (60)
UMB06			Agricultura de sequeiro (12.2%) Campo em regeneração (64.5%) Campo úmido (23.2%)	264	<i>Ammodramus humeralis</i> (117) <i>Emberizoides herbicola</i> (6) <i>Zonotrichia capensis</i> (72)
UMB07			Campo em regeneração (61.1%) Silvicultura (38.8%)	267	<i>Ammodramus humeralis</i> (12) <i>Emberizoides herbicola</i> (3)
UMB08			Agricultura de sequeiro (9.7%) Campo seco (60.1%) Campo úmido (30.1%)	228	<i>Ammodramus humeralis</i> (12) <i>Emberizoides herbicola</i> (4) <i>Zonotrichia capensis</i> (5)

QUA01			Campo seco (100%)	525	<i>Ammodramus humeralis</i> (22) <i>Zonotrichia capensis</i> (5)
QUA02			Campo seco (100%)	527	<i>Ammodramus humeralis</i> (74) <i>Emberizoides herbicola</i> (5) <i>Zonotrichia capensis</i> (6)
QUA07			Agricultura irrigada (21.1%) Campo em regeneração (17.6%) Campo seco (61.1%)	266	<i>Leistes superciliares</i> (1) <i>Zonotrichia capensis</i> (2)
QUA08			Agricultura irrigada (31.2%) Campo seco (68.7%)	264	<i>Ammodramus humeralis</i> (99) <i>Leistes superciliares</i> (133) <i>Zonotrichia capensis</i> (32)
QUA09			Agricultura irrigada (71.3%) Campo seco (28.6%)	268	<i>Ammodramus humeralis</i> (90) <i>Leistes superciliares</i> (154) <i>Zonotrichia capensis</i> (25)

QUA10			Agricultura irrigada (19.4%) Água (2.3%) Campo em regeneração (29.4%) Campo seco (33%) Mata (15.6%)	165	Zonotrichia capensis (5)
QUA11			Campo seco (45%) Mata (54.9%)	271	Zonotrichia capensis (2)
QUA12			Campo seco (91.4%) Mata (8.5%)	269	Zonotrichia capensis (3)
QUA13			Agricultura irrigada (20.6%) Campo seco (79.3%)	156	Ammodramus humeralis (10) Leistes superciliares (3) Zonotrichia capensis (1)
QUA14			Agricultura irrigada (33.3%) Água (15.1%) Campo seco (51.5%)	334	Ammodramus humeralis (81)

QUA15			Água (3.3%) Campo seco (96.6%)	156	Ammodramus humeralis (3)
QUA16			Agricultura de sequeiro (14.1%) Campo seco (85.8%)	522	Ammodramus humeralis (79) Zonotrichia capensis (89)
QUA17			Agricultura de sequeiro (8.1%) Campo seco (91.8%)	102	Ammodramus humeralis (14) Zonotrichia capensis (1)
QUA18			Campo seco (100%)	95	Ammodramus humeralis (1) Zonotrichia capensis (1)
QUA20			Campo seco (35.1%) Mata (64.8%)	219	Zonotrichia capensis (1)

QUA21			Campo seco (100%)	255	Ammodramus humeralis (24) Emberizoides herbicola (10) Zonotrichia capensis (5)
QUA22			Campo seco (100%)	594	Ammodramus humeralis (12) Emberizoides herbicola (8) Leistes superciliares (1) Zonotrichia capensis (23)
QUA23			Campo seco (100%)	525	Ammodramus humeralis (200) Leistes superciliares (5) Zonotrichia capensis (5)
QUA25			Campo em regeneração (47.3%) campo seco (52.6%)	352	Ammodramus humeralis (4) Zonotrichia capensis (8)
QUA26		Sem foto	Campo em regeneração (2.5%) Campo seco (44.5%) Mata (52.9%)	186	

QUA27			<p>Campo em regeneração (24.1%) Campo seco (29.8%) Mata (46%)</p>	238	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (5) <i>Zonotrichia capensis</i> (11)</p>
QUA28			<p>Campo em regeneração (45.5%) Campo seco (54.4%)</p>	351	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (38) <i>Zonotrichia capensis</i> (17)</p>
QUA29			<p>Campo seco (61.4%) Mata (38.5%)</p>	214	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (2) <i>Zonotrichia capensis</i> (7)</p>
QUA30			<p>Campo seco (88.6%) Mata (11.3%)</p>	243	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (2) <i>Zonotrichia capensis</i> (29)</p>
QUA31		Sem foto	Campo seco (100%)	211	<p><i>Ammodramus humeralis</i> (39) <i>Zonotrichia capensis</i> (5)</p>

QUA32			Campo seco (100%)	596	<i>Ammodramus humeralis</i> (297) <i>Leistes superciliares</i> (3)
QUA33			Campo seco (100%)	434	<i>Ammodramus humeralis</i> (57) <i>Zonotrichia capensis</i> (8)
QUA34			Campo seco (36.9%) Mata (63%)	239	<i>Zonotrichia capensis</i> (10)
QUA35			Mata (100%)	241	<i>Zonotrichia capensis</i> (2)
QUA37			Campo seco (91.5%) Mata (8.4%)	278	<i>Zonotrichia capensis</i> (8)

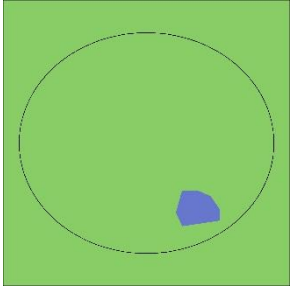

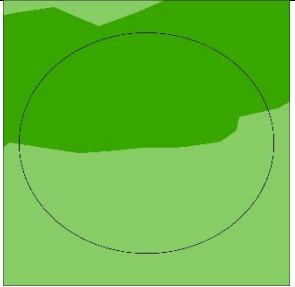

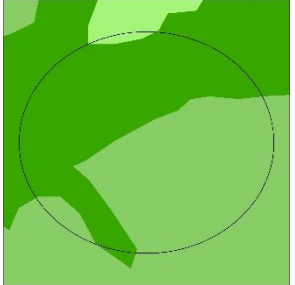

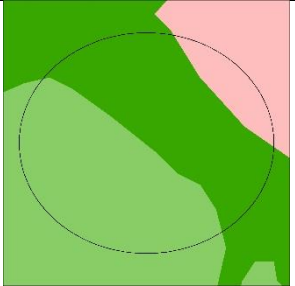

QUA38			Água (2.7%) Campo seco (97.2%)	259	Zonotrichia capensis (9)
QUA39			Campo seco (55.5%) Mata (44.4%)	209	Ammodramus humeralis (15) Zonotrichia capensis (10)
QUA40			Campo seco (51%) Mata (48.9%)	285	Ammodramus humeralis (2) Zonotrichia capensis (2)
QUA41			Agricultura irrigada (3.4%) Campo seco (56.8%) Mata (39.7%)	290	Ammodramus humeralis (16) Zonotrichia capensis (6)

TABELA SUPLEMENTAR 4. Número de registros acústicos para cada uma das quatro espécies focais por área amostrada. Cada intervalo corresponde aos intervalos de 1 min registrados a cada 15 minutos.

Áreas	Marona	Porongos	Quaraí	Tapera	Umbu	Total
Intervalos de gravação	2150	1463	10139	886	1758	16396
<i>Ammodramus humeralis</i>	390	364	1186	106	206	2.252
<i>Emberizoides herbicola</i>	47	117	23	69	18	274
Detecções						
<i>Leistes superciliaris</i>	140	3	300	0	0	443
<i>Zonotrichia capensis</i>	997	639	338	307	251	2.532
Total	1.574	1.123	1.847	482	475	5.501

SCRIPT 1. Script com os modelos. Para cada espécie focal construímos três modelos com base em diferentes predições para a ocupação de sítios: 1) nulo, ou seja, nenhuma variável tem influência sobre a probabilidade de ocupação de sítios pela espécie (Nulo); 2) a cobertura de campo influencia a probabilidade de ocupação de sítios pela espécie (Campo) e 3) todas as classes de cobertura (campo, agricultura e arbórea) influenciam a probabilidade de ocupação de sítios pela espécie (Global) Os modelos de detecção incluíram as variáveis temperatura, umidade, e área de detecção. Os modelos foram escritos em linguagem BUGS. Os parâmetros do modelo foram estimados através de inferência Bayesiana, utilizando três cadeias de Markov paralelas, com cada cadeia tendo 50000 iterações, um *burnin* de 30000 iterações, e um *thinning* a cada 20 iterações. Estas configurações geraram um total de 3000 amostras da probabilidade posterior de cada parâmetro do modelo. Os modelos foram rodados no software JAGS, chamado através do ambiente de programação R através do pacote JagsUI.

```
# MODELO NULO

model {

  # set priors
  # site occupancy
  psi ~ dunif (0,1)

  # detection
  int.p ~ dunif (0,1)
  alpha.temp ~dnorm (0,001)
  alpha.umid ~dnorm (0,001)
  alpha.area ~dnorm (0,001)

  # -----
  # model likelihood
  # site-occupancy model (first level)
  for (i in 1:nsites) {

    z[i] ~ dbern (psi)

  }

  # ----- #
  # detection model (second level)
  #----- #

  # likelihood

  for (i in 1:nsites) {
    for (k in 1:nocc) {

      y[i,k] ~ dbern (z[i] * p[i,k])
      logit (p[i,k]) <- int.p + alpha.temp*temp[i,k]+
        alpha.umid*umid[i,k]+
        alpha.area*det_area[i]

    }
  }
}
```

```

}

# ----- #
# Goodness-of-fit
# ----- #
# predictive posterior checks
# chi squared discrepancy

for (i in 1:nsites) {
  for (k in 1:nocc) {

    y.sim [i,k] ~ dbern (e.sim[i,k]) # simulate data under the model
    e.sim [i,k] <- z[i]*p[i,k] # expected data under the model
    # chi squared discrepancy for the actual data
    chi2.actual[i,k] <- pow((y[i,k]-e.sim[i,k]),2)/(e.sim[i,k]+e)
    # chi squared discrepancy for the simulated data
    chi2.sim[i,k] <- pow((y.sim[i,k]-e.sim[i,k]),2)/(e.sim[i,k]+e)
    # 'e' to avoid division by zero

  }
}

# derived params
# chi 2 discrepancy across data
fit.actual <- sum ( chi2.actual[,])
fit.sim <- sum ( chi2.sim[,])
# Bayesian p-value, compare actual and simulated data
bpv <- step (fit.sim - fit.actual)

# site occupancy probability
mean.psi <- mean (psi[])
fss <- sum(z[])

}

```

MODELO SOMENTE COM CAMPO

```

model {

# set priors
# site occupancy
int.psi ~ dunif (0,1)
#beta.agri ~ dnorm (0,0.001)
beta.grass ~ dnorm (0,0.001)
#beta.tree ~ dnorm (0,0.001)

# detection
int.p ~ dunif (0,1)
alpha.temp ~dnorm (0,001)
alpha.umid ~dnorm (0,001)

```



```

alpha.area ~dnorm (0,001)

# -----
# model likelihood
# site-occupancy model (first level)
for (i in 1:nsites) {

  z[i] ~ dbern (psi[i])
  logit (psi[i]) <- int.psi + beta.grass*grass[i]

}

# ----- #
# detection model (second level)
#----- #

# likelihood

for (i in 1:nsites) {
  for (k in 1:nocc) {

    y[i,k] ~ dbern (z[i] * p[i,k])
    logit (p[i,k]) <- int.p + alpha.temp*temp[i,k]+
                    alpha.umid*umid[i,k]+
                    alpha.area*det_area[i]

  }
}

# ----- #
# Goodness-of-fit
#----- #
# predictive posterior checks
# chi squared discrepancy

for (i in 1:nsites) {
  for (k in 1:nocc) {

    y.sim [i,k] ~ dbern (e.sim[i,k]) # simulate data under the model
    e.sim [i,k] <- z[i]*p[i,k] # expected data under the model
    # chi squared discrepancy for the actual data
    chi2.actual[i,k] <- pow((y[i,k]-e.sim[i,k]),2)/(e.sim[i,k]+e)
    # chi squared discrepancy for the simulated data
    chi2.sim[i,k] <- pow((y.sim[i,k]-e.sim[i,k]),2)/(e.sim[i,k]+e)
    # 'e' to avoid division by zero

  }

}

# derived params
# chi 2 discrepancy across data
fit.actual <- sum ( chi2.actual[,])
fit.sim <- sum ( chi2.sim[,])
# Bayesian p-value, compare actual and simulated data

```

```

bpv <- step (fit.sim - fit.actual)

# site occupancy probability
mean.psi <- mean (psi[])
# finite sample size (number of sites with realized occurrence)
fss <- sum (z[])

}

```

MODELO COMPLETO (EFEITO DO CAMPO, AGRICULTURA, E FLORESTA)

```

model {

# set priors
# site occupancy
int.psi ~ dunif (0,1)
beta.agri ~ dnorm (0,0.001)
beta.grass ~ dnorm (0,0.001)
beta.tree ~ dnorm (0,0.001)

# detection
int.p ~ dunif (0,1)
alpha.temp ~ dnorm (0,001)
alpha.umid ~ dnorm (0,001)
alpha.area ~ dnorm (0,001)

# -----
# model likelihood
# site-occupancy model (first level)
for (i in 1:nsites) {

z[i] ~ dbern (psi[i])
logit (psi[i]) <- int.psi + beta.agri*agri[i]+
                beta.grass*grass[i]+
                beta.tree*tree[i]

}

# ----- #
# detection model (second level)
#----- #

# likelihood

for (i in 1:nsites) {
for (k in 1:nocc) {

y[i,k] ~ dbern (z[i] * p[i,k])
logit (p[i,k]) <- int.p + alpha.temp*temp[i,k]+
                alpha.umid*umid[i,k]+
                alpha.area*det_area[i]
}
}
}

```

```

}
}

# ----- #
# Goodness-of-fit
# ----- #
# predictive posterior checks
# chi squared discrepancy

for (i in 1:nsites) {
  for (k in 1:nocc) {

    y.sim [i,k] ~ dbern (e.sim[i,k]) # simulate data under the model
    e.sim [i,k] <- z[i]*p[i,k] # expected data under the model
    # chi squared discrepancy for the actual data
    chi2.actual[i,k] <- pow((y[i,k]-e.sim[i,k]),2)/(e.sim[i,k]+e)
    # chi squared discrepancy for the simulated data
    chi2.sim[i,k] <- pow((y.sim[i,k]-e.sim[i,k]),2)/(e.sim[i,k]+e)
    # 'e' to avoid division by zero

  }
}

# derived params
# chi 2 discrepancy across data
fit.actual <- sum ( chi2.actual[,])
fit.sim <- sum ( chi2.sim[,])
# Bayesian p-value, compare actual and simulated data
bpv <- step (fit.sim - fit.actual)

# site occupancy probability
mean.psi <- mean (psi[])
# finite sample size (number of sites with realized occurrence)
fss <- sum (z[])
}

```