

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL

João Luiz Cavaleiro Dias Ucha

**INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS  
ANUROS NOS CAMPOS SULINOS DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL**

Santa Maria, RS  
2020

**João Luiz Cavalheiro Dias Ucha**

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS ANUROS NOS  
CAMPOS SULINOS DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Biodiversidade Animal**.

Orientador: Dr. Tiago Gomes dos Santos  
Coorientadora: Dra. Sonia Zanini Cechin

Ucha, João Luiz  
INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS  
ANUROS NOS CAMPOS SULINOS DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL /  
João Luiz Ucha.- 2020.  
41 p.; 30 cm

Orientador: Tiago Gomes dos Santos  
Coorientadora: Sonia Zanini Cechin  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de  
Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal,  
RS, 2020

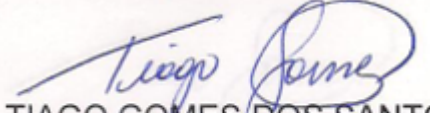
1. Uso da terra 2. Anuros 3. Agricultura 4. Pecuária  
I. Gomes dos Santos, Tiago II. Zanini Cechin, Sonia  
III. Título.

**João Luiz Cavalheiro Dias Ucha**

**INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS  
ANUROS NOS CAMPOS SULINOS DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL**


Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Biodiversidade Animal**.

**Aprovado em 05 de março de 2020:**



TIAGO GOMES DOS SANTOS

**Tiago Gomes dos Santos, Dr. (UNIPAMPA)**  
(Presidente/Orientador)



ELAINE MARIA LUCAS GONSALES

**Elaine Maria Lucas Gonsales, Dra. (UFSM)**



**Caroline Zank, Dra. (UFRGS) - Parecer**

## **DEDICATÓRIA**

Dedico a todos que lutam em prol da ciência e educação e aos que de alguma forma fazem seu papel na preservação dos ecossistemas naturais.

## AGRADECIMENTOS

Foram dois anos intensos, com altas e baixas, sou grato a muitas pessoas que convivi neste período, mas sou imensamente grato, principalmente a duas pessoas, o meu orientador, professor Tiago Gomes, no qual além da paciência (extraordinária), foi quem me incentivou, deu conselhos e também foi um terapeuta, acredite, muito obrigado, Tiago. E não posso deixar de agradecer a Suélen Saccol, por toda a parceria neste trabalho, que além de me ceder estes dados preciosíssimos de seu antigo projeto que tomou outros rumos, se dispôs a me ajudar no desenvolvimento deste manuscrito. Agradeço aos meus colegas de laboratório, em especial, Brena e Guilherme pelo coleguismo desde a graduação e que agora o destino nos coloca em caminhos diferentes, valeu galera. Também sou grato a professora Sonia Cechin, nossa “chefe do Lab” principalmente pelo auxílio e seu incentivo em levar a pesquisa à comunidade de Santa Maria..

Obrigado Dudu Fernandes (Pochete) pela amizade e hospitalidade desde meu primeiro dia em Santa Maria, que, de conhecido, se tornou um grande amigo. Da mesma forma agradeço ao Tartaruga (Tarta) pela amizade e companheirismo nesse período em Santa Maria.

Agradeço aqueles que de certa forma me auxiliaram ou participaram durante meu projeto anterior (é uma longa história...), ao Raul Coelho, coordenador da APA do Ibirapuitã pelo auxílio na seleção das áreas, ao amigo Fernando Mendina que se dispôs em ceder áreas de campo nativo para possível estudo, e também ao Léo Duarte, no qual se dispôs em ceder áreas com cultivo de soja. Ao pessoal da Fundação Maronna, em especial à Adriana e o Seu Toninho, que me acolheram durante o período que passei lá no Rincão do 28. Ao Marco Lópes, que estava de gestor da Rebio de Ibirapuitã em Alegrete, e é claro aos amigos Romulo Américo, Felipe Almansa, Conrado e Jonathan pelo auxílio na instalação dos “pitfalls”, ao Leonardo Guedes que estava junto do início ao fim daquela “saga”, muito obrigado pela companhia de vocês.

E não posso deixar de agradecer a minha eterna “namorada” Ana Carolina, pela paciência e amizade acima de tudo, obrigado meu amor. Obrigado Gaia ‘*in memorian*’ por nos ensinar a contemplar e aproveitar cada momento. E é claro aos meus pais que, apesar de todas as minhas “loucuras” sempre acabaram me apoiando, Gládis e Everton também considero vocês como pais, obrigado por tudo.

*“...viram cercas, porteiras, aramados  
veio o trator com seu ronco matraqueiro  
e, no tranco sem fim da evolução  
transformou a paisagem dos potreiros*

*e, ao contemplar o agora de seus campos  
o lugar onde seu porte ainda fulgura  
o velho taura dá de rédeas no seu eu  
e esporeia o futuro com bravura*

*Não podemo' se entregá' pros home'  
de jeito nenhum, amigo e companheiro  
Não tá morto quem luta e quem peleia  
Pois lutar é a marca do campeiro”*

(Leopoldo Raiser)

## RESUMO

### INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS ANUROS NOS CAMPOS SULINOS DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

AUTOR: João Luiz Cavalheiro Dias Ucha  
ORIENTADOR: Tiago Gomes dos Santos  
CO- ORIENTADORA: Sonia Zanini Cechin

A degradação dos ecossistemas naturais devido às mudanças no uso da terra está se acentuando, alterando a estrutura, a composição ou os processos do ecossistema, além de afetar negativamente a biodiversidade. Entre os vertebrados, os anfíbios apresentam singularidades que os tornam sensíveis às mudanças ambientais e, conseqüentemente, modelos adequados para avaliar a integridade do habitat. Aqui, queremos entender os padrões de diversidade em um cenário de degradação e extensa substituição de campos nativos por culturas no sul do Brasil, medindo a capacidade dos anfíbios de responder ao uso da terra. Assim, testamos possíveis mudanças na riqueza de espécies, composição taxonômica e estrutura das comunidades de anuros. O estudo foi realizado ao longo dos Campos Sulinos, no Rio Grande do Sul, por amostragem de anuros que vivem em poças ao longo dos ecossistemas de campestres dos biomas Mata Atlântica e Pampa. Amostramos um total de 238 poças que foram amostradas apenas uma vez, 153 em extensas áreas de criação de gado em campo nativo e 85 poças em áreas agrícolas, usando o método "busca em sítios de reprodução". Foram registradas 36 espécies de anuros distribuídas em sete famílias, com maior riqueza de espécies em áreas de pecuária sobre o campo nativo do que nas áreas agrícolas. Além disso, encontramos um padrão significativo de aninhamento associado à área agrícola, indicando um processo não aleatório de simplificação da comunidade por perda de espécies. Além disso, recuperamos sete espécies de anuros como indicadores de uso da terra: cinco espécies como indicadores de pecuária sobre campo nativo e duas como indicadores de áreas agrícolas. As espécies generalistas foram persistentes e dominantes nas áreas agrícolas, enquanto os especialistas em habitat desapareceram. Registramos por análise multivariada que o uso da terra foi um fator significativo para explicar a segregação da estrutura da comunidade entre os usos da terra, independentemente da variação natural registrada nas escalas local e regional. Nesse contexto, enfatizamos a importância dos campos naturais para a conservação da anurofauna na paisagem não florestal da região subtropical, uma vez que a manutenção de diversas comunidades é dramaticamente simplificada pelas mudanças no uso da terra. Além disso, enfatizamos que a pecuária extensiva tradicional em campo nativo pode ser considerada um amortecedor para ambientes de água doce devido a poucas mudanças na matriz nativa. Portanto, esse uso da terra precisa de incentivos estratégicos que auxiliem a conservação da biodiversidade nos campos, como ações paralelas multi-institucionais com o setor produtivo.

Palavras-chave: anuros habitantes de poças, campo nativo, pecuária, agricultura, biodiversidade.



## ABSTRACT

### LAND USE INFLUENCE ON ANURAN AMPHIBIAN DIVERSITY IN THE CAMPOS SULINOS OF RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

AUTHOR: João Luiz Cavalheiro Dias Ucha

ADVISOR: Tiago Gomes dos Santos

CO-ADVISOR: Sonia Zanini Cechin

The degradation of natural ecosystems due to land use changes is becoming accentuated, altering the structure, composition or ecosystem processes, as well as negatively affecting biodiversity. Among vertebrates, amphibians present singularities that make them sensitive to environmental changes and consequently appropriate models for assessing habitat integrity. Herein, we want to understand the patterns of diversity in a scenario of degradation and extensive replacement of native grasslands by crops in southernmost Brazil, measuring the ability of amphibians to respond to land use. Thus, we tested possible changes in species richness, taxonomic composition, and structure of anuran communities. The study was carried out along the Campos Sulinos of the state of Rio Grande do Sul, by sampling pond-dwelling anurans along the grassland ecosystems of the Mata Atlântica and Pampa biomes. We sampled a total of 238 ponds were sampled only once, 153 in extensive livestock areas on native grassland and 85 ponds in agricultural areas, by using 'the survey at breeding sites' method. We recorded 36 anuran species distributed in seven families, with higher species richness in the livestock over native grassland than in the agricultural areas. Besides, we found a significant nestedness pattern associated with agricultural area, indicating a non-random process of community simplification by species loss. In addition, we recovered seven anuran species as indicators of land uses: five species as indicators of native grasslands with livestock, and two as indicator of agricultural areas. Generalist species were persistent and dominant in agricultural areas while habitat specialists disappeared. We recorded by multivariate analysis that land use was a significant factor explaining the community structure segregation among land uses, regardless the natural variation registered at local and regional scales. In this context, we emphasize the importance of natural grassland for the conservation of anurofauna in the non-forest landscape of subtropical region, since maintenance of diverse communities is dramatically simplified by land use changes. Moreover, we emphasized that the traditional extensive livestock farming on native grasslands can be considered a buffer for freshwater environments due to few changes in the native matrix. Therefore, this land use needs strategical incentives that help the conservation of the biodiversity in the grasslands, such as parallel multi-institutional actions with the productive sector.

Keywords: pond-dwelling anurans, native grasslands, livestock, agriculture, biodiversity.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de estudo de comunidades de anfíbios anuros, localizada nos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul. .... 16
- Figura 2.** Comparação da riqueza de espécies de anuros registrada em poças ao longo de áreas agrícolas e pecuária sobre campo nativo, através de baseada na abundância de indivíduos.... 22
- Figura 3.** Comparação da riqueza de espécies de anuros registradas em poças ao longo de áreas agrícolas e pecuária sobre campo nativo, através de rarefação baseada na cobertura de amostragem..... 22
- Figura 4.** Representação da matriz de similaridade (Bray-Curtis) no espaço bidimensional por Escalonamento Multidimensional Métrico (mMDS), representando a densidade de anuros registrada em poças na região dos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul ..... 24

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Riqueza, abundância bruta (AB) e frequência de ocorrência (FO%) de espécies de anuros registrados em pecuária sobre campo nativo e cultivos agrícolas na região dos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul. PDG, Padrão de Distribuição Geográfica das espécies (sensu Santos et al. 2014) .....	20
Tabela 2 – PERMANOVA com base no índice de similaridade de Bray-Curtis e modelo misto de dois fatores (randômico e fixo), contendo a porcentagem relativa dos componentes de variância (CV%) calculados para a densidade de anuros registrados em poças nos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul. ....	24

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>15</b>
2.1 SELEÇÃO DE ÁREAS .....	15
<b>2.1.1 SELEÇÃO DE POÇAS E AMOSTRAGEM DOS ANUROS.....</b>	<b>17</b>
2.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	17
<b>2.2.1 Riqueza de espécies e composição taxonômica .....</b>	<b>17</b>
<b>2.2.2 Espécies indicadoras e estrutura das comunidades.....</b>	<b>18</b>
<b>3 RESULTADOS.....</b>	<b>19</b>
3.1 RIQUEZA DE ESPÉCIES E COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA .....	19
3.2 ESPÉCIES INDICADORAS E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES .....	23
<b>4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>24</b>
4.1 RIQUEZA DE ESPÉCIES E COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA .....	24
4.2 ESPÉCIES INDICADORAS E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES .....	26
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>30</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>31</b>
<b>APÊNDICE A.....</b>	<b>40</b>
<b>APÊNDICE B.....</b>	<b>41</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A degradação dos ecossistemas naturais, notadamente dos ecossistemas dulciaquícolas, vem se tornando um desafio para a humanidade nas últimas décadas (JOHNSON; BOROWY; SWAN, 2017, ALBERT et al., 2020), já que os problemas ambientais de origem antropogênica atingiram níveis alarmantes (SHRINKHAL, 2018, POWERS; JETZ, 2019). Não obstante, a degradação também inclui mudanças acentuadas na estrutura, composição ou processos ecológicos dentro dos ecossistemas (REED et al., 2011), afetando a biodiversidade que é sensível à diferentes cenários, como mudança nos níveis de dióxido de carbono atmosférico, mudança no clima, na vegetação e no uso da terra (SALA et al., 2000).

Dentre as ações antropogênicas, o uso da terra é considerado uma das principais causas da perda de habitat, biodiversidade e funções ecossistêmicas (SALA et al., 2000, HANSEN; DeFRIES; TURNER, 2004). A perda de habitat é considerada uma grande ameaça à conservação da biodiversidade, pois mudanças na estrutura da vegetação podem afetar a vida silvestre, alterando a estrutura das comunidades, a disponibilidade de recursos, a capacidade de dispersão e as interações entre espécies (VITT; CALDWELL, 2014, WILSON et al., 2016, SACCOL; BOLZAN; SANTOS, 2017). Estudos sobre efeitos de mudanças no uso da terra (e.g. perda e fragmentação de habitat) foram historicamente desenvolvidos em sistemas florestais (VACCARO; FILLOY; BELLOCQ, 2019, IOP et al., 2020), enquanto pouca atenção foi dada à conservação e monitoramento de ecossistemas subtropicais não-florestais (i.e., ecossistemas campestres), os quais experimentam alarmantes taxas de degradação, principalmente devido à conversão pela agricultura e silvicultura (PILLAR et al., 2009, OVERBECK et al., 2015, VELDMAN et al., 2015, BAEZA; PARUELO, 2020). Assim, aproximadamente 60% dos ecossistemas campestres no sul do Brasil já foram perdidos nas últimas décadas e, dependendo da região, entre 5% e 17% dos remanescentes campestres apresentam sinais de degradação (ANDRADE et al., 2015, 2019, STAUDE et al., 2018).

A mudança no uso da terra observada nos ecossistemas campestres subtropicais (i.e., a substituição da pecuária extensiva pela agricultura/silvicultura) é considerada uma grande ameaça à conservação biológica (BRAZEIRO et al., 2020), já que o pastejo desempenha um papel ecossistêmico antes exercido pela megafauna extinta (PILLAR; VÉLEZ, 2010, MOREIRA; MALTICK, 2015), auxiliando na manutenção da heterogeneidade e da biodiversidade observada nos campos. Os ecossistemas campestres típicos da região Sul do Brasil (Campos Sulinos) se desenvolveram sob paleoclima frio e seco (BEHLING et al., 2005, 2009, OVERBECK et al., 2007) e estão distribuídos no bioma Pampa e no bioma Mata Atlântica

(neste último caso, associados à Floresta com Araucária) (BOLDRINI, 2009). Eles abrigam uma rica diversidade vegetal, (BOLDRINI; OVERBECK; TREVISAN, 2015), muitas delas consideradas endêmicas do Cone Sul (PINTO et al., 2013) e uma diversidade faunística típica do Sul do Brasil e países vizinhos (BENCKE, 2009), incluindo vertebrados endêmicos e ameaçados de extinção (LUZA et al., 2015, VERRASTRO; BORGES-MARTINS, 2015, FONTANA; BENCKE, 2015, IOP et al., 2015).

Os anfíbios são considerados bons modelos para avaliação dos efeitos da substituição de habitat, uma vez que muitas espécies podem sofrer extinções locais em ambientes impactados (e.g. FICETOLA; PADOA-SCHIOPPA; De BERNARDI, 2009, FICETOLA, 2015), fazendo com que sejam considerados o grupo de vertebrados mais ameaçado do planeta (WAKE; VREDENBURG, 2008, HOFFMANN et al., 2010). Os poucos estudos sobre os efeitos das mudanças no uso da terra sobre os anfíbios nos Campos Sulinos são recentes e, apesar de desenvolvidos ainda em pequena escala espacial, têm registrado impactos negativos sobre as comunidades (MACHADO; MALTCHIK, 2010, MACHADO; MOREIRA; MALTCHIK, 2012, SACCOL; BOLZAN; SANTOS, 2017). De forma geral, a resposta dos anfíbios às mudanças ambientais é relacionada a peculiaridades como limitações térmicas, baixa capacidade de dispersão (WELLS, 2007, SEMLITSCH, 2008, DOLMEN; SELAND, 2016), ciclos de vida complexos e modos reprodutivos singulares (WELLS, 2007). Nesse contexto, considerando a necessidade de compreender os padrões de diversidade ecológica em um cenário de degradação ambiental (SANTOS et al., 2008), a alta diversidade de anfíbios dependentes dos ecossistemas campestre no sul do Brasil (SANTOS; IOP; ALVES, 2014), a rápida e extensa substituição dos campos por cultivos (ANDRADE et al., 2015, 2019) e a capacidade singular dos anfíbios responderem às mudanças no uso da terra (BRUM et al., 2013, MOREIRA; MALTICK, 2015), nós objetivamos: determinar a influência do uso da terra sobre a diversidade de anfíbios anuros nos Campos Sulinos do extremo sul do Brasil, testando possíveis mudanças na riqueza de espécies, composição taxonômica (beta diversidade) e na estrutura das comunidades de anuros. Assim, nós partimos da hipótese de que o campo nativo com pecuária extensiva tradicional manterá comunidades de anuros com maior diversidade (riqueza e troca de espécies), predominância espécies habitat-especialistas e padrão de abundância diferente daquela registrada em áreas agrícolas convertidas pela agricultura, uma vez que, historicamente, a pecuária extensiva sobre o campo nativo tem se mantido em concordância com a manutenção da biodiversidade dos Campos Sulinos (PILLAR; VÉLEZ, 2010, VACCARO; FILLOY; BELLOCQ, 2019, IOP et al., 2020).

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1. SELEÇÃO DE ÁREAS

O estudo foi realizado ao longo dos Campos Sulinos do estado do Rio Grande do Sul, em 20 quadrículas de 5 km x 5 km cada (Figura 1), inseridas nos sistemas ecológicos campestres dos biomas Mata Atlântica e Pampa (*sensu* HASENACK et al., 2010): Campos Mistos de Andropogôneas e Compostas; Campos de Solos Rasos; Campos com Barba-de-bode; Campos Graminosos; Campos Litorâneos; Campos com Espinilho; Campos Arbustivos; Campos Mistos do Cristalino Oriental; Campos de Altitude e Campos com Areais. As unidades amostrais abrangeram os climas sub temperado (STE) e subtropical (ST), seguindo a classificação de Köppen modificada por MALUF (2000), cujas temperaturas médias anuais variam de 12,1 a 23 °C e a precipitação pluviométrica anual varia de 1200 mm a 2400 mm (WREGGE et al., 2011).

A seleção dessas quadrículas foi realizada por imagens de satélite (Google Earth), contemplando 10 quadrículas campestres historicamente usadas para pecuária extensiva e contendo mais de 80% de campo nativo (ver detalhes em ANDRADE et al., 2019), bem como 10 quadrículas agrícolas com mais de 80% de conversão (i.e. originalmente campestres, mas atualmente convertidas em cultivos como soja, milho, arroz e/ou silvicultura). Previamente, foram realizadas visitas de conferência às quadrículas selecionadas, a fim de obter confirmação do nível de conservação/antropização (ver detalhes e imagens nos Apêndices A e B). O processo de seleção de quadrículas nativas e agrícolas bem como o suporte financeiro para a amostragem em áreas de pecuária sobre o campo nativo foram realizados dentro da Rede Campos Sulinos ([https://www.ufrgs.br/redecampossulinos/?page\\_id=845](https://www.ufrgs.br/redecampossulinos/?page_id=845)), através do Projeto “*Padrões de diversidade e distribuição de anfíbios anuros dos Campos Sulinos do extremo sul do Brasil*”, vinculado ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade/MCTI (PPBio Campos Sulinos). A amostragem das quadrículas agrícolas foi financiada pela organização internacional Neotropical Grassland Conservancy (<http://conservegrassland.org>).

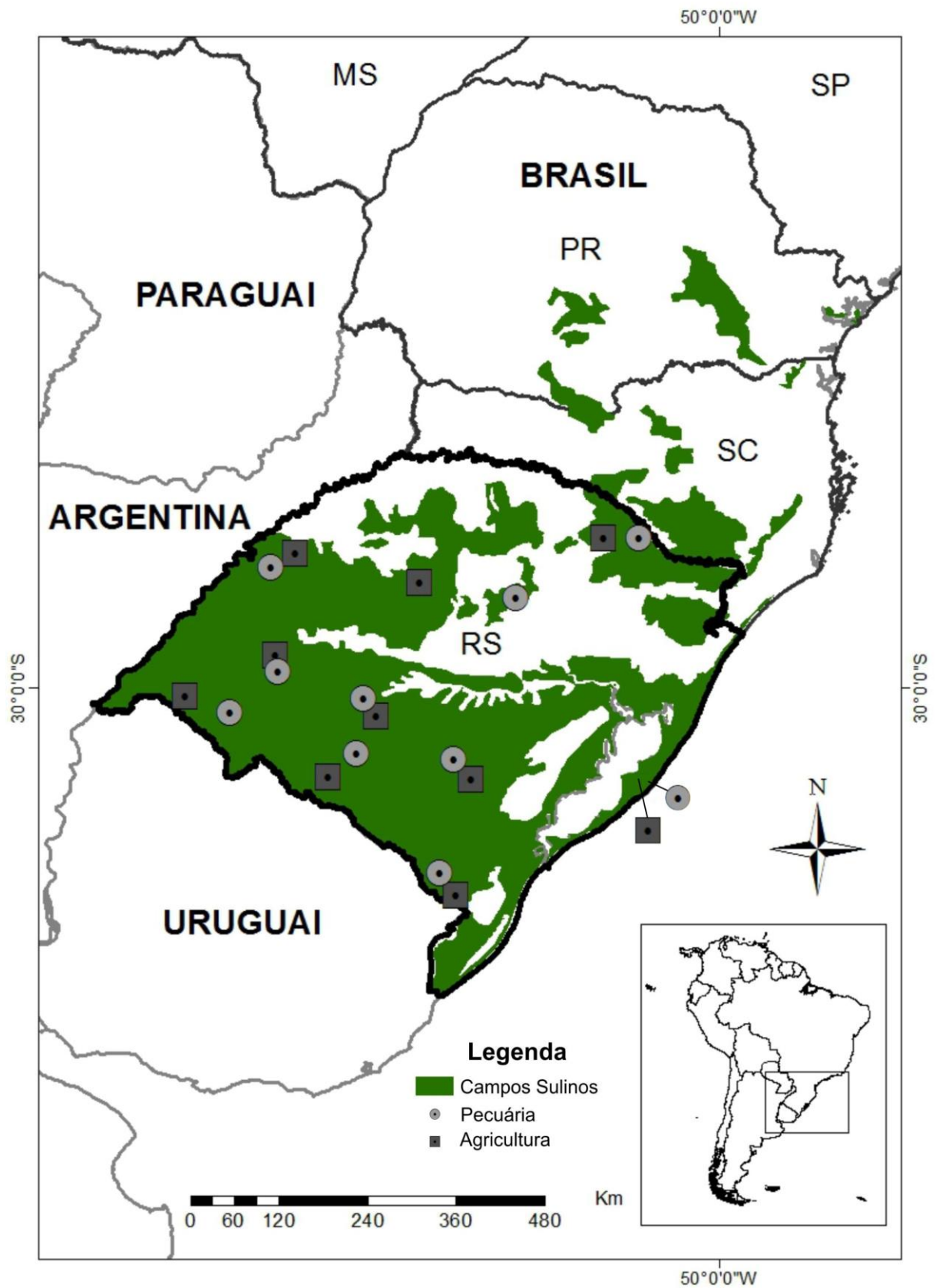


Figura 1. Área de estudo de comunidades de anfíbios anuros, localizada nos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul. Pontos em cinza claro representam as quadrículas com predominância de pecuária sobre campo nativo, pontos em cinza escuros representam as quadrículas com predominância de agricultura.



### 2.1.1 Seleção de Poças e Amostragem dos Anuros

Foram inspecionados corpos d'água lênticos (poças) para a amostragem dos anuros em cada uma das 20 quadrículas. Essas poças foram selecionadas através da procura ativa, conforme a disponibilidade local, acessibilidade, distância entre elas e sempre que possível, priorizando as poças comumente utilizadas pelos anuros para reprodução. Nós focamos a amostragem em poças porque esses corpos d'água possuem limites facilmente reconhecíveis e podem ser comparados a ilhas isoladas na paisagem (WELLS, 2007). As amostragens foram realizadas durante a primavera/verão de 2015 e 2016, na época do ano mais favorável à atividade da anurofauna no extremo sul do Brasil (BOTH et al., 2008; SANTOS et al., 2008). Ao total, foram amostradas 238 poças uma única vez: 153 em áreas de pecuária extensiva sobre campo nativo ( $\pm 15,3$  poças por quadrícula, variando de 11 a 22 poças) e 85 poças nas áreas agrícolas ( $\pm 8,5$  poças por quadrícula, variando de seis a 10 poças). A amostragem e o respectivo registro dos anuros adultos (riqueza e abundância) ocorreram no período noturno, utilizando o método de “busca em sítios de reprodução” (*sensu* SCOTT JR; WOODWARD, 1994), que consiste na procura visual e auditiva ao longo das margens dos corpos d'água. Dessa forma, o esforço amostral foi proporcional ao tamanho das poças (BOTH et al., 2008, SANTOS et al., 2008). Espécimes-testemunho foram coletados (licenças Sisbio: #28322, #49596 e #52730), eutanasiados com xilocaína 5%, fixados em formalina 10%, conservados em álcool 70% e depositados na coleção Herpetológica da Universidade Federal de Santa Maria (ZUFMSM).

## 2.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

### 2.2.1 Riqueza de Espécies e Composição Taxonômica

Os possíveis efeitos do uso da terra sobre os padrões de diversidade de anfíbios foram acessados pela comparação da riqueza de espécies e da estrutura multivariada das comunidades registradas, respectivamente, nas áreas de pecuária sobre o campo nativo e áreas agrícolas. A comparação da riqueza de espécies foi baseada em curvas de rarefação (método de interpolação e extrapolação) representando medidas padronizadas de abundância de indivíduos e de cobertura de amostragem (i.e. estimativas padronizadas por tamanho de amostra e por ‘completude’ de amostragem, respectivamente) (CHAO; JOST, 2012). Intervalos de confiança (95%) associados às curvas foram calculados utilizando o método de Bootstrap (50 aleatorizações). Estas análises foram realizadas no programa iNEXT (iNterpolation and

EXtrapolation) (CHAO; HSIEH, 2016), disponível em: [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/inext-online/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext-online/).

Uma matriz de similaridade (índice de Bray-Curtis) foi calculada entre as poças quanto à anurofauna. A matriz de similaridade foi baseada na densidade de anuros por poça (i.e., abundância de cada espécie dividida pela área das poças). As poças sem registros de anuros (sete em campo nativo, 10 em lavoura) foram incluídas na análise usando a inserção de uma constante para todas as poças, representando uma “espécie-fantasma” com valor 1.

Os dados de densidade dos indivíduos foram previamente transformados utilizando “Dispersion weighting of species”, uma transformação recomendada para reduzir o efeito de espécies com distribuição muito variável (CLARKE et al., 2006, CLARKE et al., 2014). Algumas espécies de anuros, por exemplo, podem apresentar padrão reprodutivo explosivo caracterizado pela presença de dezenas (até centenas) de indivíduos durante curto período em um único sítio reprodutivo, enquanto espécies com padrão reprodutivo prolongado normalmente ocorrem em baixa densidade, por longos períodos. Na sequência, para diminuir o viés de espécies quantitativamente dominantes na matriz de similaridade, foi utilizada transformação de raiz quadrada dupla, considerada uma opção intermediária entre transformações brandas e severas (CLARKE et al., 2014).

As possíveis diferenças na composição taxonômica das comunidades de anuros (beta-diversidade) entre agricultura e pecuária sobre campo nativo foram analisadas com o teste de aninhamento (BASELGA, 2010), utilizando a presença e ausência de espécies em repetições (i.e., quadrículas), de forma desagrupada (para “agricultura” e para “pecuária sobre campo nativo” separadamente) e de forma agrupada (i.e. para “agricultura” e “pecuária sobre campo nativo” em uma única matriz). Este teste foi utilizado para determinar se a anurofauna registrada na agricultura pode ser considerada um subconjunto daquela presente na pecuária sobre o campo nativo, gerado por um padrão de aninhamento maior do que o esperado pelo acaso. A métrica utilizada para estimar o grau de aninhamento da comunidade foi *Nestedness* baseado no *Overlap and Decreasing Fill* - NODF (ALMEIDA-NETO et al., 2008), com 10000 simulações do modelo nulo. O teste de aninhamento foi realizado no programa estatístico R versão 3.5.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

### 2.2.2 Espécies Indicadoras e Estrutura das Comunidades

Para determinar a força de associação das espécies a determinados tipos de habitat (De CÁCERES; LEGENDRE, 2009), nós utilizamos a Análise de Espécies Indicadoras e calculamos o índice de valor do indicador (IndVal) (De CÁCERES, 2013). As espécies

indicadoras foram determinadas usando a relação entre os valores de abundância e frequência de ocorrência das espécies ao longo das poças amostradas, as quais foram previamente classificadas em dois grupos quanto ao uso da terra (i.e., grupo 1 para “agricultura” x grupo 2 para “pecuária sobre campo nativo”). Essa análise foi realizada no programa estatístico R versão 3.5.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Para testar possíveis diferenças na estrutura das comunidades de anuros entre áreas de pecuária sobre o campo nativo e áreas agrícolas, foi realizada uma PERMANOVA (ANDERSON, 2017) de dois fatores, sendo o “Uso da Terra” usado como fator fixo contendo dois níveis (agricultura e pecuária sobre campo nativo), e a “Quadrícula” usada como fator randômico contendo 20 níveis (i.e., cada quadrícula como única). O fator “Quadrícula” foi aninhado dentro do fator fixo “Uso da Terra”. A significância estatística foi determinada por 9999 permutações. Na sequência, a rotina Bootstrap Averages (CLARKE; GORLEY, 2015) foi utilizada para representar a similaridade dentro do fator uso da terra (i.e., agricultura x pecuária sobre campo nativo). Valores médios para cada grupo desse fator foram calculados através de permutações de Bootstrap (150) com reamostragem. Na sequência, a matriz de valores médios aleatorizados e a região que contém 95% dessa distribuição foram representados no espaço bidimensional métrico utilizando mMDS (Escalonamento Multi-Dimensional métrico) (CLARKE; GORLEY, 2015). As análises de similaridade, Bootstrap Averages e mMDS foram realizadas no programa Primer-E 7.0 (CLARKE; GORLEY, 2015).

### **3 RESULTADOS**

#### **3.1 Riqueza de Espécies e Composição Taxonômica**

Foram registradas 36 espécies de anuros (35 nativas e uma espécie exótica invasora) distribuídas em sete famílias. A riqueza total registrada em pecuária sobre campo nativo foi de 33 espécies, das quais 16 foram exclusivamente registradas nesse uso da terra. Nas áreas agrícolas, foram registradas 20 espécies de anuros, com duas espécies exclusivas (Tabela 1). Os anuros registrados no presente estudo são um misto formado por espécies com ampla distribuição geográfica e aquelas com distribuição mais restrita aos ecossistemas campestres do sul do Brasil e países vizinhos (Tabela 1).

As curvas de interpolação e extrapolação evidenciaram que a riqueza de espécies de anuros nas áreas de pecuária sobre campo nativo foi significativamente maior que aquela

registrada nas áreas agrícolas para ambos, abundância de indivíduos e cobertura de amostragem (Figuras 2 e 3).

Com base na análise de NODF, encontramos que o aninhamento foi significativamente maior do que esperado pelo acaso dentro da área agrícola (valor observado = 64,64; valor simulado = 53,54;  $p < 0,05$ ), o que não ocorreu dentro da área de pecuária sobre o campo nativo (valor observado = 50,44, valor simulado = 52,56;  $p > 0,05$ ). Além disso, o NODF mostrou aninhamento significativamente maior do que o esperado pelo acaso para a matriz completa de dados, indicando que as comunidades de anuros de áreas agrícolas são um subconjunto da comunidade registrada nas áreas de pecuária sobre o campo nativo (valor observado = 53,19; valor simulado = 47,66;  $p < 0,05$ ).

Tabela 1- Riqueza, abundância bruta (AB) e frequência de ocorrência (FO%) de espécies anuros registrados em pecuária sobre campo nativo e cultivos agrícolas na região dos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul. PDG, Padrão de Distribuição Geográfica das espécies (sensu Santos et al., 2014) - A: espécies com ampla distribuição geográfica; CH/CP: espécies que ocorrem no Chaco e Pampa; CMA: espécies que ocorrem nos campos de Mata Atlântica; CP: espécies que ocorrem nos campos do Pampa; CS: campos Sulinos; MA-CS: espécies típicas de florestas, mas também com ocorrência nos campos Sulinos; P/MA: espécies com ampla distribuição geográfica nos biomas Pampa e Mata Atlântica.

FAMÍLIA / ESPÉCIE	Pecuária sobre Campo Nativo AB (FO%)	Agricultura AB (FO%)	PDG
<b>ALSODIDAE</b>			
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	5 (1,96)	0	P/MA
<b>BUFONIDAE</b>			
<i>Melanophryniscus atroluteus</i>	8 (1,96)	0	CS
<i>Rhinella achavali</i>	2 (0,65)	0	CS
<i>Rhinella azarai</i>	0	2 (1,17)	-
<i>Rhinella diptycha</i>	7 (3,26)	0	A
<i>Rhinella dorbignyi</i>	6 (1,30)	0	CP
<i>Rhinella fernandezae</i>	0	10 (1,30)	A
<b>HYLIDAE</b>			
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	14 (3,92)	0	MA-CS
<i>Boana faber</i>	20 (3,26)	0	MA-CS
<i>Boana leptolineata</i>	128 (12,41)	0	CMA
<i>Boana pulchella</i>	142 (20,91)	13 (11,76)	CS
<i>Dendropsophus minutus</i>	888 (49,01)	127 (18,82)	A
<i>Dendropsophus sanborni</i>	129 (18,95)	108 (18,82)	A
<i>Pseudis cardosoi</i>	82 (3,92)	0	CMA
<i>Pseudis minuta</i>	612 (45,75)	31 (11,76)	CP
<i>Scinax fontanarrosai</i>	14 (2,61)	0	-
<i>Scinax fuscovarius</i>	134 (19,60)	124 (18,82)	A

<i>Scinax granulatus</i>	97 (16,33)	0	CS
<i>Scinax nasicus</i>	49 (7,18)	5 (2,35)	A
<i>Scinax squalirostris</i>	322 (20,26)	8 (2,35)	A
<i>Scinax uruguayus</i>	19 (3,26)	0	CS
<i>Sphaenorhynchus surdus</i>	24 (1,96)	0	CMA
<b>LEPTODACTYLIDAE</b>			
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	35 (9,15)	29 (9,41)	A
<i>Leptodactylus fuscus</i>	29 (9,15)	164 (21,17)	A
<i>Leptodactylus gracilis</i>	50 (18,95)	46 (20,00)	A
<i>Leptodactylus latinasus</i>	37 (13,72)	103 (28,23)	CH/CP
<i>Leptodactylus latrans</i>	370 (59,47)	156 (47,05)	A
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	25 (9,15)	20 (7,05)	A
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	393 (35,94)	387 (25,88)	A
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	72 (15,03)	144 (17,64)	A
<i>Physalaemus cuvieri</i>	200 (32,67)	42 (14,11)	A
<i>Physalaemus gracilis</i>	98 (19,60)	2 (2,35)	CP
<i>Physalaemus riograndensis</i>	9 (0,65)	0	CH/CP
<b>MICROHYLIDAE</b>			
<i>Elachistocleis bicolor</i>	111 (30,71)	66 (12,94)	A
<b>PHYLLOMEDUSIDAE</b>			
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	19 (5,22)	0	CP
<b>RANIDAE</b>			
<i>Lithobates catesbeianus</i> *	3 (1,96)	0	A
<b>Abundância Total</b>	<b>4.153</b>	<b>1.557</b>	
<b>Riqueza Total</b>	<b>33</b>	<b>20</b>	

\*Espécie exótica invasora

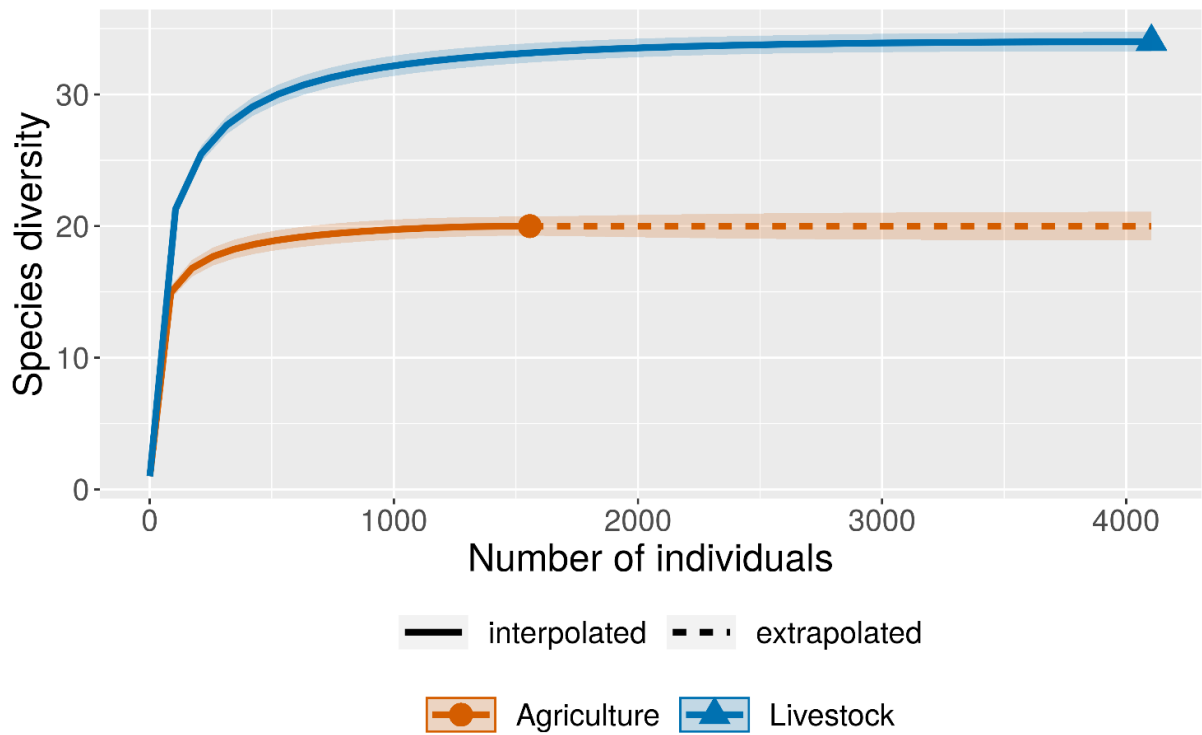


Figura 2. Comparação da riqueza de espécies de anuros registrada em poças ao longo de áreas agrícolas (alaranjado) e pecuária sobre campo nativo (azul), através de rarefação (interpolação extrapolção) baseada na abundância de indivíduos.

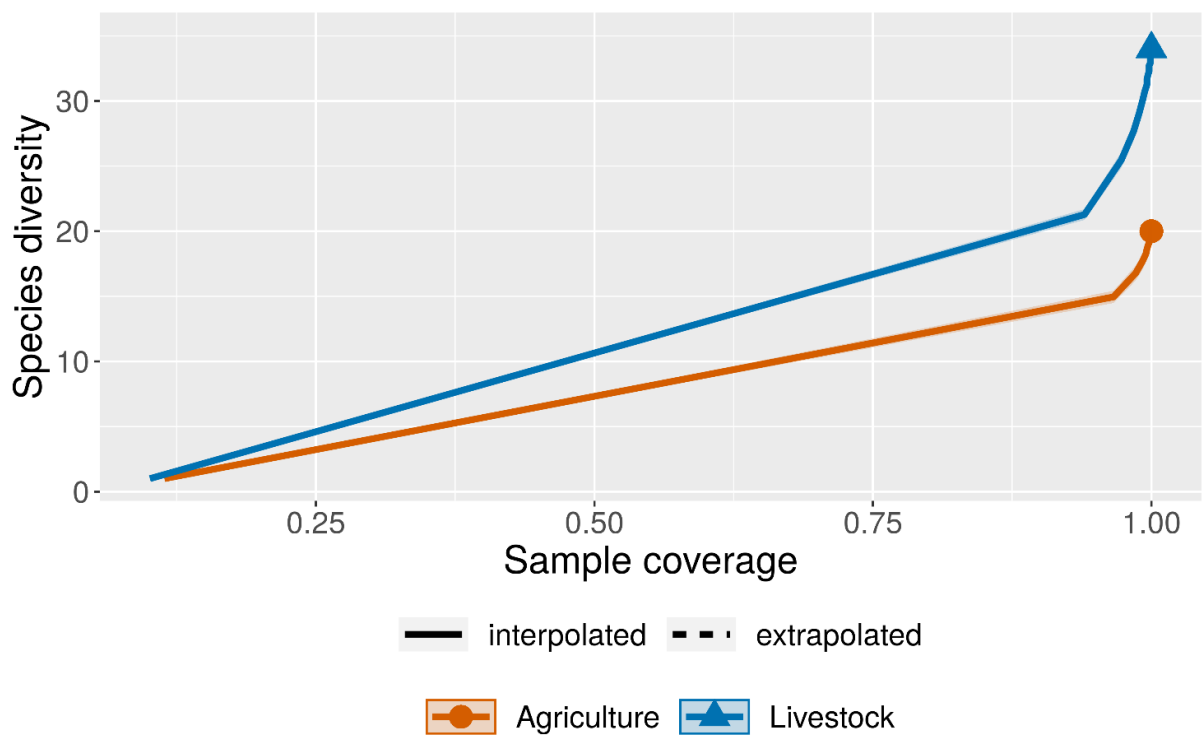


Figura 3. Comparação da riqueza de espécies de anuros registradas em poças ao longo de áreas agrícolas (alaranjado) e pecuária sobre campo nativo (azul), através de rarefação baseada na cobertura de amostragem.

### 3.2 Espécies Indicadoras e Estrutura das Comunidades

Sete espécies de anuros foram consideradas indicadoras do uso da terra ( $p < 0,01$ ): i) cinco indicadoras de campo nativo com pecuária - *Pseudis minuta* (IndVal = 0,66), *Scinax squalirostris* (IndVal = 0,45), *Physalaemus gracilis* (IndVal = 0,44), *Scinax granulatus* (IndVal = 0,41) e *Boana leptolineata* (IndVal = 0,36); ii) duas espécies indicadoras das áreas agrícolas - *Leptodactylus latinasus* (IndVal = 0,52) e *Leptodactylus fuscus* (IndVal = 0,47).

A PERMANOVA indicou que o uso da terra (“agricultura” x “pecuária sobre campo nativo”) foi um fator significativo que explicou parte da variação da estrutura das comunidades de anuros (CV = 15,9%), apesar da variação natural registrada entre quadrículas (CV=35,7%) e entre poças (CV = 49%) (Tabela 2). A representação dos valores médios da matriz de similaridade evidenciou a forte segregação da estrutura das comunidades de anuros entre poças em áreas agrícolas e aquelas em campo com pecuária (Figura 4).

Tabela 2 - PERMANOVA com base no índice de similaridade de Bray-Curtis e modelo misto de dois fatores (randômico e fixo), contendo a porcentagem relativa dos componentes de variância (CV%) calculados para a densidade de anuros registrados em poças nos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul.

Fonte de Variação	gL	QM	Pseudo-F	p	CV%
Entre tratamentos (uso da terra)	1	14637	2,57	0,012	15,3
Entre unidades dentro de cada tratamento (quadrículas)	18	6314,2	7,28	0,000	35,7
Entre poças (residual)	218	867,73			49
TOTAL	237				100

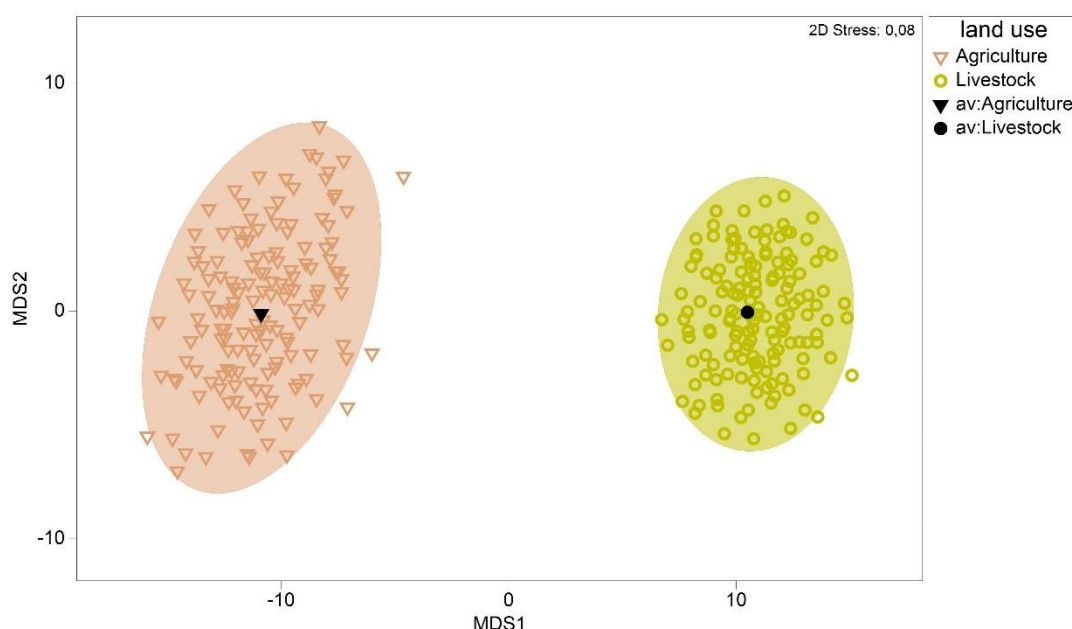


Figura 4. Matriz de similaridade (Bray-Curtis) no espaço bidimensional por Escalonamento Multidimensional Métrico (mMDS), representando a densidade de anuros registrada em poças na região dos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul. Nuvens coloridas representam o Erro Padrão Multivariado (região representando 95% da distribuição das amostras), símbolos em preto representam as médias para cada grupo (pecuária sobre campo nativo e agricultura).

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 Riqueza de Espécies e Composição Taxonômica

Os anuros registrados neste estudo correspondem a 42% da riqueza conhecida para os ecossistemas campestres do sul do Brasil (IOP et al., 2015). A riqueza de espécies foi menor nas poças em áreas agrícolas do que naquelas em campo nativo com pecuária, para ambas as comparações padronizadas (i.e. por abundância e por cobertura de amostragem), representando uma redução total de aproximadamente 43% da riqueza (~15 espécies). A menor riqueza de



anuros registrada nas áreas agrícolas era esperada, já que muitas espécies podem desaparecer em ambientes perturbados (VITT; CALDWELL, 2014; FICETOLA et al., 2015), fenômeno que em escala global resultou em um declínio médio de 22% no número de espécies em ambientes alterados quando comparados com habitat natural (NOWAKOWSKI et al., 2018). A baixa riqueza de espécies em sistemas de intenso uso da terra também foi registrada em escala local nos Campos Sulinos, conforme estudos utilizando anuros em poças (MOREIRA; MALTICK, 2015) ou ainda empregando armadilhas de intercetação e queda para captura de anuros em solo (SACCOL; BOLZAN; SANTOS, 2017). Nesse contexto, a intensificação do uso da terra deve ser compreendida como uma ameaça aos anuros na região dos Campos Sulinos, já que o uso agrícola foi incapaz de manter a riqueza espécies esperada.

Quanto à composição taxonômica, nenhuma das espécies registradas consta como ameaçada em nível global (IUCN, 2019), nacional (ICMBIO/MMA, 2018), ou regional (RIO GRANDE DO SUL, 2014), nem no Plano de Ação Nacional para a Conservação da Herpetofauna no Sul do país (PAN HERPETOFAUNA SUL — MMA/ICMBIO, 2019). Entretanto, as espécies nativas especialistas em ecossistemas campestres representaram 44% da anurofauna registrada em pecuária sobre campo nativo, mas a minoria (apenas 15%) da anurofauna em áreas agrícolas, respectivamente. As espécies nativas com ampla distribuição geográfica representaram pouco menos da metade (48%) da anurofauna registrada em pecuária sobre campo nativo, mas corresponderam à maioria (75%) das espécies em áreas agrícolas, respectivamente. Esse padrão de perda de espécies habitat especialistas foi recuperado nos testes de aninhamento, aumentando nossa compreensão sobre a redução na riqueza de espécies acima reportada. O aninhamento é um padrão comum para biotas em habitats fragmentados, onde as taxas diferenciais de extinção/imigração entre as espécies figura como o mecanismo comumente citado como responsável pela estrutura aninhada, embora não seja uma explicação exclusiva (ver CUTLER, 1994). Ainda de acordo com CUTLER (1994), sobre esse mecanismo: 1) sítios com alta taxa de extinção devem reter somente pequenas biotas, consistindo preponderantemente de espécies resistentes à extinção, enquanto sítios com baixa taxa de extinção devem reter maior biota, incluindo espécies mais vulneráveis; 2) somente as espécies com menor limitação de dispersão alcançarão os sítios mais isolados. Nesse caso, o aninhamento na composição taxonômica registrado no presente estudo significa que um conjunto de espécies em localidades de baixa diversidade são subconjuntos daquelas em localidades de alta diversidade (ALMEIDA-NETO et al., 2008). Esse empobrecimento na composição de espécies reflete um processo não randômico de perdas resultantes de algum fator que promove o colapso de comunidades organizadas (GASTON; BLACKBURN, 2000).

De fato, o aninhamento na composição da anurofauna foi registrado dentro das áreas agrícolas, mas não foi encontrado no campo nativo com pecuária. Isso indica que a perda de espécies registrada no teste geral de aninhamento foi resultante da desestruturação da comunidade de anuros nas áreas agrícolas, em oposição ao padrão de diversidade registrada em campo nativo. O padrão de desaparecimento de especialistas associado à alta capacidade de persistência das espécies generalistas nos sistemas agrícolas foi observado para anfíbios em outros estudos em menor escala geográfica, como em lavouras na região central do Brasil (PIATTI; SOUZA; FILHO, 2010, SOUZA; MARTINS; RAIZER, 2014), e lavouras de arroz na Planície Costeira do Rio Grande do Sul (MOREIRA; MALTICK, 2012, 2015), bem como em silvicultura na Depressão Central do estado (SACCOL; BOLZAN; SANTOS, 2017), e enfatiza a utilidade dos anuros como bioindicadores da qualidade ambiental (TOLEDO, 2009), mesmo em ecossistemas não florestais. Algumas das espécies não registradas em áreas agrícolas, por exemplo, são historicamente reconhecidas como tendo afinidades por habitats pouco modificados na região pampeana, como pastizais nativos (*Melanophryniscus atroluteus*) com afloramentos rochosos (*Limnomedusa macroglossa*) e vegetação ripária (*Phyllomedusa iheringii* e *Rhinella achavali*) (KWET et al., 2004, ACHAVAL; OLMOS, 2007, MANEYRO; CARREIRA, 2012,). Dessa forma, o padrão de perda de espécies parece estar intimamente relacionado à relação dos requisitos de hábitat, capacidade de dispersão, hábitos e modos reprodutivos das espécies com todas as limitações impostas pelo ambiente transformado (PIATTI; SOUZA; FILHO, 2010, MOREIRA; MALTICK, 2012, 2014, 2015, ALMEIDA-GOMES et al., 2019). Nesse sentido, sugerimos que futuros estudos podem ser desenvolvidos para melhor identificar tais requisitos, bem como elucidar as imposições ambientais em nível espécie-específico.

#### 4.2 Espécies indicadoras e Estrutura das Comunidades

Sete espécies foram recuperadas como indicadoras do uso da terra, ou seja, apresentaram frequência de ocorrência e abundância maior do que o esperado pelo acaso em um dos tipos. As espécies consideradas indicadoras das áreas de pecuária sobre campo nativo possuem uma distribuição tipicamente associada aos ecossistemas campestres sulinos (e.g. campos do Pampa e campos da Mata Atlântica), com exceção de *Scinax squalirostris* que apresenta distribuição geográfica ampla – mas também associada com ecossistemas não florestais (e.g. ETEROVICK; SAZIMA, 2004, BRASILEIRO et al., 2005, KWET; LINGNAU; DI-BERNARDO, 2010, MANEYRO; CARREIRA, 2012). Além disso, os sítios reprodutivos destas espécies geralmente estão associados a corpos d'água com vegetação flutuante ou enraizadas, áreas

úmidas ou com densa vegetação herbáceo-arbustiva próxima às margens dos corpos d'água (ACHAVAL; OLMOS, 2007, KWET; LINGNAU; DI-BERNARDO, 2010, ZANK et al., 2010, MANEYRO; CARREIRA, 2012). Por outro lado, as espécies indicadoras das áreas agrícolas (*Leptodactylus latinasus* e *L. fuscus*), apresentam ampla distribuição geográfica, (ver SANTOS; IOP; ALVES, 2014), alto poder de dispersão e adaptações a ambientes alterados (BORTEIRO; KOLENC, 2007, SANTOS; ROSSA-FERES; CASATTI, 2007, PONSSA; BARRIONUEVO, 2008, SANTOS et al., 2008, CRUMP, 2015). Como exemplo, ambas apresentam modo reprodutivo 30 (i.e. ovos em ninhos de espuma depositados em ninhos de câmara subterrânea construída pelo macho, com girino exotrófico em poças, sensu HADDAD; PRADO, 2005), considerado uma adaptação eficiente quanto ao risco de insolação e dissecação, que parece facilitar a ocupação de ambientes degradados (HADDAD; PRADO, 2005, CRUMP, 2015).

A variação na estrutura das comunidades de anuros ao longo do gradiente estudado respondeu ao fator uso da terra (agricultura x pecuária em campo nativo), bem como à variação natural em nível de quadrículas e poças. Essa variação das comunidades de anfíbios em ampla escala geográfica (i.e. quadrículas) possivelmente reflete gradientes naturais dos ecossistemas campestres (e.g. solo, relevo e clima – incluindo disponibilidade hídrica) (OVERBECK et al., 2015, HASENACK et al., 2019). De fato, estudos têm evidenciado que flora e fauna respondem a tais gradientes, como reportado para a vegetação campestre (HASENACK et al., 2010, ANDRADE et al., 2019), invertebrados (MENDONÇA JR et al., 2015, RENNER et al., 2019) e vários grupos de vertebrados, incluindo anfíbios (FONTANA; BENCKE, 2015; IOP et al., 2015; LUZA et al., 2015; VERRASTRO; BORGES-MARTINS, 2015). Dentre os anfíbios anuros, por exemplo, existem espécies com distribuição restrita aos campos de altitude (e.g. *Boana leptolineata*, *Sphaenorhynchus surdus*), outras restritas aos campos do oeste do Pampa (*Rhinella azarai* e *Scinax fontanarrosai*) ou ainda fortemente associadas com campos arbustivos serranos do Pampa (*Phyllomedusa iheringii* e *Scinax uruguayus*) (ACHAVAL; OLMOS, 2007, NAVARES; RODRIGUES, 2009, KWET; LINGNAU; DI-BERNARDO, 2010, MANEYRO; CARREIRA, 2012, ZANK, 2012, BALDO et al., 2019). De forma similar, a variação natural registrada em pequena escala geográfica (i.e. entre poças) pode refletir a influência dos filtros ambientais locais sobre os anuros, como o hidroperíodo dos corpos d'água, a complexidade da vegetação marginal e a pressão de predadores aquáticos (VASCONCELOS et al., 2009, SANTOS et al., 2012, GONÇALVES; CRIVELLARI; CONTE, 2015, IOP et al., 2020).

Sobre a influência do fator uso da terra, as análises indicaram que as comunidades de anuros responderam à mudança na matriz produtiva, mesmo quando considerada a variação

natural registrada entre quadriculas e entre poças. Nas últimas décadas, a expansão e a intensificação das ações humanas têm resultado em grandes mudanças na biodiversidade global e o uso da terra é apontado como uma das principais causas da perda da biodiversidade e das funções ecossistêmicas (SALA et al., 2000, HANSEN; DE FRIES; TURNER, 2004, POWERS; JETZ, 2019, ROACH; URBINA-CARDONA; LACHER Jr, 2020). Esse padrão global se repete na escala dos ecossistemas campestres subtropicais, onde o impacto humano está alterando não apenas a biodiversidade, mas o fluxo sistêmico de energia, a composição atmosférica e a capacidade ecossistêmica para prover serviços (ver HASENACK et al., 2019, OYARZABAL et al., 2019). Assim a conversão dos ecossistemas campestres para agricultura promove a degradação estrutural e química do ecossistema (BRUM et al., 2013, MOREIRA; MALTICK, 2015). Essa degradação pode afetar os anuros de diversas formas, como por exemplo: i) separando fisicamente os sítios reprodutivos e os remanescentes de paisagem nativa (i.e. *habitat split*) em uma nova matriz com baixa permeabilidade à dispersão dos indivíduos (ver BECKER et al., 2007, FONSECA et al., 2013); ii) alterando a qualidade dos micro habitats através do aumento da exposição à radiação solar e de alterações nos ambientes térmicos, estressores reconhecidamente relacionados com o declínio de populações de anfíbios (ver BLAUSTEIN et al., 2003, AFONSO; ETEROVICK, 2007, KATZENBERGER et al., 2012 respectivamente), iii) alterando a disponibilidade de micro habitats usados como sítios de vocalização e/ou desova (SANCHEZ et al., 2013), iv) enfraquecendo barreiras ecológicas contra a transmissão de doenças, a invasão de espécies exóticas, bem como o acúmulo de poluentes (AGUIRRE; GÓMEZ, 2009, ROCHA et al., 2011) que impactam negativamente tanto a fase adulta como a fase larval dos anuros (e.g. MANN et al., 2003, PELTZER et al., 2008, EGEA-SERRANO et al., 2012, JOSENDE et al., 2014; SANTOS et al., 2015). No presente estudo, nós não exploramos especificamente quais desses fatores antropogênicos melhor explicam os padrões de mudanças registrados na estrutura das comunidades em função dos diferentes usos da terra. Muitos deles possam estar atuando até mesmo de forma conjunta, dadas as múltiplas condições de degradação das poças amostradas em áreas agrícolas (Apêndice A). Neste sentido, reiteramos que a proteção de habitat é a uma peça-chave na conservação dos anuros (NORI et al., 2015), não apenas na escala da paisagem, mas também em escala local (i.e. dos sítios reprodutivos) (SEMLITSCH; BODIE, 1998, SNODGRASS et al., 2000, VASCONCELOS et al., 2009). Além disso, existe uma grande falha normativa/regulatória na legislação nacional, que é a falta de proteção dos pequenos corpos d'água (menores que 1 ha), muitas vezes temporários (GRASEL et al., 2018) e livres de peixes predadores, e onde em condições naturais registramos alta diversidade de anuros habitat especialistas, típicos de áreas campestres (IOP et

al., 2020). Esse tipo de sítio reprodutivo de origem natural, também importante para peixes anuais (LANÉS; GONÇALVES; VOLCAN, 2014, VOLCAN; LANÉS, 2018), costuma ser muito abundante (ver referências em GRASEL et al., 2018), mas foi pouco encontrado durante nossa amostragem nas áreas agrícolas, pois está desaparecendo rapidamente com as mudanças no uso da terra (principalmente pela expansão da soja, que modifica o relevo e drena áreas úmidas).

A dinâmica dos campos subtropicais está associada à ocorrência de distúrbios naturais, como a herbivoria por pastadores e as queimadas (PILLAR; VÉLEZ, 2010). De fato, os Campos Sulinos têm um longo histórico de coevolução com herbívoros pastadores, que foi interrompido pela extinção da megafauna pleistocênica presumidamente capaz de controlar a sucessão vegetal por meio não só do pastejo, mas do pisoteio. Com a introdução do gado doméstico nos Campos do Rio Grande do Sul pelos colonizadores europeus no século XVII, o papel da megafauna foi reassumido (ver BENCKE, 2009, 2016), provando ser um elemento compatível para a conservação dos ecossistemas, incluindo espécies endêmicas da flora e da fauna (BENCKE, 2009, OVERBECK et al., 2007, HASENACK et al., 2019, OYARZABAL et al., 2019, IOP et al., 2020). Dessa forma, o manejo adequado da pecuária sobre o campo nativo tem se mostrado uma das atividades econômicas mais compatíveis com as aptidões dos campos naturais que dependem de distúrbios endógenos para impedir que a invasão da vegetação lenhosa leve à expansão da floresta (BUSSION et al., 2018, HASENACK et al., 2019).

Infelizmente a matriz produtiva histórica vem sofrendo uma brutal substituição principalmente centrada na produção de grãos (e.g. soja) (VELDMAN, 2015b, HASENACK et al., 2019). A mudança na matriz produtiva é justificada pelo suposto maior retorno financeiro, que na verdade se caracteriza por uma forma intensiva e não sustentável de produção, altamente subsidiada por políticas públicas (ALVES et al., 2020) e dependente de insumos e agrotóxicos relacionados com a contaminação do solo e da água (DE CASTRO LIMA et al., 2020). Somada a essa realidade, existe ainda a baixa representatividade dos Campos Sulinos em Unidades de Conservação (VÉLEZ et al., 2009, PILLAR; VÉLEZ, 2010) e o cenário de flexibilização da legislação ambiental do Rio Grande do Sul configurado no novo Código Estadual do Meio Ambiente. De fato, a nova legislação ambiental acaba de enfraquecer o processo de licenciamento ambiental, reduzindo áreas de amortecimento exigidas para unidades de conservação e o manejo de áreas de proteção (LEI ESTADUAL N° 15.434 de 9 de janeiro de 2020). Dessa forma, os ecossistemas campestres são negligenciados por decisões políticas que frequentemente beneficiam a expansão agrícola de forma irrestrita (ver SANTOS; IOP; ALVES, 2014, ALVES et al., 2020).

## **Conclusão**

Os resultados encontrados no presente estudo enfatizam a importância da manutenção dos campos naturais para a conservação da anurofauna na região subtropical, uma vez que mantém comunidades diversas cuja estrutura é dramaticamente simplificada pelas mudanças no uso da terra. Assim, a pecuária extensiva tradicional sobre campo nativo pode ser considerada um amortecedor que protege os ambientes de água doce por não produzir intensas modificações na matriz campestre nativa (MOREIRA; MALTICK 2015). A maior parte dos remanescentes campestres são de domínio privado e está sob constante ameaça de conversão agrícola (PILLAR; VÉLEZ, 2010) cujas taxas tem aumentado nas últimas décadas (ver ANDRADE et al., 2015, 2019, STAUDE et al., 2018, HASENACK et al., 2019). Infelizmente este cenário será agravado pelas flexibilizações das leis ambientais e pelo franco posicionamento do governo contra a conservação do meio ambiente (ver comentários em FEARNSSIDE, 2016, FERNANDES et al., 2017, MAGNUSSON et al., 2018). Dessa forma, reiteramos a importância de ações paralelas multi-institucionais com o setor produtivo (SANTOS; IOP; ALVES, 2014), em busca de incentivo à pecuária extensiva sobre os remanescentes campestres como estratégia para a conservação da biodiversidade nos Campos Sulinos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

ACHAVAL F.; OLMOS A. **Anfibios y Reptiles del Uruguay**. Zonalibro Industria Gráfica, Montevideo, 2007.

AFONSO, L.; ETEROVICK, P. Microhabitat choice and differential use by anurans in forest streams in southeastern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 41, p. 937-948, 2007. DOI: 10.1080/00222930701309544.

AGUIRRE, A. A.; GOMEZ, A. Essential veterinary education in conservation medicine and ecosystem health: a global perspective. **Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)**, v. 28, n. 2, p. 597-603, 2009.

ALBERT, J.S. et al. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. **Ambio**, 2020. Disponível em : <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>

ALMEIDA-GOMES, M. et al. Habitat amount drives the functional diversity and nestedness of anuran communities in an Atlantic Forest fragmented landscape. **Biotropica**, v. 6, n. 51, p. 874-884, 2019. DOI:[10.5061/dryad.4m0022b](https://doi.org/10.5061/dryad.4m0022b)

ALMEIDA-NETO M. et al. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, v. 117, p. 1227-1239, 2008. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2008.16644.x

ALVES, G. H. Z. et al. Brazil's vegetation ravage may be encouraged by law. **Biodiversity and Conservation**, p. 1-3, 2020. DOI: 10.1007/s10531-020-01933-7

ANDERSON, M. J. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**. Ed. Balakrishnan, N. et al. 2017. DOI: [10.1002/9781118445112.stat07841](https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841)

ANDRADE B. O. et al. Classification of South Brazilian grasslands: Implications for conservation. **Applied Vegetation Science**. v. 22, p. 168-184, 2019.

ANDRADE, O. B. et al. Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stage and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. **Natureza e Conservação**, v. 13, p. 95-104, 2015.

BAEZA, S.; PAREULO, J. M. Land Use/Land Cover Change (2000–2014) in the Rio de la Plata Grasslands: An Analysis Based on MODIS NDVI Time Series. **Remote sensing**, v. 12, n. 3, 381. 2020. [doi:10.3390/rs12030381](https://doi.org/10.3390/rs12030381).

BALDO D. et al. Correction: A review of the elusive bicolored iris Snouted Treefrogs (Anura: Hylidae: *Scinax uruguayus* group). **Plos One**, v. 14, n. 11, e0225543. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225543>

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta-diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 134-143, 2010. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x

BECKER, C. G. et al. Habitat Split and the global decline of amphibians. **Science**, v. 318, n. 5857, p. 1775–1777, 2007 DOI: 10.1126/science.1149374

BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; BAUERMAN, S. G. Late Quaternary grassland (campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). **Review of Paleontology, Palynology**, v. 133, p. 235-248, 2005.

BENCKE, G. A. Diversidade e conservação da fauna dos campos sulinos. In: **Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade**. PILLAR, V. P. et al., ed. MMA, Brasília/DF. 403p, 2009.

BENCKE, G. Biodiversidade. In: **Nosso Pampa desconhecido**. Org. CHOMENKO, L.; BENCKE, G. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 208p. 2016.

BLAUSTEIN, A. R. et al. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. **Diversity and Distributions**, v. 9, p. 123-140, 2003.

BOLDRINI, I. I. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: **Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade**, Ed. PILLAR, V.P, et al., ed. MMA, Brasília/DF. 403p, 2009.

BOLDRINI, I. I.; OVERBECK, G. E.; TREVISAN, R. Biodiversidade de Plantas. In: **Campos do Sul**, PILLAR, V.; LANGE, O. Ed. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 192p., 2015.

BORTEIRO, C.; KOLENC, F. Redescription of the tadpoles of three species of frogs from Uruguay (Amphibia: Anura: Leiuperidae And Leptodactylidae), with notes on natural history. **Zootaxa**, v. 1638, p. 1–20, 2007. DOI: [10.5281/zenodo.179604](https://doi.org/10.5281/zenodo.179604)

BOTH, C. et al. An austral anuran assemblage in the Neotropics: seasonal occurrence correlated with photoperiod. **Journal of Natural History**, v. 42, p. 205–222, 2008. DOI: 10.1080/00222930701847923

BRASILEIRO, C.A. et al. Anfíbios de um fragmento de Cerrado aberto do sudeste do Brasil **Biota Neotropica**. V. 5, n. 2. ISSN 1676-0603, 2005.

BRAZEIRO, A.; ACHKAR, M.; TORANZA, C.; BARTESAGHI, L. Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. **Ecology and Society**, v. 25, n. 1:15, 2020. <https://doi.org/10.5751/ES-11360-250115>.

BRUM F. T. et al. Land Use Explains the Distribution of Threatened New World Amphibians Better than Climate. **Plos One**, v. 8 n. 4, e60742. 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0060742

BUSSION, E. et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savanas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, p. 000 – 000, 2018. Doi: 10.1111/brv.12470

CHAO, A.; HSIEH, T. C. **iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online**. Program and User's Guide published at [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/) 2016.

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, n. 93, p. 2533-2547, 2012.



CLARKE, K. R. et al. **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis**. 2014.

CLARKE, K. R. et al. Dispersion based weighting of species counts in assemblage analyses. **Marine Ecology Progress Serie**, v. 320, p. 11-27, 2006.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **PRIMER v7: User Manual/Tutorial**. PRIMER-E Plymouth, 2015.

CRUMP, M. L. Anuran Reproductive Modes: Evolving Perspectives. **Journal of Herpetology**, v. 49, n. 1, p. 1–16, 2015. DOI: 10.1670/14-097

CUTLER, A. H. Nested biotas and biological conservation: metrics, mechanisms, and meaning of nestedness. **Landscape and Urban Planning**, v. 28, p. 73-82, 1994.

De CÁCERES, M. **How to use the indicpecies package** (ver. 1.7.1). 2013. Disponível em: <http://cran.rproject.org/web/packages/indicpecies/vignettes/indicpeciesTutorial.pdf>

De CÁCERES; M. LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, v. 90 n. 12, p. 3566–3574, 2009.

DE CASTRO LIMA, J. A. M. et al. Modern agriculture transfers many pesticides to watercourses: a case study of a representative rural catchment of southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, 2020. DOI: 10.1007/s11356-019-06550-8

DOLMEN, D.; SELAND, J. How fast do amphibians disperse? Introductions, distribution and dispersal of the common frog *Rana temporaria* and the common toad *Bufo bufo* on a coastal island in Central Norway. **Fauna Norvegica**, n. 36, p. 33-46,. 2016. DOI: 10.5324/fn.v36i0.1965

EGEA-SERRANO, A. et al. [Understanding of the impact of chemicals on amphibians: a meta-analytic review](#). **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 2, p. 1382-1397, 2012. DOI: 10.1002/ece3.249.

ETEROVICK, P. A.; SAZIMA, I. **Anfibios da Serra do Cipó, Minas Gerais – Brasil**. Editora PUC-MINAS. 150p. 2004.

FEARNSIDE, P. M. Brazilian politics threaten environmental policies. **Science**, v. 353, n. 6301, p. 746-748, 2016.

FERNANDES, G.W. et al. Dismantling Brazil’s science threatens global biodiversity heritage. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 239-243, 2017.

FICETOLA, F. G. Habitat conservation research for amphibians: methodological improvements and thematic shifts. **Biodiversity and Conservation**, n. 24, p. 1293-1310, 2015. DOI: 10.1007/s10531-015-0869-9.

FICETOLA, G. F.; PADOA-SCHIOPPA E.; De BERNARDI, F. Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. **Conservation Biology**, n. 23, p. 114-123, 2009.

FONSECA, C. R. et al. Modeling habitat split: landscape and life history traits determine amphibian extinction thresholds. **Plos One**, 8:e66806, 2013.

FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A. Biodiversidade de Aves. In: **Campos do Sul**. PILLAR, V., LANGE, O. Ed. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 192p. 2015.

GASTON, K. J.; BLACKBURN, T. M. **Pattern and Process in Macroecology**. Blackwell Science Publications, Oxford. 2000.

GONÇALVES, D. S.; CRIVELLARI, L. B.; CONTE, C. E. Linking environmental drivers with amphibian species diversity in ponds from subtropical grasslands. **Anais Da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87 n. 3, p. 1751–1762, 2015. DOI: 10.1590/0001-3765201520140471

GRASEL, D. et al. Brazil's Native Vegetation Protection Law threatens to collapse pond functions. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 234–237, 2018.

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **BioScience**. V. 55, p. 207-217, 2005.

HANSEN, A. J.; DeFRIES, R.; TURNER, W. Land Use Change and Biodiversity: A Synthesis of Rates and consequences during the Period of Satellite Imagery. In: Gutman, G., Justice, C. ed. **Land Change Science: Observing, Monitoring, and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface**. Springer Verlag, New York, NY, 2004.

HASENACK, H. et al. Bioma Pampa: oportunidades e desafios de pesquisa para o desenvolvimento sustentável. In: **Biomass e agricultura: oportunidades e desafios**. VILELA, E. F.; CALLEGARO, G. M.; FERNANDES, F. W. Org. Rio de Janeiro: Vertente edições, 304p., 2019.

HASENACK, H. et al. **Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das savanas uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos**. Porto Alegre, UFRGS, Centro de Ecologia. 18p. 2010.

HOFFMANN, M. et al. The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. **Science**, v. 330, n. 6010 p. 1503-1509, 2010. DOI:10.1126/science.1194442

ICMBIO/MMA. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 492p, 2018.

IOP, S. et al. Biodiversidade de anfíbios. In: **Campos do Sul**. PILLAR, V., LANGE, O. Ed. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 192p. 2015.

IOP, S. et al. The interplay between local and landscape scales on the density of pond dwelling anurans in subtropical grasslands. **Biotropica**, 2020. doi: 10.1111/btp.12794

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019-3. <http://www.iucnredlist.org>. 2019. Acesso em Dez. 2019.

JOHNSON, A. L.; BOROWY, D.; SWAN, C. M. Land use history and seed dispersal drive divergent plant community assembly patterns in urban vacant lots. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 1, p. 451-460, 2017. DOI:10.1111/1365-2664.12958

JOSENDE M. et al. Genotoxic evaluation in two amphibian species from Brazilian subtropical wetlands. *Ecological Indicators*, v. 49, p. 83-87, 2014.

KATZENBERGER, M. et al. Tolerância e sensibilidade térmica em anfíbios. *Revista da Biologia*, v. 8, p. 25-32, 2012.

KWET, A. et al. **The IUCN Red List of Threatened Species 2004**: e.T55854A11381292. 2004. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T55854A11381292.en>. Acesso em Fev. 2020.

KWET, A.; LINGNAU, R.; DI-BERNARDO, M. Pró-Mata. Anfíbios da Serra Gaúcha, sul do Brasil. 2. ed. Porto Alegre: EDPUCRS, 2010. 108p.

LANÉS, L. E. K.; GONCALVES, Â. C.; VOLCAN, M. V. Discovery of endangered annual killifish *Austrolebias cheradophilus* (Aplocheiloidei: Rivulidae) in Brazil, with comments on habitat, population structure and conservation status. *Neotropical ichthyology*, Porto Alegre, v. 12, n. 1, p. 117-124, 2014.

LEI Nº 15.434, DE 9 DE JANEIRO DE 2020. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: [http://www.al.rs.gov.br/Legis/M010/M0100099.ASP?Hid\\_Tipo=TEXT0&Hid\\_TodasNormas=65984&hTexto=&Hid\\_IDNorma=65984](http://www.al.rs.gov.br/Legis/M010/M0100099.ASP?Hid_Tipo=TEXT0&Hid_TodasNormas=65984&hTexto=&Hid_IDNorma=65984)

LUZA, A. L. et al. Biodiversidade de Mamíferos. In: **Campos do Sul**, PILLAR, V., LANGE, O. Ed. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 192p., 2015.

MACHADO, I. F.; MALTCHIK, L. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, n. 20, p. 39-46. 2010. DOI:10.1002/aqc.1070.

MACHADO, I. F.; MOREIRA, L. F. B., MALTCHIK, L. Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia*, n. 33, p. 227-237, 2012.

MAGNUSSON, W.E., et al. Effects of Brazil's Political Crisis on the Science Needed for Biodiversity Conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 6, p. 163, 2018. DOI: 10.3389/fevo.2018.00163

MALUF, J.R.T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v. 1, n. 8, p. 141-150, 2000.

MANEYRO R.; CARREIRA S. **Guía de anfíbios del Uruguay**. Ediciones de La fuga, Montevideo. 2012.

MANN, R. M. et al. Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution*, v. 157, n. 11, p. 2903–2927, 2009. doi:10.1016/j.envpol.2009.05.015

MENDONÇA JR, M. S. et al. Biodiversidade de Artrópodes. In: **Campos do Sul**. Ed. PILLAR, V.; LANGE, O. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 192p. 2015.

MMA/ICMBIO. **Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação de Répteis e Anfíbios Ameaçados da Região Sul do Brasil 2º Ciclo**. Brasília. 2019. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-herpetofauna-do-sul/2-ciclo/pan-herpetofauna-do-sul-sumario.pdf>

MOREIRA, L. F. B.; MALTCHIK, L. Our time will come: Is anuran community structure related to crop age? **Austral Ecology**, v. 40, n. 7, p. 827-835, 2015. DOI: 10.1111/aec.12260

MOREIRA, L. F. B.; MALTICK, L. Assessing patterns of nestedness and co-occurrence in coastal pond anuran assemblages. **Amphibia-Reptilia**, v.33, n. 2, p. 261-271, 2012.

MOREIRA, L. F. B.; MALTCHIK, L. Does organic agriculture benefit anuran diversity in rice fields? **Wetlands**, v. 34, p. 725-733. 2014.

NAVARES, P. E.; RODRIGUES, M. T. Taxonomic revision of *Rhinella granulosa* species group (Amphibia, Anura, Bufonidae), with a description of a new species. **Arquivos de Zoologia**, Museu de zoologia da Universidade de São Paulo, v. 40, n.1, p. 1-73, 2009.

NORI, J. et al. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. **Biological Conservation**, v. 191, p. 367-374, 2015.

NOWAKOWSKI, A. J. et al. Phylogenetic homogenization of amphibian assemblages in human-altered habitats across the globe. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115 n. 15, p. 3454-3462, 2018. DOI: 10.1073/pnas.1714891115

OVERBECK, G. E. et al. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. Perspectives in Plant Ecology. **Evolution and Systematics**, n. 9, p. 101-116, 2007.

OVERBECK, G. E. et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015

OYARZABAL, M. et al. Temperate Sub humid Grasslands of Southern South America. In: **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**. Elsevier, 2019. DOI: [10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3).

PELTZER, P. M. et al. Effects of agricultural pond eutrophication on survival and health status of *Scinax nasicus* tadpoles. **Ecotoxicol Environ Saf**, v. 70, n. 1, p. 185-97, 2008. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2007.06.005

PIATTI, L.; SOUZA, F. L.; FILHO, P. L. Anuran assemblage in a rice field agroecosystem in the Pantanal of central Brazil. **Journal of Natural History**, v. 44, p. 19, 1215-1224, 2010.

PILLAR, V.; VÉLEZ-MARTIN, E. Extinção dos Campos Sulinos em Unidades de Conservação: um Fenômeno Natural ou um Problema ético?. **Natureza e Conservação**, n. 8, p. 84-86, 2010. DOI: 10.4322/natcon.00801014.

PILLAR, V.P. et al. **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. MMA, 2009.

PINTO, M. F. et al. Floristic and vegetation structure of a grassland plant community on shallow basalt in southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 1, n. 27, p. 162-179, 2013.

PONSSA, M. L.; BARRIONUEVO, S. Foam-generating behaviour in tadpoles of *Leptodactylus latinasus* (Amphibia, Leptodactylidae): Significance in systematics. **Zootaxa**, v. 1884, n. 1884, p. 51-59, 2008. DOI:[10.11646/zootaxa.1884.1.3](https://doi.org/10.11646/zootaxa.1884.1.3)

POWERS, R. P.; JETZ, W. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. **Nature Climate Change**, n. 9, p. 323-329, 2019.

R DEVELOPMENT CORE TEAM R. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. 2011. Disponível em: <http://www.R-project.org>

REED, M.S., et al. Cross-scale monitoring and assessment of land degradation and sustainable land management: a methodological framework for knowledge management. **Land Degradation and Development**, n. 22, p. 261-271, 2011.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto n. 51.797, de 8 de setembro de 2014. Declara as Espécies de Fauna Silvestre Ameaçada no Estado do Rio Grande do Sul. Diário Oficial, Porto Alegre, RS, 9 de setembro de 2014. Disponível em: <http://www.fzb.rs.gov.br/upload/20140919104139decreto51797.pdf>

ROACH, N.S.; URBINA-CARDONA, N.; LACHER Jr, T. E. L. Land cover drives amphibian diversity across steep elevational gradients in an isolated neotropical mountain range: Implications for community conservation. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00968>

ROCHA, C .F. D. et al. Invasive Vertebrates in Brazil. In: PIMENTEL, D. Ed. **Biological invasions. economic and environmental costs of alien plant, animal and microbe species**. New York: CRC Press, Taylor & Francis. 449 p, 2011.

SACCOL, S. S. A.; BOLZAN, A. M. R.; SANTOS, T. G. In the Shadow of Trees: Does Eucalyptus Afforestation Reduce Herpetofaunal Diversity in Southern Brazil? **South American Journal of Herpetology**, v. 12, n. 1, p. 42–56, 2017. DOI: 10.2994/sajh-d-16-00028.1

SALA, O. E., et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, n 287, p. 1770-1774, 2000.

SANCHEZ, C. et al. Reproductive activity of anurans in a dominant agricultural landscape from central-eastern Argentina. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 84, p. 912-926, 2013. DOI: 10.7550/rmb.32842

SANTOS, T. G.; IOP, S.; ALVES, S. S. Anfíbios dos Campos Sulinos: diversidade, lacunas de conhecimento, desafios para a conservação e perspectivas. **Herpetologia Brasileira**, v. 2, n. 3, p. 51-59, 2014.

SANTOS, T.G. et al. Distribuição temporal e espacial de anuros em área de Campos Sulinos (Santa Maria, RS). **Iheringia**, n. 98, p. 244-253, 2008.

SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; CASATTI, L. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 97, n. 1, p.37-49, 2007.

SCOTT J. R. N.; B. D. WOODWARD. Surveys at breeding sites. In: HEYER, W.R et al. Ed. **Measuring and Monitoring Biological Diversity - Standard Methods for Amphibians**. Washington, Smithsonian Institution Press, 364p. 1994.

SEMLITSCH, R. D.; BODIE Jr. Are small, isolated wetlands expendable? **Conservation Biology**, v. 16, p. 1129-1133, 1998.

SEMLITSCH, R. Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. **The Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 260-267, 2008. Disponível em: [www.jstor.org/stable/25097527](http://www.jstor.org/stable/25097527)

SHRINKHAL, R. Economics, Technology, and Environmental Protection A Critical Analysis of Phytomanagement. In: **Phytomanagement of Polluted Sites: Market Opportunities in Sustainable Phytoremediation**, PANDEY, V. C., BAUDDH, K. Ed. Elsevier .626 p. 2018.

SNODGRASS, J. W. et al. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetlands regulations. **Conservation Biology**, v. 16, p. 414-419, 2000.

SOUZA, F. L.; MARTINS, F.; RAIZER, J. Habitat heterogeneity and anuran community of an agroecosystem in the Pantanal of Brazil. **Phyllomedusa: Journal of Herpetology**, v. 13, n. 1, p. 41-50, 2014. DOI: 10.11606/issn.2316-9079.v13i1p41-50

STAUDE, I. et al. Local biodiversity erosion in south Brazilian grasslands under moderate levels of landscape habitat loss. **Journal of Applied Ecology**, n. 55, p. 1241-1251, 2018. DOI: [10.1111/1365-2664.13067](https://doi.org/10.1111/1365-2664.13067).

TOLEDO, L. F. Anfíbios como Bioindicadores. In: NEUMANN-LEITÃO, S. E; EL-DIER, S. Org. **Bioindicadores da Qualidade Ambiental**. Recife: Instituto Brasileiro Pró-Cidadania. p. 196-208, 2009.

VACCARO, A. S.; FILLOY, J.; BELLOQ, M. I. What land use better preserves taxonomic and functional diversity of birds in a grassland biome? **Avian Conservation and Ecology**, v. 14, n. 1, 2019. <http://www.ace-eco.org/vol14/iss1/art1/>

VASCONCELOS T. et al. Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, v. 87, n. 8, p. 699-707, 2009.

VELDMAN, J.W. et al. Tyranny of trees in grassy biomes. **Science**, n. 347, p. 484-48, 2015.

VELDMAN, J.W. et al. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. **BioScience**, Washington, v. 65, n. 10, p. 1011-1018, 2015b.

VERRASTRO, L.; BORGES-MATINS, M. Biodiversidade de Répteis. In: **Campos do Sul**, PILLAR, V., LANGE, O. Ed. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 192p. 2015.

VITT, L.J.; CALDWELL J. **Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles**. Academic Press, San Diego, 757p. 2014.

VOLCAN, M. V.; LANÉS, L. E. K. Brazilian killifishes risk extinction. **Science**, v. 361, n. 6400, p. 340-341, 2018.

WAKE, D. B.; VREDENBURG, V. T. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 105(Supplement 1), p. 11466-11473, 2008. DOI:10.1073/pnas.0801921105

WELLS, K.D. **The Ecology and Behaviour of Amphibians**. University of Chicago Press, Chicago, 2007.

WILSON, C. M. et al. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, n. 31, p. 219-227, 2016. DOI: 10.1007/s10980-015-0312-3

WREGGE, M. S. et al. **Atlas climático da região Sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Colombo: Embrapa Florestas, 336p. 2011.

ZANK, C. **Anfíbios anuros da ecorregião Savana Uruguaia: composição, distribuição e conservação**. 2012. 168 p. Tese (Doutorado em Biologia Animal) Universidade Federal do rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

ZANK, C. et al. Spatial and temporal distribution of *Pseudis minuta* (Anura, Hylidae, Hylinae) and environmental variables related to its reproductive activity in Reserva Biológica do Lami, southern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 100, n. 2, p. 145-150, 2010. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000200010>

## APÊNDICE A

Caracterização geral campo nativo e áreas agrícolas estudadas quanto à anurofauna utilizando poças na região dos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul.

Características	Campo nativo com pecuária extensiva	Campo convertido em áreas agrícolas
Matriz predominante nas quadrículas (5 km x 5 km)	Mais de 80% da cobertura vegetal das quadrículas caracterizada como campo nativo.	Mais de 80% da cobertura vegetal das quadrículas caracterizada como convertida (soja, milho, arroz ou silvicultura).
Matriz no entorno das poças (buffer mínimo de 1 km)	Poças imersas em matriz campestre, sem contato com áreas agrícolas.	Poças imersas em cultivo agrícola, sem conexão com remanescentes campestres.
Qualidade das poças	Vegetação marginal heterogênea (predominância de vegetação campestre, arbustos e árvores esparsas). Cobertura vegetal (emergente e/ou flutuante) normalmente presente e abundante. Alta diversidade de tipos de fundo (e.g., lodoso, rochoso, arenoso, com vegetação). Presença de pisoteio e fezes de bovinos, ovinos e/ou equinos. Água com transparência média ou alta e coloração variável.	Vegetação marginal simplificada e com sinais de dessecação química (ausência de zona de amortecimento). Predominância de erosão, assoreamento, eutrofização. Presença de resíduos sólidos nas margens (e.g. plástico, vidro e latas). Odor de agrotóxicos e putrefação. Eventual presença de animais mortos na água ou margens (e.g., roedores, girinos e insetos aquáticos). Cobertura vegetal (emergente e/ou flutuante) normalmente ausente ou muito reduzida. Tipo de fundo predominantemente lodoso. Água normalmente turva (lodosa).
Densidade média (mínima e máxima) de poças amostradas nas quadrículas	0,61 (0,44-0,88)	0,34 (0,24-0,40)



## APÊNDICE B

Exemplos de poças amostradas quanto à anurofauna em campo nativo e áreas agrícolas na região dos Campos Sulinos do Rio Grande do Sul: A) campo nativo com pecuária extensiva, B) área agrícola.



Fotos: Suelen Alves Saccol