

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:
DIVERSIDADE E MANEJO DE VIDA SILVESTRE
NÍVEL MESTRADO

PRISCILA CORTÊZ BARTH

**A INFLUÊNCIA DO FOGO SOBRE ANFÍBIOS ANUROS EM CAMPOS NATIVOS
DE MATA ATLÂNTICA.**

São Leopoldo

2023

PRISCILA CORTÊZ BARTH

**A INFLUÊNCIA DO FOGO SOBRE ANFÍBIOS ANUROS EM CAMPOS NATIVOS
DE MATA ATLÂNTICA.**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia – Diversidade e Manejo de Vida Silvestre - da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Orientador: Prof. Dr. Alexandro Marques Tozetti

Coorientador: Dr. Patrick Colombo

São Leopoldo

2023

B284i

Barth, Priscila Cortêz.

A influência do fogo sobre anfíbios anuros em campos nativos de Mata Atlântica / Priscila Cortêz Barth. – 2023.

53 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2023.

“Orientador: Prof. Dr. Alexandro Marques Tozetti

Coorientador: Dr. Patrick Colombo.”

1. Anfíbios. 2. Influência. 3. Sobrevivência. 4. Queimada.
I. Título.

CDU 573

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária: Amanda Schuster – CRB 10/2517)

AGRADECIMENTOS À CAPES

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

*Dedico ao meu namorado, Eduardo Quadros da Silva
que, por todo o apoio e dedicação, me possibilitou ir em
busca desta conquista.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a minha família, por sempre me incentivar a continuar em busca dos meus objetivos. Ao meu namorado que acompanhou toda a minha trajetória desde a graduação, que entende meu amor por essa profissão. Obrigada meu amor por sempre estar ao meu lado nos momentos ruins e nos piores ainda, por me dar forças para continuar e acreditar em mim, por me ajudar a me tornar a mulher que quero ser.

Gostaria de fazer um agradecimento especial a Carolina Caberlon, que sem sombra de dúvidas foi essencial durante todo o meu mestrado, participou de todas as coletas e triagem de material. Passou muito, mas muito tempo ouvindo e discutindo vocalizações comigo, acompanhou o desenvolvimento do trabalho. Obrigada Carol por ser essa pessoa maravilhosa que entrou na minha vida e que vou levar para sempre.

Aos meus amigos, Diego Dutra e Luis Ricardo Schmitz por sempre estarem dispostos a ouvir meus surtos, reclamações e principalmente dispostos a me ajudar, apoiar e fazer rir, sem vocês eu não estaria onde estou.

Agradeço imensamente a Laura Schuck por me ajudar em todas as coletas, por sempre estar disposta a ajudar e por ser uma super motorista. Às meninas do LEVERT, que ajudaram nos campos também. Sem a ajuda de vocês não teria sido possível. Agradeço ao meu orientador, Alexandro Marques Tozetti pela oportunidade e confiança de trabalhar com esse projeto incrível, ao PELD - Pró-Mata pela bolsa.

Por último, gostaria de agradecer à pessoa mais incrível que eu conheci no meio acadêmico, meu co-orientador Patrick Colombo, obrigada por ter me aceitado como aluna de iniciação científica, lá na graduação, por me ensinar tudo o que eu sei, por ser acolhedor e paciente. Obrigada por sempre me ouvir, incentivar, me ajudar e por ser uma inspiração.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa com a localização das unidades amostrais compostas por parcelas e divididas em pares (quatro pares), cada par, composto por uma parcela Fogo e outra Controle (veja Materiais e Métodos para detalhes). Triângulo vermelho – parcelas Fogo; Círculo verde - parcelas Controle; Linha tracejada - limites do Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza - PRÓ-MATA; Linha cinza – Limite do município de São Francisco de Paula, RS.

Figura 2 – Gráfico da frequência média de ocorrência de espécies registradas através da associação dos métodos de busca ativa e monitoramento acústico, nas parcelas Controle e Fogo antes e depois do fogo.

Figura 3 – Abundância média de espécies registradas por busca ativa nas parcelas Controle e Fogo nas fases Pré e Pós-fogo.

Figura 4 – Abundância média de indivíduos registrados através da busca ativa nas fases Pré (Círculo) e Pós-fogo (Quadrado) nas parcelas Controle e Fogo com intervalo de confiança de 95% (linhas acima e abaixo).

Figura 5 – Diagrama de dispersão gerado a partir do score dos eixos 1 e 2 da análise de coordenadas principais (PCoA). (A) Gráfico de dispersão de composição de espécies registradas através de busca ativa, nas parcelas (Controle/Fogo) em cada fase (Pré e Pós-fogo), espécies identificadas visualmente pelo grupo funcional. (B) Gráfico de dispersão do número de espécies em cada grupo funcional registrados nas parcelas (Controle/Fogo) em cada fase (Pré e Pós-fogo) Onde: círculos fechados (Pré-fogo); círculos abertos (Pós-fogo); verde (parcelas Controle) e vermelho (parcelas Fogo).

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	7
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	10
Capítulo 1	13
Resumo	15
INTRODUÇÃO	17
MATERIAL E MÉTODOS	19
Área de estudo	19
Delineamento amostral	18
Monitoramento de anuros	21
Análise de dados	22
RESULTADOS	23
DISCUSSÃO	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
ANEXOS	43

INTRODUÇÃO GERAL

A preocupação com a ação do fogo e seus efeitos no meio ambiente tem se tornado cada vez mais crescente. Essa preocupação é decorrente do fato do fogo estar presente em quase todos os ecossistemas do mundo, mesmo em ambientes não propícios ou preparados. O fogo possui um papel modelador na estrutura, diversidade e composição em alguns ecossistemas (HOBBS & HUENNEKE, 1992; MISTRY, 1998; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000; BERLINCK *et al.*, 2021). Considerando a dinâmica dos ambientes com o fogo, HARDESTY *et al.*, (2005) classificaram os ecossistemas do mundo em três categorias: 1 - sensíveis ao fogo, que evoluíram sem adaptações a ação do fogo, sofrendo perturbações em seus processos ecológicos, 2 - independentes do fogo, no qual, nunca ou muito raramente ocorre o fogo, devido às condições climáticas (*e.g.*, muito seco, úmido ou frio) e do ambiente (*e.g.*, pouca biomassa) e 3 - dependentes do fogo, que evoluíram sob os efeitos da ação do fogo, desenvolvendo adaptações a seus efeitos e uma dinâmica de dependência desta ação em seus processos. Alguns exemplos destes ecossistemas são as Savanas e o Cerrado brasileiro, nestes ambientes o fogo tem ação mais superficial (MIRANDA *et al.*, 2002), seus efeitos mais intensos ocorrem durante a época das primeiras chuvas, pois a vegetação ainda está seca (RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000), mantendo-se através de regimes sazonais (RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000; BOLDRINI, 2009; FIDELIS & PIVELLO, 2011; PILLAR & LANGE, 2015). Há estudos que relatam a presença da ação do fogo nos últimos 30-40 mil anos no Cerrado e em pastagens do sul Brasil (BEHLING *et al.*, 2004; WEIR & SCASTA, 2022). Atualmente todos os biomas brasileiros sofrem os efeitos da ação do fogo antrópico, que ocorre com diferentes finalidades em cada bioma. As Florestas Amazônica e Atlântica classificadas como sensíveis ao fogo, sofrem com queimadas frequentes decorrentes do desmatamento, que além de eliminar a fauna e a flora do local também elimina o reservatório de nutrientes da floresta, modificando totalmente a estrutura e a composição da floresta. Em contraponto, temos o Cerrado, Pampa e Pantanal, biomas classificados como dependentes do fogo (HARDESTY *et al.*, 2005; PIVELLO, 2011). Nestes ambientes o fogo tem sido amplamente utilizado na pecuária, como uma técnica de manejo do campo para eliminar o excesso de gramíneas secas e queimadas do inverno, estimulando o crescimento de folhas verdes na primavera, utilizadas na alimentação do gado (PILLAR & LANGE, 2015) e

em práticas agrícolas preparando o campo para a plantação (MISTRY, 1998; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000).

A magnitude dos efeitos do fogo sobre um ambiente é dependente das características de ambos, podendo ter efeitos positivos ou negativos (PIVELLO, 2011). A influência exercida pelo fogo sobre o ambiente é determinada principalmente pela sua frequência, intensidade, uniformidade e taxa de propagação (SILVEIRA *et al.*, 1999, PRADA & MARINHO-FILHO, 2004; FRIZZO *et al.*, 2011). Incêndios frequentes em períodos curtos de tempo parecem não ocasionar uma alta taxa de mortalidade quando comparados a incêndios esporádicos. Porém, essa alta frequência de queimadas, ocasiona uma diminuição na riqueza de espécies, podendo alterar a sua composição, modificando suas interações com o habitat, aumentando ou diminuindo a competição interespecífica e abrindo espaço para espécies adjacentes (ARAUJO *et al.*, 1996; VIEIRA, 1999; CINTRA & SANIOTTI, 2005; FRIZZO *et al.*, 2011).

As consequências do distúrbio causado pela ação do fogo podem afetar a fauna de duas maneiras. De forma direta, causando intoxicações, queimaduras e a morte de indivíduos. Em alguns casos, eliminando todos os indivíduos de uma determinada população, ou causando a redução desta população a um nível abaixo de seu tamanho mínimo de sobrevivência (TRACY & GEORGE, 1992). Influenciando assim na estrutura das comunidades biológicas, selecionando espécies e consequentemente reduzindo a diversidade (BOLDRINI, 2009). Ou também pode afetar a fauna de maneira indireta, modificando os habitats (FRIZZO *et al.*, 2011). A alteração, degradação ou perda de determinados aspectos no ambiente, gera uma mudança no habitat (VALLAN, 2002), afetando aspectos como, a disponibilidade de alimento, abrigo e sítios reprodutivos (HOBBS & HUENNEKE, 1992; LYON *et al.*, 2000). O efeito indireto do fogo sobre a fauna varia de espécie para espécie, e decorre da relação de dependência que a espécie tem com a vegetação afetada (FRIZZO *et al.*, 2011). Espécies de mamíferos, lagartos e anfíbios de pequeno porte são muito afetadas pela queima da vegetação. Sendo desfavorecidos pela diminuição de abrigos e áreas sombreadas, ficando expostos ao calor e aos predadores (VIEIRA & MARINHO-FILHO, 1998). Assim como os efeitos negativos da ação do fogo dependem da relação da fauna com o ambiente e com a vegetação, a reutilização e

o estabelecimento das espécies nestes ambientes também podem estar ligadas a esta relação.

Os anfíbios são mais sensíveis do que outros vertebrados a alterações em seus habitats (BLAUSTEIN *et al.*, 2010; WALLS *et al.*, 2013; ROLLAND *et al.*, 2018), por causa de suas características físicas e comportamentais, como, ciclo de vida em diferentes substratos (DUELLMAN & TRUEB, 1994), capacidade de locomoção limitada (SINSCH, 1990), alta permeabilidade da pele e falta de proteção contra desidratação dos ovos (STEBBINS & COHEN, 1995), os tornam dependentes das características do habitat (HILLMAN *et al.*, 2009), sendo diretamente afetadas (POUGH *et al.*, 1977). A degradação/fragmentação de habitats e sítios reprodutivos são apontados como grandes responsáveis pelo declínio populacional de anuros (BECKER *et al.*, 2007; DONNELLY & CRUMP, 1998). Essa degradação/fragmentação muitas vezes são causadas pelo avanço das fronteiras agrícolas e uso do fogo (SILVANO & SEGALLA, 2005), sendo potencialmente mais sensíveis aos efeitos das queimadas (LYON *et al.*, 2000).

O grande diferencial do estudo é abordar a resposta dos anfíbios em áreas de campos nativos, pois apesar de haver diversos estudos sobre os efeitos do fogo (BAMFORD, 1992; PAPP & PAPP, 2000; PILLIOD *et al.*, 2003; BROWN *et al.*, 2011; LOWE *et al.*, 2013; HROMADA *et al.*, 2018; ANJOS *et al.*, 2021) a grande maioria aborda áreas de floresta ou cerrado, nenhum é específico para área de campo, local que abriga uma ampla diversidade de anuros, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas (COLOMBO & ZANK, 2008).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAUJO, A.F.B; COSTA, E.M.M; OLIVEIRA, R.F; FERRARI, K. SIMON, M.F.; PIRES, O.R. Jr. Efeitos de queimadas na fauna de lagartos do Distrito Federal. Pp. 148-160. In: Anais do Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. 3º Congresso de Ecologia do Brasil. Brasília, DF, p.187, 1996.

BECKER, C.B; FONSECA, C.F.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. **Science**, v. 318, p. 1775-1777, 2007.

BOLDRINI, I.L. Biodiversidade dos campos do planalto das Araucárias. MMA, Brasília. 2009

CINTRA, R.; SANIOTTI, T.M. Fire effects on the composition of a bird community in an amazonian savanna (Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, n. 65, p. 683-685, 2005.

COLOMBO, C.; ZANK, C. Anfíbios. In: Buckup, G.B. (Eds.). Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra. Libretos, Porto Alegre, p. 104-111, 2008.

DONNELLY, M.A.; CRUMP, M.C. (1998). Potential effects of climate change on two neotropical Amphibian assemblages. **Climatic Change**, v. 39, p. 541-561, 1998.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of amphibians**. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press, p. 670, 1994.

FIDELIS, A.T.; PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p. 12-25, 2011.

FRIZZO, T.L.M.; BONIZÁRIO, C.; BORGES, M.P.; VASCONCELOS, H.L. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de Formações Savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 15, p. 365-379, 2011. doi: 10.4257/oeco.2011.1502.13

HARDESTY, J.; MYERS, R.; W. FULKS, W. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **The George Wright Forum**, v. 22, p. 78-87, 2005.

HILLMAN, S.S.; WITHERS, P.C.; DREWES, R.C.; HILLYARD, S.D. Ecological and environmental physiology of amphibians. Oxford University Press, New York, 2009.

HOBBS, R.J.; HUENNEKE, L.F. Disturbance, diversity, and invasion - implications for conservations. **Conservation Biology**, v. 6, p. 324-337, 1992. doi: 10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x.

LYON, L.J.; TELFER, E.S.; SCHREINER, D.S. Direct effects of fire and animal responses, p. 17-24, 2000. In: J. K. Smith (ed.), Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

MIRANDA, H.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; MIRANDA, A.C. The fire factor. pp. 51-68, 2002. In: Oliveira, P.S. e Marquis, R.J. (eds.). The cerrados of Brazil. Columbia University Press, New York, NY. 398p.

MISTRY, J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress in Physical Geography**, v. 22, p. 425-448, 1998. doi: 10.1177/030913339802200401

PILLAR, V.D.P.; LANGE, O. Os Campos do Sul. Rede Campos Sulinos - UFRGS, Porto Alegre, 2015.

PILLIOD, D.S.; BURY, R.B.; HYDE, E.J.; PEARL, C.A.; CORN, P.S. Fire and amphibians in North America. **Forest ecology and management**, v. 178, p. 163-181, 2003. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00060-4

PIVELLO, V.R. The use of fire in Brazil: past and present. **Fire Ecology**, v. 7, p 24-39, 2011.

PRADA, M.; MARINHO-FILHO, J. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. **Austral Ecology**, v.29, n.5, p.568-573, 2004.

RAMOS-NETO, M.B.; PIVELLO, V.R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, p. 675-684, 2000. doi: 10.1007/s002670010124

ROLLAND, J.; SILVESTRO, D.; SCHLUTER, D.; GUISAN, A; BROENNIMANN, O.; SALAMIN, N. The impact of endothermy on the climatic niche evolution and the distribution of vertebrate diversity. **Nat Ecol Evol**, v. 2, n. 3, p. 459-464, 2018. doi: 10.1038/s41559-017-0451-9.

SINSH, U. Migration and orientation in anuran amphibians. **Ethology, Ecology, and Evolution**, v. 2, p. 65-79, 1990.

STEBBINS, R. C.; COHEN, N.W. A natural history of amphibians. Princeton University, Princeton, New Jersey, 1995.

VALLAN, D. Effects of Anthropogenic Environmental Changes on Amphibian Diversity in the Rain Forests of Eastern Madagascar. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 5, p. 725-742, 2002.

VIEIRA, E.M. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. **Journal of Zoology**, v. 249, p. 75-81, 1999.

VIEIRA, E.M.; MARINHO-FILHO, J. Pre and post fire habitat utilization by rodents of Cerrado from Central Brazil. **Biotropica**, v. 30, p. 491-496, 1998.

WALLS, S.C.; BARICHIVICH, W.J.; BROWN, M.E. Drought, deluge and declines: the impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate. **Biology**, v. 2, p. 399-418, 2013. doi:10.3390/biology2010399

CAPÍTULO 1 -

Carta de apresentação

O presente estudo visa trazer informações sobre as respostas de anfíbios anuros a um evento de fogo prescrito em ecossistemas campestres. Fornecendo dados acerca dos efeitos do fogo sobre a abundância e composição de anuros. Para isso, amostragens mensais foram realizadas durante o período reprodutivo, em áreas de campo, sem o efeito do fogo no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza - Pró Mata, localizado no município de São Francisco de Paula, Brasil. A fim de compararmos a abundância e composição, foram coletados dados antes e depois do fogo, em quatro áreas distintas, utilizando dois métodos de coleta, busca ativa e monitoramento acústico. Por fim, trazemos uma discussão referente aos resultados obtidos no estudo e a causa destas respostas, explorando aspectos comportamentais e adaptativos das espécies.

Título: INFLUÊNCIA DO FOGO SOBRE A ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE ANUROS EM CAMPOS NATIVOS DE MATA ATLÂNTICA.

Priscila Cortêz Barth^{1*}, Carolina de A. Caberlon¹, Patrick Colombo^{2,3} e Alexandro Marques Tozetti¹.

¹ Laboratório de Ecologia de Vertebrados Terrestres. Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil.

² Museu de Ciências Naturais, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul, Rua Dr. Salvador França 1427, 90690-000, Porto Alegre, RS, Brasil.

³ Programa de Pós-Graduação em Sistemática e Conservação da Diversidade Biológica, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul e Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul, Brasil. Rua Dr. Salvador França 1427, 90690-000, Porto Alegre, RS, Brasil.

*priscila.barth@hotmail.com

RESUMO

Atualmente todos os biomas brasileiros sofrem os efeitos da ação do fogo antrópico, por exemplo, em ecossistemas como o Cerrado e o Pampa, o fogo é um fator essencial para a estrutura da vegetação. O fogo é muito utilizado na pecuária, como uma técnica de manejo do campo para eliminar o excesso de gramíneas secas e queimadas do inverno. Contudo, esta prática apesar de usual e regulamentada, não é regida por características ambientais e sazonais, sem considerar características da fauna local. Os efeitos do fogo sobre a fauna, em específico, sobre os anfíbios de áreas de campo são pouco conhecidos. Este trabalho buscou avaliar as alterações nas comunidades de anfíbios anuros de campos nativos da Mata Atlântica submetidas aos efeitos do fogo. Comparamos a abundância e a composição de espécies de anfíbios anuros antes e depois do fogo, e, em parcelas com e sem a ação do fogo, através da associação de dois métodos de coleta. Foram registradas 25 espécies de anfíbios anuros durante o estudo, sendo duas exclusivas da fase Pré-fogo. A composição de espécies variou entre as fases Pré-fogo e Pós-fogo, possivelmente em decorrência do efeito do fogo sobre as áreas de repouso de determinadas espécies. A abundância variou entre as parcelas Fogo e Controle em alguns pontos analisados, sendo associada à possível presença de sítios reprodutivos próximos às essas áreas, afetando o deslocamento e acesso das espécies aos sítios. Os resultados obtidos apontam a existência de efeitos imediatos de caráter negativo do fogo sobre os anuros.

Palavras-chave: anfíbios; influência; sobrevivência; queimada.

INTRODUÇÃO

O fogo é um distúrbio presente em quase todos os ecossistemas naturais, mesmo em ambientes não propícios. Ele exerce papel fundamental na estrutura e função de diversos ecossistemas, um fator modelador de estrutura, diversidade e composição de comunidades biológicas (HOBBS & HUENNEKE, 1992; MISTRY, 1998; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000; BERLINCK *et al.*, 2021). O Cerrado brasileiro é um exemplo de um ecossistema dependente (MISTRY, 1998), que evoluiu sob os efeitos da ação do fogo, desenvolvendo adaptações morfológicas e fisiológicas, dependendo do fogo em seus processos ecológicos (BOND *et al.*, 2005; PIVELLO, 2011). Há estudos que relatam a presença da ação do fogo nos últimos 30-40 mil anos no Cerrado e nos Campos do Sul do Brasil (BEHLING *et al.*, 2004; WEIR & SCASTA, 2022). Nestes ambientes o fogo se caracteriza por consumir principalmente plantas herbáceas, com uma ação mais superficial (MIRANDA *et al.*, 2002). Podendo ocorrer de maneira natural ou antrópica (MIRANDA *et al.*, 2002), o fogo natural se dá através da queda de raios, atividade vulcânica ou atrito entre rochas (RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000). Já o de origem antrópica, tem origem pela ação do homem e vem sendo usado há milhares de anos para diferentes propósitos e usos da terra (PIVELLO, 2000; MIRANDA *et al.*, 2002). Atualmente o fogo é utilizado em práticas agrícolas e pecuárias (MISTRY, 1998; PIVELLO, 2000). Uma prática comum em sistemas de produção é o manejo do campo através de queimadas prescritas para eliminar o excesso de gramíneas secas do inverno e estimular o crescimento de folhas verdes, usadas na alimentação do gado (PILLAR & LANGE, 2015) e em práticas agrícolas, preparando o campo para a plantação (MISTRY, 1998; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000). Essa prática de manejo do campo através de queimadas prescritas, é realizada de forma regulamentada no Brasil (BOLDRINI, 2009; FIDELIS *et al.*, 2010). A legislação ambiental regula essa prática no Rio Grande do Sul através da lei nº 11.498 de 04 de julho de 2000, e prevê a utilização mediante autorização emitida pelo órgão ambiental habilitado e de forma limitada, dentro de seus regulamentos (PILLAR & LANGE, 2015).

As consequências do distúrbio causado pelo fogo são determinadas pela associação de diversos fatores: alteração no habitat (VALLAN, 2002), disponibilidade de recursos (HOBBS & HUENNEKE, 1992; LYON *et al.*, 2000), características

morfológicas e comportamentais das espécies e físicas do fogo (FRIZZO *et al.*, 2011; PIVELLO, 2011). A resposta imediata de muitos animais é a fuga, esse comportamento é visto em aves adultas em geral e mamíferos de grande porte (LYON *et al.*, 2000). Espécies de tartarugas (*Terrapene carolina* e *Kinosternon subrubrum*) da Florida e lagartos (*Sceloporus occidentalis*) da California, escavam ou se refugiam sob objetos no solo para fugir do fogo (BABBITT & BABBITT, 1951; LILLYWHITE & NORTH, 1974; FOLK & BALES, 1982). Além das respostas dos indivíduos, as alterações no habitat também influenciam outros organismos, positivamente ou negativamente. Como visto para algumas espécies de vegetação (*Asteraceae* e *Rubiaceae*), as quais são beneficiadas pelo fogo, estimulando o aumento de abundância e conseqüentemente aumento da abundância de dípteros e coleópteros consumidores/visitantes dessa vegetação (PRADA *et al.*, 1995). Outra interação observada, são as folhas de *Palicourea* que, após a queima brotam mais maleáveis, tornando-as mais atrativas aos insetos (VIEIRA *et al.* 1996) aumentando paralelamente a dispersão e abundância dentro das áreas queimadas. Essa dispersão em busca de disponibilidade de alimento, também é observada em vertebrados, como é o caso dos tatus-peba, tamanduá-bandeira e tatu-canastra (PRADA & MARINHO-FILHO, 2004) que sofrem influência negativa do fogo e são observados igualmente em áreas queimadas e intactas.

Os impactos causados pelo fogo sobre a fauna podem ser diretos ou indiretos, os efeitos diretos são: intoxicações, queimaduras e morte de indivíduos (RUSSEL *et al.*, 1999; LYON *et al.*, 2000) e são observados imediatamente após o fogo (FRIZZO *et al.*, 2011). Efeitos diretos são observados em espécies como o lagarto de vidro (*Ophisaurus ventralis*) que sofre perda populacional considerável em consequência do fogo (BABBITT & BABBITT, 1951; MEANS & CAMPBELL, 1981). Porém, o fogo por si só, não determina a extensão de seus efeitos, dependendo de outras características. Um exemplo é a sensibilidade ao fogo apresentada por cobras em meio a ecdise (LYON *et al.*, 2000) mostrando a importância do fator interespecífico sobre a influência do fogo. Sofrendo também os efeitos indiretos do fogo, estes são mais amplos e podem se apresentar a curto (<1 ano), médio (1-10 anos), e a longo prazo (>10 anos) (MINSHALL *et al.*, 1997). Ocorrendo através de modificações em seus habitats (FRIZZO *et al.*, 2011), alteração, degradação ou perda (VALLAN, 2002), e, redução de disponibilidade de alimento, abrigo e sítios reprodutivos (HOBBS &

HUENNEKE, 1992; LYON *et al.*, 2000). O efeito indireto pode afetar de formas diferentes espécies de um mesmo gênero ou grupo (FRIZZO *et al.*, 2011). Lagartos de uma mesma área expostos ao fogo, apresentam respostas diferentes. As espécies mais generalistas (*Plestiodon fasciatus* e *P. laticeps*) aparentemente não sofrem impacto negativo, enquanto outras, como *Scincella lateralis* especialista em serapilheira, diminui sua abundância em consequência da perda do substrato (HROMADA *et al.* 2018). Também é observado que a diminuição das áreas sombreadas, por exemplo, tende a favorecer algumas espécies de lagartos (LEITE, 2007), enquanto que outras são desfavorecidas (FARIA *et al.*, 2004; FRIZZO *et al.*, 2011). A variabilidade de resposta ao fogo também é observada em anfíbios, no qual, algumas espécies de hílídeos (*Phyllodytes luteolus*) que dependem de elementos específico da paisagem, como bromélias, apresentam declínio populacional causado pela queimada dos mesmos, já espécies de *Scinax cf. alter* não sofrem o mesmo efeito, embora ambas usem os locais afetados, *Scinax cf. alter* não depende exclusivamente dessas áreas (PAPP & PAPP, 2000). Estes exemplos mostram que os efeitos do fogo variam em grupos, sendo diretamente dependente de suas características adaptativas pertencentes a espécies, gêneros ou grupos funcionais.

De maneira geral animais com baixa mobilidade, que não apresentam estratégias para fugir das ações do fogo, são mais suscetíveis aos seus efeitos, principalmente aos efeitos diretos (FRIZZO *et al.*, 2011). Considerando as características morfológicas dos anfíbios, como mobilidade limitada (SINSH, 1990; LYON *et al.*, 2000), alta permeabilidade da pele, falta de proteção contra desidratação dos ovos (STEBBINS & COHEN, 1995) e ciclo de vida em diferentes substratos (DUELLMAN & TRUEB, 1994), atribuídos, ao comportamento mais ativo durante as épocas reprodutivas. Torna os anfíbios consideravelmente sensíveis aos efeitos do fogo e propensos aos efeitos diretos do fogo (PILLIOD *et al.*, 2003).

Apesar de haver diversos estudos abordando os efeitos do fogo prescrito ou não sobre a herpetofauna e especificamente os anfíbios (BAMFORD, 1992; PAPP & PAPP, 2000; PILLIOD *et al.*, 2003; BROWN *et al.*, 2011; LOWE *et al.*, 2013; HROMADA *et al.*, 2018; ANJOS *et al.*, 2021), o conhecimento sobre os efeitos do fogo sobre os anfíbios é fragmentado, com lacunas a serem preenchidas. As respostas apresentadas nos estudos, não são lineares, variando de acordo com as

características ecológicas das espécie e do ambiente inserido (LOWE *et al.*, 2013; ANJOS *et al.*, 2021), aumentando (PILLIOD *et al.*, 2003) ou diminuindo a abundância em áreas queimadas (HROMADA *et al.*, 2018). Neste contexto e com o intuito de contribuir com informações sobre aspectos de respostas dos anfíbios ao fogo, este trabalho busca avaliar os efeitos do fogo em anfíbios anuros de campos nativos da Mata Atlântica, submetidos aos efeitos do fogo, a partir de um prescrito de incêndio controlado. Com este experimento buscamos avaliar se ocorrem alterações na abundância e composição de espécies após o evento do fogo. Nossas hipóteses de trabalho são: (I) o impacto causado pelo fogo afeta negativamente a abundância de anfíbios imediatamente após o fogo. (II) o fogo causa modificação na composição, afetando grupos funcionais de maneira diferente.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural - Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata (CPCN Pró-Mata), que possui aproximadamente 3.100 ha, localizado no limite sul da Mata Atlântica, entre os municípios de São Francisco de Paula, Maquiné e Itati, no estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas 29° 27' - 29° 35'S e 50° 08' - 50° 15'O. O clima da região é classificado como super úmido segundo Köppen (ROSSATO, 2011), com pluviosidade anual média de 2.252 mm e uma média anual de temperatura de 14,5 °C. A vegetação local é caracterizada por um mosaico de campos, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa (FERREIRA & EGGERS, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2016). As amostragens foram feitas em campos naturais (Fig.1) não pastejados, com estrato herbáceo denso e alto, de aproximadamente 60cm (FERREIRA & EGGERS, 2008), localizadas nas coordenadas dispostas no material suplementar (Anexo 1).

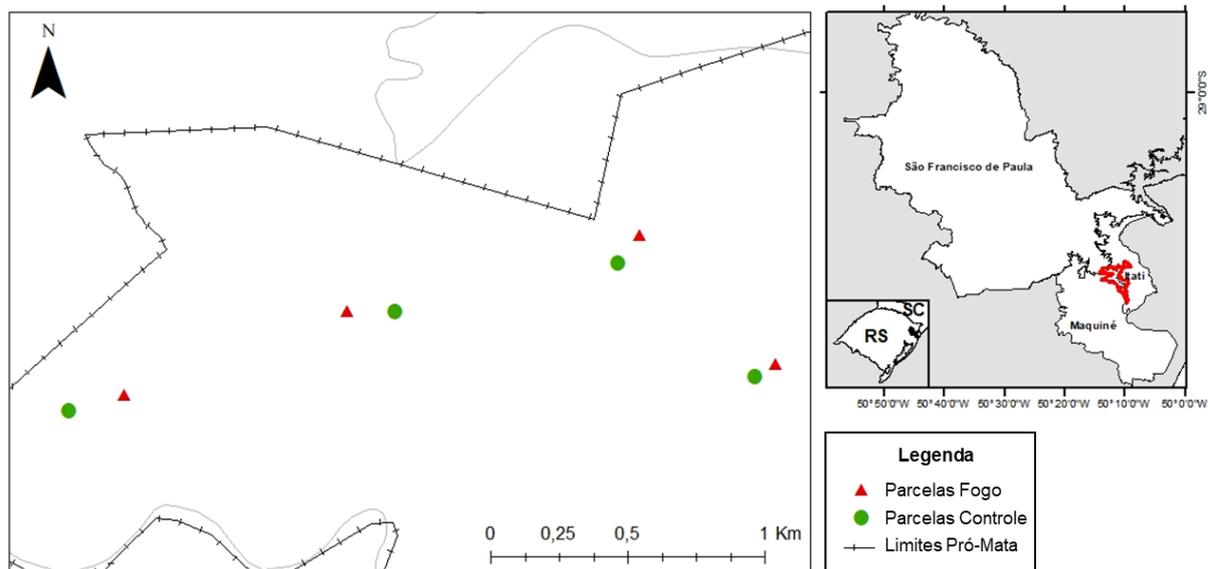


Figura 1 - Mapa com a localização das unidades amostrais compostas por parcelas e divididas em pares (quatro pares), cada par, composto por uma parcela Fogo e outra Controle (veja Materiais e Métodos para detalhes). Triângulo vermelho – parcelas Fogo; Círculo verde - parcelas Controle; Linha tracejada - limites do Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza - PRÓ-MATA; Linha cinza – Limite do município de São Francisco de Paula, RS.

Delineamento amostral

O experimento foi delineado com base em modelos BACI - *Before-After-Control-Impact* (GREEN, 1979; UNDERWOOD, 1991; SMITH *et al.*, 1993), para comparar os anuros de áreas impactadas pela ação do fogo com a de áreas intactas, comparando tratamentos (Controle e Fogo) e fases (Pré-fogo e Pós-fogo). Em parceria com o projeto de Biodiversidade e distúrbio pôr fogo em campos de altitude do Sul do Brasil, desenvolvido no Sítio de Pesquisa Ecológica de Longa Duração - PELD da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Pró-Mata. A partir das parcelas permanentes implantadas pelo projeto, foram selecionadas quatro áreas, pontos: 1, 4, 5 e 6 para o experimento. Cada ponto possui duas parcelas, com os tratamentos (Controle e Fogo), cada parcela possui área de 70x70m (4900m²), com distância aproximada de 200m entre as parcelas do ponto. A parcela Controle foi mantida intacta, enquanto a parcela Fogo foi submetida a um evento de queima (Fig. 1). A distância entre os pares de parcelas foi utilizada para que as parcelas Controle e Fogo de cada ponto amostral apresentassem características o mais semelhante possível, porém, não estivessem próximos de modo a haver interferência do fogo sobre a parcela Controle. Entre os pontos amostrais a distância foi de 200m a 1.800m.

As parcelas foram monitoradas com amostragens mensais, entre os meses de setembro de 2021 e fevereiro de 2022 (período de maior atividade dos anfíbios). As amostragens foram agrupadas em duas fases: Pré-fogo (setembro a novembro) e Pós-fogo (dezembro a fevereiro). A fim de diminuir qualquer viés amostral por conta de condições climáticas, as parcelas dos pontos foram amostradas na mesma noite.

A queima das parcelas denominadas “fogo” foram realizadas mediante autorização e promovida pela equipe do projeto de estudo da influência do fogo sobre a biodiversidade. A característica do fogo instituído no experimento foi de rápida propagação e baixa intensidade, para que não se alastrasse para fora das áreas delimitadas. Como medida de segurança foram realizadas roçadas prévias de aproximadamente três metros no entorno das parcelas e utilizados abafadores e pulverizadores com água durante a queima.

Monitoramento de anuros

Para as amostragens utilizamos a associação de dois métodos: (1) monitoramento acústico (gravadores autônomos) e (2) captura por busca ativa. Esse segundo, possibilita a identificação de espécies em deslocamento ou forrageando, não somente as em atividade de vocalização. O monitoramento acústico foi feito pelo método de gravação de áudio automatizado (BRIDGES & DORCAS, 2000) usando gravadores de voz digital (modelo Sony ICD-PX312F). Um gravador foi instalado no centro de cada parcela permanecendo durante 24 horas ininterruptas, fazendo o registro do áudio ambiente (das 18:00 de um dia até as 18:00 do dia seguinte), cada gravação (24 horas/gravador) foi subdividida em faixas de uma hora, sendo analisados somente os três primeiros minutos de cada faixa (ex. 18:00 às 18:03), totalizando 24 faixas por gravação (72 minutos analisados). Foram gravadas 1.152 horas de áudio ambiental e analisadas 57,6 horas. O procedimento foi executado igualmente em todos os pontos amostrais, sempre na mesma noite em ambas as parcelas (Controle/Fogo) de cada ponto, totalizando oito gravações por mês ao longo de seis meses. De acordo com testes realizados previamente, o raio de alcance dos gravadores varia entre 60 e 80m, o que exclui a possibilidade de registro duplicado do áudio entre parcelas. A identificação das espécies foi feita auditivamente com a utilização de guias sonoros (HADDAD *et al.*, 2005; KWET & MÁRQUEZ, 2010) e recorrendo à comparação da descrição dos cantos na literatura quando necessário, utilizando o espectrograma do canto obtido nas gravações, através do software *Raven Pro 1.6* (CORNELL Lab, 2011). Foi feita a identificação e quantificação das espécies em cada faixa de gravação. Em função da particularidade deste método, a quantidade de indivíduos foi descrita quanto à classe de abundância (ÁVILA & FERREIRA, 2004; XIMENEZ & TOZETTI, 2015), sendo elas: 1) nenhum indivíduo em atividade de vocalização; 2) 1 a 4 indivíduos; 3) 5 a 9 indivíduos; 4) 10 a 20 indivíduos; 5) >20 indivíduos. Foi considerada a classe de abundância máxima de indivíduos em cada unidade amostral.

A busca ativa foi feita ao longo de todo o perímetro da parcela (70x70m). Para controlar o esforço amostral, a busca foi limitada a 1 hora/pessoa/noite em cada parcela, sendo realizada apenas no período noturno (entre 19:30 e 01:00). Os indivíduos capturados através deste método foram identificados, fotografados e soltos

no dia seguinte para evitar recontagem. A identificação dos indivíduos capturados foi feita por meio de guias de campo e chaves de identificação (ZIEGLER & MANEYRO, 2008; KWET *et al.*, 2010).

Análise de dados

Considerando que as metodologias de coleta utilizam diferentes modos de quantificação de indivíduos, sendo por classes no monitoramento acústico e número absoluto na busca ativa, para a análise de abundância, estes foram analisados separadamente. A análise de abundância do monitoramento acústico utilizou uma matriz com as classes de abundância e a matriz da busca ativa utilizados os números absolutos. A partir da constância de ocorrência de espécies (DAJOZ, 1983) foi feita uma seleção das espécies a serem analisadas em cada método, utilizando como critério, espécies com uma frequência de ocorrência $\leq 50\%$, classificadas como “constantes”. No método de monitoramento acústico foram selecionadas dez espécies (40%), classificadas como “constantes” (Anexo 2), são elas: *Aplastodiscus perviridis*, *Boana leptolineata*, *Boana marginata*, *Dendropsophus minutus*, *Scinax granulatus*, *Scinax squalirostris*, *Adenomera araucaria*, *Physalaemus carrizorum*, *Physalaemus lisei* e *Leptodactylus plaumanni*. Na busca ativa, foram elencadas sete espécies (41,2%) para as análises: *A. perviridis*, *B. leptolineata*, *D. minutus*, *S. granulatus*, *S. squalirostris*, *P. carrizorum*, *P. lisei* e *Leptodactylus luctator* (Anexo 2). Para avaliar a influência do fogo sobre a abundância de anuros, comparamos a abundância registrada, entre os tratamentos (Controle e Fogo) entre as fases (Pré e Pós-fogo), através de testes de aleatorização comparando os grupos de unidades amostrais, equivalente a uma análise de variância (ANOVA), baseados na soma de quadrados (Qb) entre os grupos (PILLAR e ORLÒCI, 1996; PILLAR, 2006), utilizando como grupos: tratamento (Fogo e Controle), fases (Pré e Pós-fogo) e pontos (1, 4, 5 e 6). Optou-se pelo delineamento em bloco, onde o fator “bloco” é formado pelos pontos amostrais, para retirar o efeito das características específicas de cada ponto.

A análise de composição de espécies foi realizada utilizando uma matriz de presença e ausência gerada a partir do conjunto de dados de ambos os métodos utilizados. Para explorar alterações na composição de espécies em função do

distúrbio causado pelo fogo foi feita uma análise de Coordenadas Principais (PCoA) utilizando a composição de espécies presentes em cada ponto amostral, separadas por tratamento (Controle e Fogo) e fase (Pré e Pós-fogo). O gráfico da ordenação foi gerado a partir dos *scores* dos eixos 1 e 2, a representação do agrupamento de composição de espécies em diferentes fases e tratamentos do experimento foi feita utilizando as espécies como variáveis. As espécies foram classificadas em três grupos funcionais: aquático, arborícola e terrestre (Tabela 1), para analisar se o fogo gera alteração na proporção de espécies de cada grupo funcional. Foi utilizado o mesmo procedimento da análise de composição de espécies, somando as espécies de cada grupo funcional e utilizando como variáveis da PCoA. A composição de espécies e grupos funcionais presentes no Pré e Pós-fogo de cada tratamento (Controle/Fogo) foi comparada através de testes de aleatorização, baseados na soma de quadrados (Qb) entre os grupos: tratamento (Fogo e Controle), fases (Pré e Pós-fogo) e pontos (1, 4, 5 e 6). Utilizando a análise em bloco (fator “bloco” = pontos amostrais) retirando o efeito das características específicas de cada ponto (PILLAR & ORLÒCI, 1996; PILLAR, 2006), teste similar a uma análise de variância (ANOVA). As análises de aleatorização (ANOVA) e ordenação (PCoA) foram executadas com auxílio do software *Multiv* versão 3.31v (PILLAR, 2006), utilizando 10.000 interações. O nível de significância utilizado para os testes foi de 5% ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS

Foram registradas 25 espécies de anfíbios anuros, distribuídas em 12 gêneros, pertencentes a cinco famílias (Tabela 1). A família com maior número de espécies foi Hylidae, correspondendo a 64%. Espécies como, *Boana bischoffi*, *B. pulchella*, *Sphaenorhynchus surdus*, *Trachycephalus mesophaeus*, *Leptodactylus gracilis* e *Odontophrynus americanus*, foram registradas uma única vez durante o estudo (Fig. 2). O registro de espécies através do monitoramento acústico se mostrou efetivo, pois todas as espécies foram identificadas através desse método (Tabela 1). Através da busca ativa capturaram-se 210 indivíduos de 17 espécies, sendo efetiva em registrar espécies que não estavam em atividade de vocalização. Antes do fogo foram registradas 12 espécies, sendo, *B. pulchella* e *L. gracillis* registros exclusivos dessa fase. No Pós-fogo foram registradas 23 espécies, sendo, dez espécies registros

exclusivos desta fase, são elas: *Rhinella icterica*, *Boana bischoffi*, *Dendropsophus microps*, *Sphaenorhynchus surdus*, *Trachycephalus dibernardoi*, *T. mesophaeus*, *Adenomera araucaria*, *Physalaemus cuvieri*, *P. lisei* e *Odontophrynus americanus*.

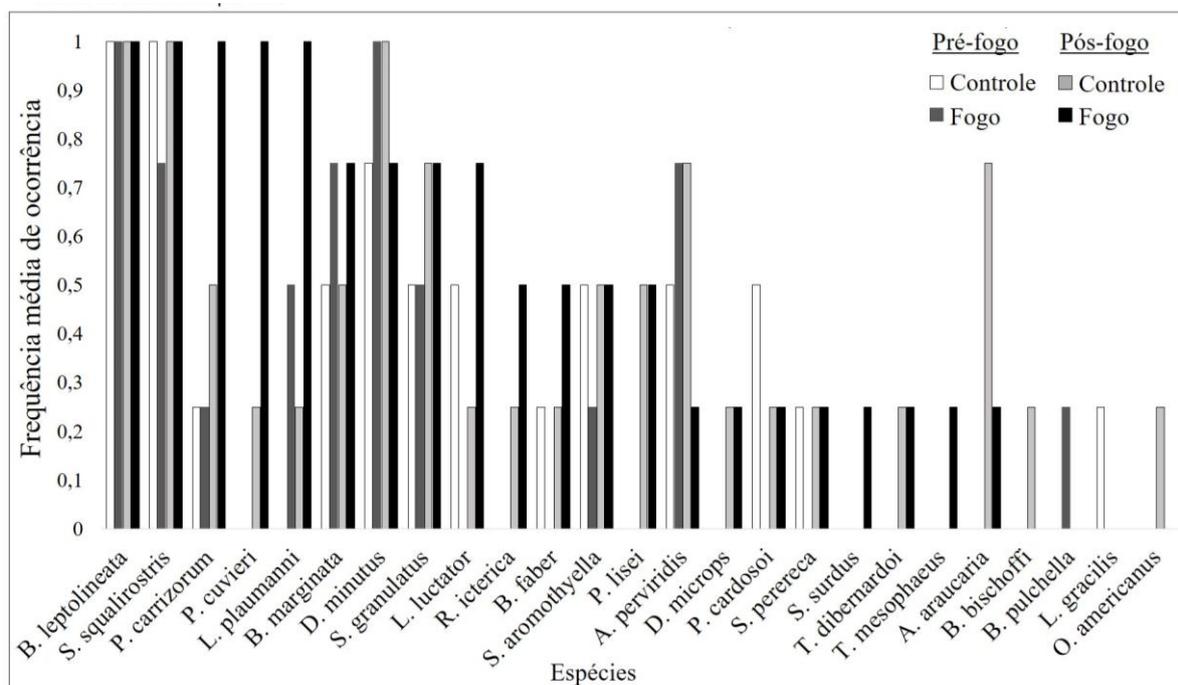


Figura 2 - Gráfico da frequência média de ocorrência de espécies registradas através da associação dos métodos de busca ativa e monitoramento acústico, nas parcelas Controle e Fogo antes e depois do fogo. Amostragens realizadas no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza – Pró Mata, São Francisco de Paula, RS, entre setembro/2021 e fevereiro/2022.

Tabela 1. Lista de espécies de anfíbios anuros registrados nas parcelas de amostragem no Centro de Conservação da Natureza – Pró Mata, localizado em São Francisco de Paula, RS, entre os meses de setembro de 2021 a fevereiro de 2022. Identificando classe, grupo funcional, fase e método pelo qual foi feita a captura/identificação (KWET & MÁRQUEZ, 2010).

Família	Espécie	Grupo funcional	Monitoramento acústico		Busca ativa	
			Pré	Pós	Pré	Pós

Bufonidae	<i>Rhinella icterica</i>	Terrestre	-	x	-	x
<hr/>						
Hylidae	<i>Aplastodiscus perviridis</i>	Arborícola	x	x	x	x
<hr/>						
	<i>Boana bischoffi*</i>	Arborícola	-	x	-	-
<hr/>						
	<i>Boana faber</i>	Arborícola	x	x	x	x
<hr/>						
	<i>Boana leptolineata</i>	Arborícola	x	x	x	x
<hr/>						
	<i>Boana marginata</i>	Arborícola	x	x	x	x
<hr/>						
	<i>Boana pulchella*</i>	Arborícola	x	-	-	-
<hr/>						
	<i>Dendropsophus microps</i>	Arborícola	-	x	-	x
<hr/>						
	<i>Dendropsophus minutus</i>	Arborícola	x	x	x	x
<hr/>						
	<i>Pseudis cardosoi</i>	Aquático	x	x		x
<hr/>						
	<i>Scinax aromothyella</i>	Arborícola	x	x	x	x
<hr/>						
	<i>Scinax granulatus</i>	Arborícola	x	x	x	x
<hr/>						
	<i>Scinax perereca</i>	Arborícola	x	x	-	-
<hr/>						
	<i>Scinax squalirostris</i>	Arborícola	x	x	x	x
<hr/>						

	<i>Sphaenorhynchus surdus</i> *	Arborícola	-	x	-	-
	<i>Trachycephalus dibernardoii</i>	Arborícola	-	x	-	x
	<i>Trachycephalus mesophaeus</i> *	Arborícola	-	x	-	-
Leptodactylidae	<i>Adenomera araucaria</i> *	Terrestre	-	x	-	-
	<i>Leptodactylus gracilis</i> *	Terrestre	x	-	-	-
	<i>Leptodactylus luctator</i>	Terrestre	-	x	x	x
	<i>Leptodactylus plaumanni</i>	Terrestre	-	x	x	x
Leiuperidae	<i>Physalaemus carrizorum</i>	Terrestre	x	x	x	x
	<i>Physalaemus cuvieri</i>	Terrestre	-	x	-	x
	<i>Physalaemus lisei</i>	Terrestre	-	x	-	x
Odontophrynidae	<i>Odontophrynus americanus</i> *	Terrestre	-	x	-	-

* Espécie registrada uma única amostra (noite) durante o estudo.

As espécies mais frequentes (Fig. 2) e abundantes (Fig. 3), registradas foram: *Boana leptolineata* e *Scinax squalirostris*, ocorrendo em todos os pontos amostrais. A maior média de abundância de anuros registrada através da busca ativa, foi durante

a fase Pós-fogo (Fig. 4; Anexo 3). Em decorrência da utilização de classes de abundância no monitoramento acústico, foi utilizada a porcentagem de abundância por classe (Anexo 3), apresentando porcentagem de classes de maior abundância na fase Pós-fogo. As espécies arborícolas foram o grupo funcional com maior número de registros, correspondendo a cerca de 40% das espécies registradas durante a fase Pós-fogo (Anexo 4). A análise de variância via testes de aleatorização comparando a abundância de anuros entre os tratamentos (Controle e Fogo), e entre as fases (Pré e Pós-fogo) não revelou diferença considerando registros feitos através do monitoramento acústico. No entanto, o resultado da comparação de abundância de espécies registradas na busca ativa difere entre os fatores analisados, sendo significativa somente entre os tratamentos e não entre as fases (Anexo 5).

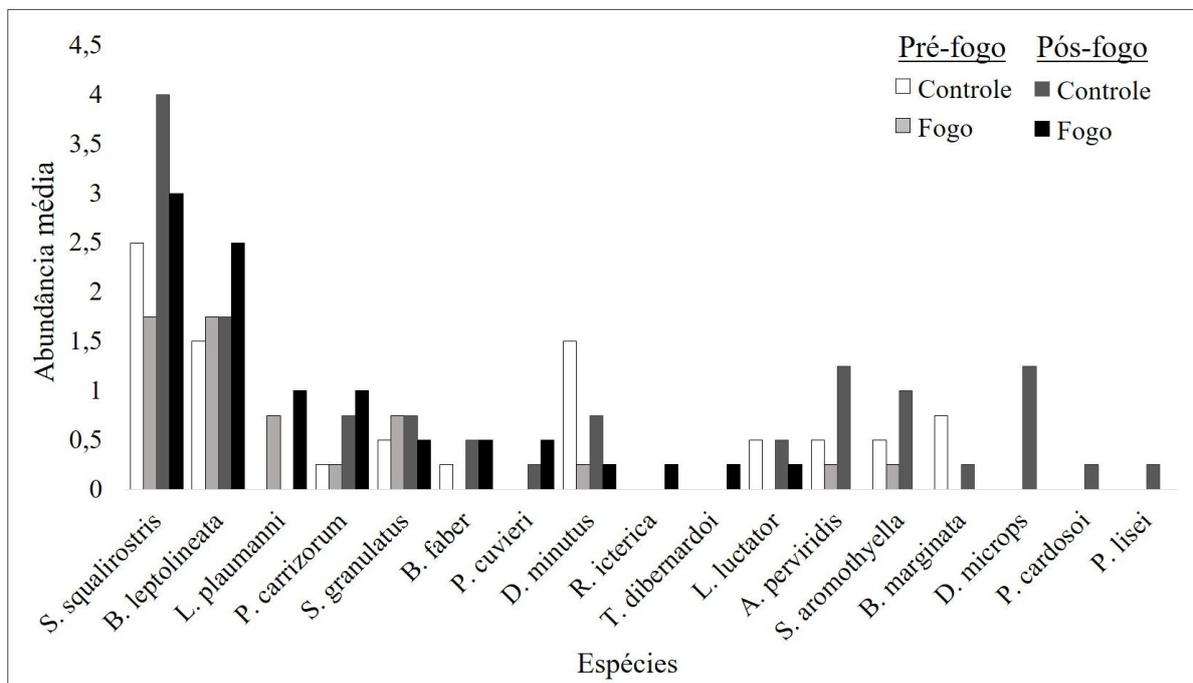


Figura 3 - Abundância média de espécies registradas por busca ativa nas parcelas Controle e Fogo nas fases Pré e Pós-fogo. Amostragens realizadas no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza – Pró Mata, São Francisco de Paula, RS, entre setembro/2021 e fevereiro/2022.

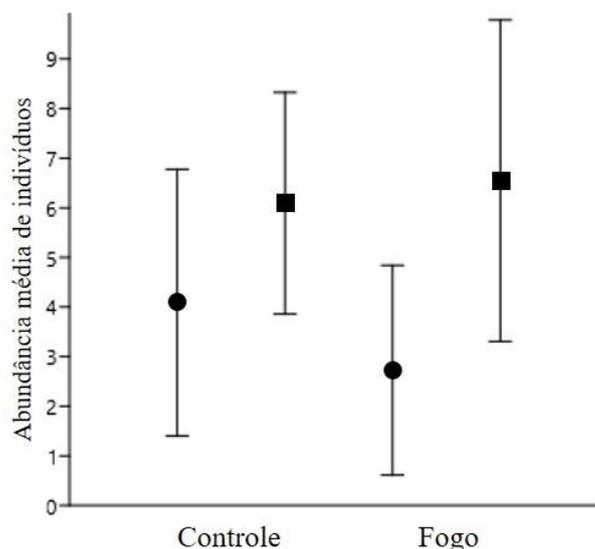


Figura 4 - Abundância média de indivíduos registrados através da busca ativa nas fases Pré (Círculo) e Pós-fogo (Quadrado) nas parcelas Controle e Fogo com intervalo de confiança de 95% (linhas acima e abaixo). Amostragens feitas entre setembro/2021 e fevereiro/2022 no Centro de Conservação da Natureza – Pró Mata, localizado em São Francisco de Paula, RS.

A análise de Coordenadas Principais (PCoA) revelou que algumas espécies têm relação com as parcelas queimadas após o fogo (Fig. 5 - A) os eixos 1 e 2 explicam aproximadamente 34% desta relação. As espécies relacionadas às áreas queimadas foram classificadas como terrestres (*Physalaemus carrizorum*, *Physalaemus cuvieri*, *Leptodactylus luctator* e *Rhinella icterica*). A relação das espécies terrestres com as áreas queimadas é observada na PCoA de grupo funcional (Fig. 5 - B), os eixos explicam 98%. A análise de variância mostrou diferença significativa da composição de espécies entre as fases do estudo ($p = 0,0153$). A frequência de ocorrência de *Boana faber*, *Leptodactylus luctator*, *Leptodactylus plaumanni*, *Physalaemus carrizorum*, *Physalaemus cuvieri* e *Scinax aromothyella* aumentou nas áreas queimadas, enquanto *Aplastodiscus perviridis* e *Dendropsophus minutus* ocorreram em menor frequência nestes pontos. Já a composição de espécies das parcelas Controle e Fogo, quando comparadas, mostrou-se similar ($p = 0,5424$). A análise dos modos de vida teve resultado semelhante ao da composição de espécies, havendo diferença no número de espécies de cada grupo funcional presentes entre as fases ($p = 0,0079$), porém não se mostrou significativo entre os tratamentos ($p = 0,7107$). As espécies com aumento no registro de ocorrência após o fogo, em sua grande maioria são classificadas como terrestres e as registradas em menor frequência são classificadas como arborícolas.

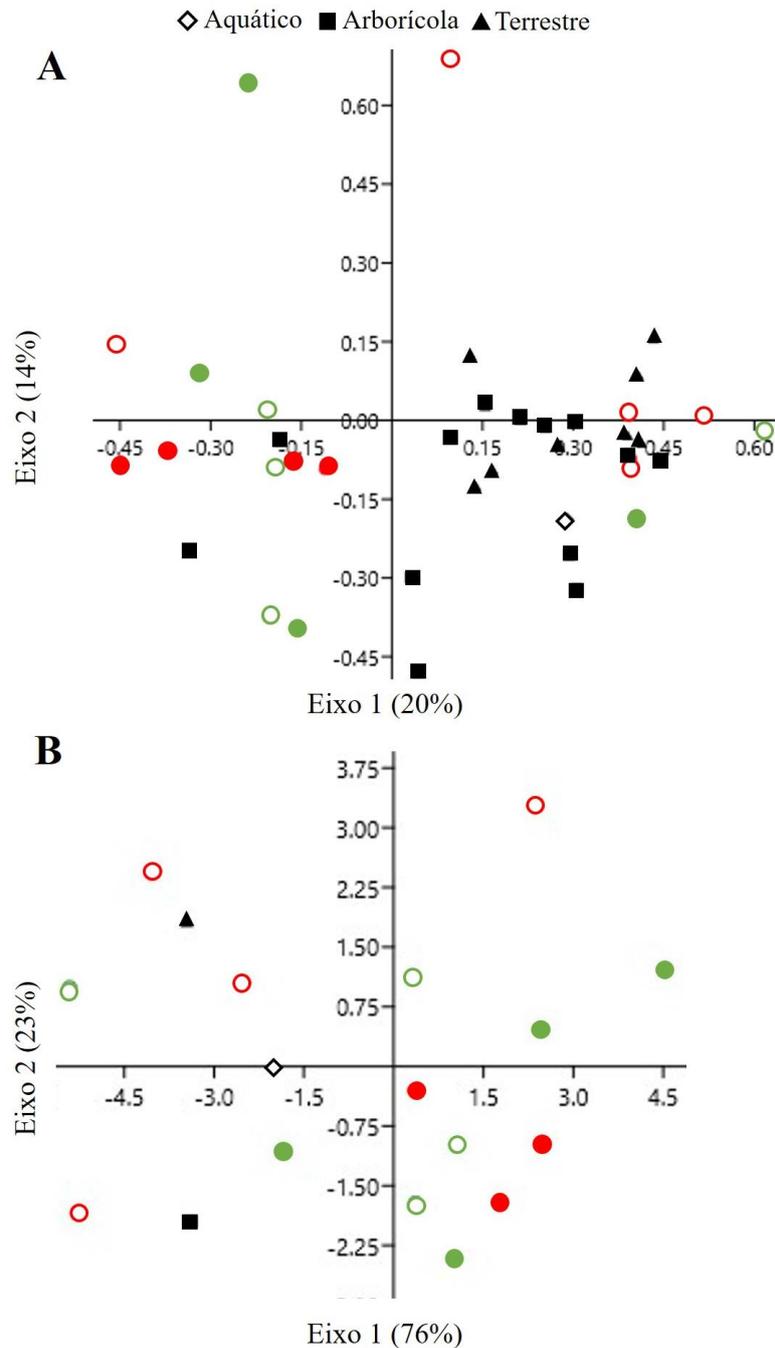


Figura 5 – Diagrama de dispersão gerado a partir do score dos eixos 1 e 2 da análise de coordenadas principais (PCoA). (A) Gráfico de dispersão de composição de espécies registradas através de busca ativa, nas parcelas (Controle/Fogo) em cada fase (Pré e Pós-fogo), espécies identificadas visualmente pelo grupo funcional. (B) Gráfico de dispersão do número de espécies em cada grupo funcional registrados nas parcelas (Controle/Fogo) em cada fase (Pré e Pós-fogo) Onde: círculos fechados (Pré-fogo); círculos abertos (Pós-fogo); verde (parcelas Controle) e vermelho (parcelas Fogo). Amostragens realizadas entre setembro/2021 e fevereiro/2022 no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza – Pró Mata, São Francisco de Paula, RS.

DISCUSSÃO

Foram avaliados pela primeira vez os efeitos causados pela ação do fogo sobre a composição de anfíbios anuros em ecossistemas campestres. O estudo identificou que o fogo causa impacto sobre esses animais, afetando sua abundância e composição. Refutando nossa hipótese, algumas espécies tiveram uma maior abundância nas parcelas submetidas à queimada. Porém, a composição de espécies se alterou no sentido de que muitas espécies tiveram uma diminuição das suas frequências de ocorrência, enquanto outras aumentaram depois do fogo.

Era esperado uma diminuição na abundância dos anfíbios, pois, são mais sensíveis do que outros vertebrados às alterações no habitat (BLAUSTEIN *et al.*, 2010; WALLS *et al.*, 2013; ROLLAND *et al.*, 2018) e as amostragens foram realizadas durante a época reprodutiva dos anuros, período no qual eles ficam mais ativos, os deixando consideravelmente mais propícios à morte em decorrência do fogo (PILLIOD *et al.*, 2003). Entretanto, foi observado um aumento significativo na abundância média de anuros capturados após a queima nas parcelas Fogo. A resposta observada é semelhante à apresentada por outros grupos: após a queimada, algumas espécies de invertebrados são atraídas pela fumaça e o calor do fogo, aumentando a riqueza e abundância do grupo (EVANS, 1971), também não são afetadas, estando presentes logo após o fogo (BAMFORD, 1992). Algumas espécies oportunistas de roedores (*Calomys callosus*) aumentam sua abundância em áreas recentemente queimadas através da dispersão de indivíduos adjacentes (VIEIRA & MARINHO-FILHO, 1998).

O aumento na abundância média de indivíduos nas parcelas Fogo após a queima, pode ter relação com a sobrevivência de indivíduos ao fogo e dispersão de indivíduos adjacentes. A sobrevivência aos efeitos diretos do fogo é observada em diversos grupos (aves, mamíferos, répteis e anfíbios) e se dá de diferentes formas para cada um (LYON *et al.*, 2000; FRIZZO *et al.*, 2011). Aves adultas e mamíferos de grande porte em geral são menos suscetíveis aos efeitos diretos do fogo, fugindo e buscando abrigo fora da área afetada (LYON *et al.*, 2000). Já outros grupos utilizam diferentes estratégias para sobreviver. Algumas espécies de lagartos como, *Sceloporus occidentalis*, se refugiam sob objetos no solo (LILLYWHITE & NORTH, 1974), tartarugas, *Terrapene carolina* e *Kinosternon subrubrum* escavando o solo

(BABBITT & BABBITT, 1951; FOLK & BALES, 1982) e alguns anfíbios, *Anaxyrus quercicus* e *Acris gryllus*, utilizam a vegetação remanescente para se abrigar (LANGFORD *et al.*, 2007).

Os impactos causados pelo fogo sobre a abundância dos anfíbios e répteis variam entre estudos, podendo ser positivos ou negativos (HANNAH *et al.*, 1998; PILLIOD *et al.*, 2003; BROWN *et al.*, 2011; LOWE *et al.*, 2013; HROMADA *et al.*, 2018; ANJOS *et al.*, 2021). Espécies com hábitos especialistas como os lagartos (*Scincella lateralis*) são mais vulneráveis aos efeitos do fogo apresentando diminuição na abundância (HROMADA *et al.* 2018) pois não suportam a perda de serapilheira. Em contrapartida, espécies generalistas, como é o caso das espécies de anfíbios: *Anaxyrus* sp., *Crinia tinnula*, *Litoria olongburensis*, *L. freycineti* e *Scaphiopus* sp. (BROWN *et al.*, 2011; LOWE *et al.*, 2013; HROMADA *et al.* 2018) e lagartos: *Plestiodon fasciatus*; *Plestiodon laticeps* (HROMADA *et al.* 2018) aparentemente não exibem um efeito negativo do fogo sobre a abundância média. Essa variação é atribuída a características, como: comportamento, morfologia, disponibilidade de abrigo, entre outros (PILLIOD *et al.*, 2003; BROWN *et al.*, 2011; LOWE *et al.*, 2013).

Estratégias comportamentais possibilitam que espécies fiquem menos propensas a morrer em decorrência do fogo. Alguns exemplos são os sapos e rãs que se deslocam por distâncias consideráveis para fugir do fogo (EJH - observação pessoal, *in*: PILLIOD *et al.*, 2003), *Hyperolius nitidulus* é capaz de detectar o fogo e buscar refúgio (GRAFE *et al.*, 2002), o hábito do sapo *Anaxyrus americanus* de cavar ou procurar tocas para se refugiar do fogo (MILLER, 1909; PILLIOD *et al.*, 2003) e das espécies *A. quercicus* e *Acris gryllus* que utilizam a vegetação para se abrigar (LANGFORD *et al.*, 2007), demonstrando a influência dos fatores comportamentais, morfológicos e de disponibilidade de recursos na sobrevivência de indivíduos destas espécies.

As evidências apontam que o aumento da abundância média de indivíduos nas parcelas queimadas, pode ter relação com a capacidade de rápido deslocamento ou de refugiar-se, sobrevivendo a uma eventual queimada. Como é o caso de *Boana leptolineata*, *Leptodactylus plaumanni* e *Physalaemus carrizorum* que apresentaram um aumento na abundância média de indivíduos. O comportamento de *B. leptolineata*, permite que ela se abrigue em meio a touceiras e gravatás (*ex. Eryngyum*

sp.), já as espécies *L. plaumanni* e *P. carrizorum*, possuem a capacidade de se enterrar e agilidade para se deslocar, sendo uma explicação plausível para a sobrevivência destas espécies à ação do fogo, ocasionando um aumento na abundância média registrada.

Também foi observada uma diferença na composição de espécies registradas antes e depois do fogo. Assim como esperávamos, devido às alterações sofridas pelo habitat ocasionado pelo fogo e a capacidade de adaptabilidade das espécies. Esta resposta é observada em lagartos, no qual espécies generalistas (*Plestiodon fasciatus*, *P. laticep*) não são afetadas da mesma maneira pelo fogo que as especialistas (*Scincella lateralis*), as quais apresentam diminuição de ocorrência em áreas queimadas. A mesma diferença de resposta é observada em uma espécie em duas espécies de hylideos. A queima de uma áreas com bromélias influenciou negativamente indivíduos de *Phyllodytes luteolus* ocorrendo uma diminuição populacional, causado pela perda de abrigos e áreas de reprodução, sendo completamente dependente deste fator. O mesmo padrão é exibido por indivíduos de *Scinax cf. alter*, que não são dependentes destas áreas (PAPP & PAPP, 2000).

As espécies *Aplastodiscus perviridis* e *Dendropsophus minutus* ocorreram com menor frequência nas parcelas Fogo após a queima. Já, *Boana faber*, *Leptodactylus luctator*, *L. plaumanni*, *Physalaemus carrizorum*, *P. cuvieri* e *Scinax aramotheylla* apresentaram um aumento significativo da média de ocorrência nas áreas queimadas após o fogo em comparação com as áreas intactas. São espécies de porte médio a grande, muito comuns e relativamente abundantes na região do estudo. É provável que a mudança na composição de espécies presentes antes e depois do fogo, seja ocasionada pela capacidade de algumas espécies de permanecerem no local associada à dispersão de espécies adjacentes para dentro da área queimada (BROWN *et al.*, 2011). Como relatado, a sobrevivência das espécies ao fogo é influenciada por diferentes fatores, um deles apontado como explicação, são as características adaptativas das espécies (PILLOD *et al.*, 2003; BROWN *et al.*, 2011; LOWE *et al.*, 2013; ANJOS *et al.*, 2021). Já a dispersão de indivíduos adjacentes para as áreas queimadas pode ser influenciada pela capacidade de movimentação deles. Estudos sobre a área de vida e capacidade de dispersão, mostram variabilidade inter e intra-específica destes aspectos. Por exemplo, indivíduos do gênero *Anaxyrus*

ocupam em média 58.000 m² (MUTHS, 2003) enquanto o registrado para *Rhinella ocellata* é de 163 m² (CALDWELL & SHEPARD, 2007), já OLIVEIRA *et al.* (2016) observaram que o deslocamento médio de *B. faber* foi de 50m. Partindo destas informações e considerando os resultados obtidos durante o estudo, se supõe que o aumento na ocorrência média de espécies, como: *L. luctator*, *L. plaumanni*, *P. carrizorum* e *P. cuvieri* e a diminuição de *A. perviridis* e *D. minutus* nos pontos queimados, tenha relação com a capacidade de locomoção destas espécies, possibilitando que se desloquem entre áreas adjacentes e áreas queimadas.

BAMFORD (1992) constatou que populações de invertebrados não apresentam diferenças significativas entre áreas queimadas e não queimadas, e ainda, que recolonizam rapidamente as áreas degradadas. Assim como PILLOD *et al.* (2003), é possível que, a causa da dispersão de indivíduos adjacentes para dentro das áreas queimadas seja em busca de alimento, pois a rápida recolonização das populações de invertebrados nas áreas queimadas e a falta de cobertura vegetal possa favorecer que espécies do entorno se desloquem em busca de alimento para dentro destas áreas, conseqüentemente aumentando o número de espécies e a sua média de ocorrência. A probabilidade de sobrevivência de espécies como *L. plaumanni* e *P. carrizorum*, ao fogo bem como, a tendência de dispersão destas para dentro das áreas queimadas, pode explicar a alteração observada nas espécies registradas. Assim como a alteração na proporção de espécies terrestres após o fogo. De maneira geral, espécies terrestres tendem a ter uma maior capacidade de dispersão em comparação com espécies arborícolas e aquáticas.

Ressaltamos que neste estudo consideramos apenas presença e ausência do fogo como uma variável deste distúrbio, contudo, há estudos que apontam que características como: intensidade, frequência e taxa de propagação do fogo são relevantes para quantificar o impacto causado sobre a fauna (SILVEIRA *et al.*, 1999, PRADA & MARINHO-FILHO, 2004; KENNEDY & FONTAINE, 2009; FRIZZO *et al.*, 2011; ANJOS *et al.*, 2021). Neste contexto, a característica do fogo aplicado no experimento pode ter influência sobre o resultado obtido. Possivelmente este fator tenha de fato relevância, pois o fogo prescrito aplicado no estudo foi de rápida propagação e baixa intensidade, queimando superficialmente a área, eliminando parte do substrato seco e deixando arbustos e touceiras/gravatás parcialmente

queimados. Isso reforça a explicação de sobrevivência e dispersão de determinadas espécies nas parcelas queimadas, assim como o resultado obtido por BROWN *et al.* (2011). Corroborando a hipótese de que o aumento na abundância de indivíduos e a mudança na composição de espécies, não se baseia em um efeito positivo do fogo e sim na capacidade adaptativa e de resiliência das espécies presentes nas áreas do experimento, associadas à característica do fogo empregado neste estudo.

Por fim, conclui-se que, embora as espécies registradas no estudo já sejam conhecidas para a área, é importante ressaltar que 76% destas espécies ocorrem também em áreas de campo, sendo que 25% têm distribuição restrita ao sul do Brasil, evidenciando a importância da detecção dos impactos causados pelo fogo sobre os anfíbios anuros da região. Neste estudo foram identificados os efeitos sobre a abundância e composição, assim como exploramos fatores possivelmente envolvidos nestes efeitos. Entretanto, é importante salientar que o estudo abordou os efeitos de curto prazo, estes efeitos podem se modificar ao longo do tempo. Para que sejam avaliados os efeitos a médio e longo prazo, o estudo deve ser reaplicado anualmente e acompanhado de modo contínuo.

Os efeitos identificados neste estudo são importantes para compreender a resposta desse grupo aos efeitos do fogo em áreas de campo, gerando dados que contribuem com a elaboração de estratégias de manejo e conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANJOS, A.G.; SOLÉ, M; BENCHIMOL, M. **Forest Ecology and Management**, v. 495, 119338, 2021. doi: 10.1016/j.foreco.2021.119338

ÁVILA, R.W.; FERREIRA, V.L. Riqueza e densidade de vocalizações de anuros (Amphibia) em uma área urbana de Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, p. 887-892, 2004. doi: 10.1590/S0101-81752004000400024

BABBITT, L. H. & BABBITT, C. H. A Herpetological Study of Burned-Over Areas in Dade County, **Florida**. **Copeia**, v. 1951, n. 1, p. 79, 1951 doi:10.2307/1438066

BAMFORD, M.J. The impact of fire and increasing time after fire upon *Heleioporus eyrei*, *Limnodynastes dorsalis*, and *Myobatrachus gouldii* (Anura: Leptodactylidae) in: Banksia Woodland near Perth, Western Australia. *Wildlife Res.*, v.19, p. 169–178, 1992.

BEHLING, H.; PILLAR, V. P. D.; BAUERMANN, 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 Paleobotany and Palynology** 133: 235-248, 2005. doi: 10.1016/j.revpalbo.2004.10.004

BERLINCK, C.N., LIMA, L.H.A., CARVALHO JUNIOR, A.R. Historical survey of research related to fire management and fauna conservation in the world and in Brazil. **Biota Neotropica**, v. 21, n. 3, e20201144. 2021. doi: 10.1590/1676-0611-BN-2020-1144

BECKER, C.B; FONSECA, C.F.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. **Science**, v. 318, p. 1775-1777, 2007.

BERGERON, Y.; LEDUC, A.; HARVEY, B.D.; GAUTHIER, S. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. **Silva Fennica**, v. 36, n.1, p. 81–95, 2002.

BLAUTEIN, A.R.; WALLS, S.C.; BANCROFT, B.A.; LAWLER, J.J.; SEARLE, C.L.; GERVASI, S.S. Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. **Diversity**, v. 2, n. 2, p. 281-313, 2010. doi: 10.3390/d2020281

BOLDRINI, I.L. Biodiversidade dos campos do planalto das Araucárias. MMA, Brasília. 2009

BOND, W.J.; WOODWARD, F.I.; MIDGLEY, G.F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **The New Phytologist**, n. 165, p. 525-538, 2005. doi: 10.1111/J.1469-8137.2004.01252.X

BRIDGES, A.S.; DORCAS, M.E. Temporal variation in anuran calling behavior: implications for surveys and monitoring programs. **Copeia**, n. 2, p. 587-592, 2000.

BROWN, D.J.; BACCUS, J.T.; MEANS, D.B.; FORSTNER, M.R.J. Potential Positive Effects of Fire on Juvenile Amphibians in a Southern USA Pine Forest. **J. Fish Wildl. Manage.** 2 (2), 135–145, 2011.

CALDWELL, J.P.; SHEPARD, D.B. Calling site fidelity and call structure of a Neotropical toad, *Rhinella ocellata* (Anura: Bufonidae). **Journal of Herpetology**, n. 41, p. 611–621, 2007.

COLOMBO, C.; ZANK, C. Anfíbios. In: Buckup, G.B. (Eds.). Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra. Libretos, Porto Alegre, p. 104-111, 2008.

CORNELL Lab. Bioacoustics research program. Raven Pro: interactive sound analysis software (version 1.6). Ithaca: The Cornell Lab of Ornithology, 2011. Disponível em: <http://www.birds.cornell.edu/raven>. Acesso em: abril de 2021.

CRUMP, M.L. Homing and site fidelity in a Neotropical frog, *Atelopus varius* (Bufonidae). **Copeia**, v. 1986, p. 438–444, 1986. doi:10.2307/1445001

DAJOZ, R. Ecologia Geral. Petrópolis, Vozes; São Paulo, EDUSP, 3 ed. p. 474, 1983.

DONNELLY, M.A.; CRUMP, M.C. (1998). Potential effects of climate change on two neotropical Amphibian assemblages. **Climatic Change**, v. 39, p. 541-561, 1998.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of amphibians**. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press, p. 670, 1994.

EVANS, W. G. The attraction of insects to forest fires. In: Proceedings, Tall Timbers conference on ecological animal control by habitat management. February 25-27; **Tall Timbers Research Station**: 115-127, 1971.

FARIA, A.S; LIMA, A.P.; MAGNUSSON, W.E. The effects of fire on behaviour and relative abundance of three lizard species in an Amazonian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, n. 20, p. 591-594, 2004.

FERREIRA, P.M.A.; EGGERS, L. Espécies de Cyperaceae do Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata, município de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Acta bot. bras**, n. 22, p. 173-185, 2008.

FIDELIS, A.T.; PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p. 12-25, 2011.

FIDELIS, A.T.; DELGADO CARTAY, M.D.; BLANCO, C.C.; MULLER, S.C.; PILLAR, V.D.P.; PFADENHAUER, J.S. Fire intensity and severity in Brazilian Campos grasslands. *Interciencia, revista de ciencia y tecnologia de america*. **Caracas**, v. 35, n. 10, p. 739-745, 2010.

FOLK, R. H.; BALES, C.W. An evaluation of wildlife mortality resulting from aerial ignition prescribed burning. **Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies** 36:643-646, 1982.

FRIZZO, T.L.M.; BONIZÁRIO, C.; BORGES, M.P.; VASCONCELOS, H.L. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de Formações Savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 15, p. 365-379, 2010. doi: 10.4257/oeco.2011.1502.13

GREEN, R. H. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. **Wiley Interscience**, Chichester, England, 1979.

HADDAD, C.; GIOVANELLI, J.; GIASSON, L.O.; TOLEDO, L.F. Guia Sonoro dos Anfíbios Anuros da Mata Atlântica. CD, 2005.

HANNAH, D.S.; SMITH, G.C.; AGNEW, G. Reptile and amphibian composition in prescribed burnt dry sclerophyll forest, Southern Queensland. **Austral. For.** 61 (1), 34–39, 1998.

HARDESTY, J.; MYERS, R.; W. FULKS, W. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **The George Wright Forum**, v. 22, p. 78-87, 2005.

HAYES, T.B.; P. FALSO, P.; GALLIPEAU, S.; STICE, M. The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. **The Journal of Experimental Biology**, v. 213, p. 921-933, 2010.

HENRIQUES, R.P.B.; BRIANI, D.C.; PALMA, A.R.T.; VIEIRA, E.M. A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian cerrado. **Mammalia**, v. 70, p. 226-230, 2006.

HILLMAN, S.S.; WITHERS, P.C.; DREWES, R.C.; HILLYARD, S.D. Ecological and environmental physiology of amphibians. Oxford University Press, New York, 2009.

HOBBS, R.J.; HUENNEKE, L.F. Disturbance, diversity, and invasion - implications for conservations. **Conservation Biology**, v. 6, p. 324-337, 1992. doi: 10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x.

HROMADA, S. J. HOWEY, C. A. F.; DICKINSON, M. B.; PERRY, R. W., ROONSEBURG, W. M.; GIENGER, C. M. Response of reptile and amphibian communities to the reintroduction of fire in an oak/hickory forest. **Forest Ecology and Management**, 428, 1–13. 2018. doi:10.1016/j.foreco.2018.06.018

KENNEDY, P. L.; FONTAINE, J.B. Synthesis of Knowledge on the Effects of Fire and Fire Surrogates on Wildlife in U.S. Dry Forests. **Oregon State University Agricultural Experiment Station**, USA, 2009.

KWET, A.; LINGNAU R.; DI-BERNARDO, M. Pró-Mata: Anfíbios da Serra Gaúcha, sul do Brasil–Amphibien der Serra Gaúcha, Südbrasilien–Amphibians of the Serra Gaúcha, South of Brazil. Ed. Pucrs, Porto Alegre, 2010.

KWET, A.; MÁRQUEZ, R. (2010). Sound Guide of the Calls of Frogs and Toads from Southern Brazil and Uruguay Alosa, Barcelona, Spain (www.sonidosdelanaturalea.com). 2 audio CDs + 56 pp. booklet.

LANGFORD, G. J.; BORDEN, J. A.; MAJOR, C. S.; NELSON, D. H. Effects of prescribed fire on the herpetofauna of a southern Mississippi pine savanna. **Herpetol. Conserv. Biol.** 2, 135–143, 2007.

LEITE, D.L.P. 2007. Efeito do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de Cerrado sensu stricto no Brasil Central. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. Brasília, DF, Brasil. 126p.

LILLYWHITE, H. B.; NORTH, F. Perching behavior of *Sceloporus occidentalis* in recently burned chaparral. **Copeia**, 1974, 256-7, 1974.

LOWE, K., CASTLEY, J. G.; HERO, J.M.; Acid frogs can stand the heat: amphibian resilience to wildfire in coastal wetlands of eastern Australia. *Int J Wildland Fire* 22, 947–958, 2013.

LYON, L.J.; TELFER, E.S.; SCHREINER, D.S. Direct effects of fire and animal responses, p. 17-24, 2000. In: J. K. Smith (ed.), *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

MEANS, D. B.; H.W. CAMPBELL. Effects of prescribed fire on amphibians and reptiles. *Prescribed fire and wildlife in southern forests*. Belle Baruch Forest Science Institute, Clemson University, George- town, South Carolina, 1981.

MILLER, N., 1909. The American toad (*Bufo lentiginosus americanus*, LeConte). II A study in dynamic biology. **Am. Nat.** 43, 730–745, 1909 doi: 10.1086/279106

MINSHALL, G.W.; ROBINSON, C.T.; LAWRENCE, D.E. 1997. Postfire responses of lotic ecosystems in Yellowstone National Park, USA. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, n. 11, p. 2509–2525, 1997. doi: 10.1139/f97-160

MIRANDA, H.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; MIRANDA, A.C. The fire factor. pp. 51-68, 2002. In: Oliveira, P.S. e Marquis, R.J. (eds.). The cerrados of Brazil. Columbia University Press, New York, NY. 398p.

MISTRY, J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress in Physical Geography**, v. 22, p. 425-448, 1998. doi: 10.1177/030913339802200401

MOSER, C.F.; OLMEDO, G.M.; Mateus de OLIVEIRA, M.; TOZETTI, A.M. Movement ecology and habitat use in males of two species of Boana (Anura: Hylidae) during the breeding season. **Herpetology Notes**, v. 12, p. 885-893, 2019.

MUTHS, E. Home range and movements of boreal toads in undisturbed habitat. **Copeia**, v. 2003, p. 160–165, 2003.

OLIVEIRA, M.; AVER, G.F.; MOREIRA, L.F.B; COLOMBO, P.; TOZETTI, A.M. Daily Movement and Microhabitat Use by the Blacksmith Treefrog *Hypsiboas faber* (Anura: Hylidae) during the Breeding Season in a Subtemperate Forest of Southern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 11, n. 2, p. 89-97, 2016. doi: 10.2994/sajh-d-16-00017.1

PAPP, M. G.; PAPP, C. O. G. Decline in a population of the treefrog *Phyllodytes luteolus* after fire. **Herpetol. Rev.**, vol. 31, no. 2, p. 93-95, 2000.

PILLAR, V.D.P. Multiv: multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling, 2006. Disponível em: <<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/ecoqua/MULTIV.html>>.

PILLAR, V.D.P; ORLÓCI, L. On randomization testing in vegetation science: Multifactor comparisons of releve groups. *Journal of Vegetation Science*, v. 7, n. 4, p. 585-592, 1996.

PILLAR, V.D.P.; LANGE, O. Os Campos do Sul. Rede Campos Sulinos - UFRGS, Porto Alegre, 2015.

PILLIOD, D.S.; BURY, R.B.; HYDE, E.J.; PEARL, C.A.; CORN, P.S. Fire and amphibians in North America. **Forest ecology and management**, v. 178, p. 163-181, 2003. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00060-4

PIVELLO, V.R. The use of fire in Brazil: past and present. **Fire Ecology**, v. 7, p 24-39, 2011.

PRADA, M.; MARINHO-FILHO, J. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. **Austral Ecology**, v.29, n.5, p.568-573, 2004.

PRADA, M.; MARINHO-FILHO, O.J.; PRICE, P.W. Insects in flower heads of *Aspilia foliacea* (Asteraceae) after a fire in a central Brazilian savanna: Evidence for the plant vigor hypothesis. **Biotropica**, 27: 513-518, 1995.

POUGH, F.H.; ANDREWS, R.M.; CADLE, J.E.; CRUMP, M.L.; SAVITZKY, A.H.; WELLS, K.D. Herpetology. Prentice Hall, New Jersey. p. 577, 1998.

RAMOS-NETO, M.B.; PIVELLO, V.R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, p. 675-684, 2000. doi: 10.1007/s002670010124

ROLLAND, J.; SILVESTRO, D.; SCHLUTER, D.; GUISAN, A; BROENNIMANN, O.; SALAMIN, N. The impact of endothermy on the climatic niche evolution and the distribution of vertebrate diversity. **Nat Ecol Evol**, v. 2, n. 3, p. 459-464, 2018. doi: 10.1038/s41559-017-0451-9.

ROSSATO, M.S. Os Climas do Rio Grande do Sul: Variabilidade, Tendência e Tipologia. Tese, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

RUSSEL, K.R.; VAN LEAR, D.H.; GUYNN, D.C. Jr. Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. **Wildlife Society Bulletin**, v. 27, n. 2, p. 374-384, 1999.

SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 79-86, 2005.

SILVEIRA, L.; RODRIGUES, F.H.G.; JACOMA, A.T.D.; DINIZ, J.A.F. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx**, 33: 108-114, 1999.

SMITH, E.P.; ORVOS, B.W.; CAIRNS, J. JR. Impact assessment using the Before-After-ControllImpact (BACI) model: concerns and comments. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 50: 627–637, 1993. doi:10.1139/f93-072.

SINSCH, U. Migration and orientation in anuran amphibians. **Ethology, Ecology, and Evolution**, v. 2, p. 65-79, 1990.

STEBBINS, R. C.; COHEN, N.W. A natural history of amphibians. Princeton University, Princeton, New Jersey, 1995.

TOZETTI, A.M; PONTES, G.M.F; MARTINS, M.B.; OLIVEIRA, R.B. Temperature preferences of *Xenodon dorbignyi*: field and experimental observations. **Herpetological Journal**, v. 20, p. 277–280, 2010.

UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 42: 569–587, 1991. doi:10.1071/MF9910569.

VALLAN, D. (2002). Effects of Anthropogenic Environmental Changes on Amphibian Diversity in the Rain Forests of Eastern Madagascar. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 5, p. 725-742, 2002.

VIEIRA, E.M. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. **Journal of Zoology**, v. 249, p. 75-81, 1999.

VIEIRA, E.M.; ANDRADE, I.; PRICE, P.W. Fire effects on a *Palicourea rigida* (Rubiaceae) gall midge: A test of the plant vigor hypothesis. **Biotropica**, 28: 210-217, 1996.

VIEIRA, E.M.; MARINHO-FILHO, J. Pre and post fire habitat utilization by rodents of Cerrado from Central Brazil. **Biotropica**, v. 30, p. 491-496, 1998.

VILLAS-BOAS, O.; VILLAS-BOAS, C. Xingu - Os índios. Seus Mitos. Rio de Janeiro: Zahar Editores, 1976.

WALLS, S.C.; BARICHIVICH, W.J.; BROWN, M.E. Drought, deluge and declines: the impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate. **Biology**, v. 2, p. 399-418, 2013. doi:10.3390/biology2010399

WEIR, John R.; SCASTA, J. Global Application of Prescribed Fire. **Csiro Publishing**, p 305. 2022.

XIMENEZ, S.D.S.; TOZETTI, A.M. Seasonality in anuran activity and calling season in a Brazilian subtemperate wetland. **Zoological Studies**, v. 54, n. 47, p. 1-9, 2015. doi: 10.1186/s40555-015-0125-8

ZIEGLER, L.G.B.; MANEYRO, R. Clave para la identificación de los anfibios de Uruguay (Chordata: Amphibia). No. 597.6 (899) ZIE, 2008.

ANEXOS

Anexo 1 - Tabela especificando as coordenadas de cada ponto e seus tratamentos (controle e fogo). Coordenadas retiradas do *software* ArcGIS v.10.8. Amostragens realizadas no Centro de Conservação da Natureza – Pró Mata, localizado em São Francisco de Paula, RS. Durante o estudo experimental realizado entre os meses de setembro/2021 e fevereiro/2022.

Pontos	Controle	Fogo
1	-29.489528, -50.229787	-29.488973, -50.227967
4	-29.486298, -50.219052	-29.486278, -50.220615
5	-29.484750, -50.211750	-29.483795, -50.211022
6	-29.488417, -50.207250	-29.487980, -50.206549

Anexo 2. Classificação das espécies de anfíbios anuros registrados no Centro de Conservação da Natureza – Pró Mata, localizado em São Francisco de Paula, RS. Durante o estudo experimental realizado entre os meses de setembro/2021 e fevereiro/2022, a partir do Índice de constância de ocorrência de espécies, separadas por método de coleta.

Espécies	Monitoramento acústico			Busca ativa		
	ni	Ci	Classificação	ni	Ci	Classificação
<i>R. icterica</i>	3	37,5	Acessório	1	12,5	Acidental
<i>A. perviridis</i>	6	75	Constante	5	62,5	Constante

<i>B. bischoffi</i>	1	12,5	Acidental	-	-	-
<i>B. faber</i>	3	37,5	Acessório	3	37,5	Acessório
<i>B. leptolineata</i>	8	100	Constante	5	62,5	Constante
<i>B. marginata</i>	6	75	Constante	2	25	Acessório
<i>B. pulchella</i>	1	12,5	Acidental	-	-	-
<i>D. microps</i>	1	12,5	Acidental	2	25	Acessório
<i>D. minutus</i>	8	100	Constante	4	50	Constante
<i>P. cardosoi</i>	3	37,5	Acessório	1	12,5	Acidental
<i>S. aromothyella</i>	3	37,5	Acessório	3	37,5	Acessório
<i>S. granulatus</i>	7	87,5	Constante	4	50	Constante
<i>S. perereca</i>	2	25	Acessório	-	-	-
<i>S. squalirostris</i>	7	87,5	Constante	8	100	Constante
<i>S. surdus</i>	1	12,5	Acidental	-	-	-
<i>T. dibernardoii</i>	1	12,5	Acidental	1	12,5	Acidental

<i>T. mesophaeus</i>	1	12,5	Acidental	-	-	-
<i>A. araucaria</i>	4	50	Constante	-	-	-
<i>P. carrizorum</i>	5	62,5	Constante	5	62,5	Constante
<i>P. cuvieri</i>	3	37,5	Acessório	3	37,5	Acessório
<i>P. lisei</i>	4	50	Constante	1	12,5	Acidental
<i>L. gracilis</i>	1	12,5	Acidental	-	-	-
<i>L. luctator</i>	3	37,5	Acessório	4	50	Constante
<i>L. plaumanni</i>	4	50	Constante	2	25	Acessório
<i>O. americanus</i>	1	12,5	Acidental	-	-	-

Anexo 3 – Tabela de descritiva de abundância (média e máxima) e riqueza (média e máxima) de anuros registrados, separados por método de amostragem e de quantificação. Amostragens realizadas no Centro de Conservação da Natureza – Pró Mata, localizado em São Francisco de Paula, RS. Durante o estudo experimental realizado entre os meses de setembro/2021 e fevereiro/2022.

Busca ativa		Pontos (meses amostrados)			
Tratamento	Fase	1 (1-6)	4 (1-6)	5 (1-6)	6 (1,2,5 e 6)

Controle	Pré	Riqueza máxima	5	8	4	0	
	Pós		7	10	2	6	
	Pré	Riqueza média	2,33	4	1,67	0	
	Pós		3,33	5	1,66	3,5	
	Pré	Abundância máxima	11	20	4	0	
	Pós		11	19	4	10	
	Pré	Abundância média	4,33	9	1,67	0	
	Pós		5	11	2,66	5,5	
	Fogo	Pré	Riqueza máxima	1	1	6	4
		Pós		4	3	9	8
		Pré	Riqueza média	0,33	0,33	3	2
		Pós		1,66	1,66	4,66	5,5
Pré		Abundância máxima	2	2	13	7	
Pós			5	11	20	14	

	Pré	Abundância média	0,67	0,67	6,33	3,5
	Pós		2	4,67	11,67	8,5

Monitoramento acústico

Controle	Pré	Riqueza máxima	4	11	4	2
	Pós		7	17	8	7

Fogo	Pré	Riqueza média	2,33	8,33	2,33	1
	Pós		4,33	10,33	4	4

		Classes de abundância	Abundância máxima (%)			
		5	0	2	0	0
		4	1	1	0	0
Controle	Pré	3	0	2	1	0
		2	3	6	3	9
		1	21	14	21	23
	Pós	5	0	2	0	0

		4	0	2	0	0
		3	1	1	2	1
		2	6	12	6	6
		1	18	8	17	18
<hr/>						
		5	0	0	0	0
		4	0	0	0	0
	Pré	3	1	0	2	1
		2	4	6	3	2
		1	20	19	20	22
Fogo		<hr/>				
		5	0	0	0	0
		4	0	1	1	3
	Pós	3	0	0	1	1
		2	1	10	11	11
		1	24	14	12	10
<hr/>						

Anexo 4 - Tabela de porcentagem de espécies registradas por grupos funcionais (modo de vida), nas parcelas Controle e Fogo durante as fases Pré e Pós-fogo. Amostragens realizadas no Centro de Conservação da Natureza – Pró Mata, localizado em São Francisco de Paula, RS. Durante o estudo experimental realizado entre os meses de setembro/2021 e fevereiro/2022.

Tratamento	Fase	Aquático		Arborícola		Terrestre	
		Nº	%	Nº	%	Nº	%
Controle	Pré	1	4	8	32	3	12
	Pós	1	4	9	36	7	28
Fogo	Pré	0	0	6	24	2	8
	Pós	1	4	11	44	7	28

Anexo 5 - A análise de variância via testes de aleatorização (ANOVA), comparação de abundância de espécies entre tratamentos (Controle e Fogo) e fases (Pré e Pós-fogo), para cada método de coleta utilizado (Monitoramento acústico – gravadores e Busca ativa). Amostragens realizadas no Centro de Conservação da Natureza – Pró Mata, localizado em São Francisco de Paula, RS. Durante o estudo experimental realizado entre os meses de setembro/2021 e fevereiro/2022.

Metodologia	Tratamento	Fase
-------------	------------	------

Monitoramento acústico	0,1424	1
------------------------	--------	---

Busca ativa	0,0311	1
-------------	--------	---
