

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:

Diversidade e Manejo de Vida Silvestre

MESTRADO

**A INFLUÊNCIA DA INTENSIFICAÇÃO DO CICLO AGRÍCOLA NA  
DIVERSIDADE DE ANUROS (AMPHIBIA, ANURA) EM ARROZAIIS NO SUL DO  
BRASIL**

**GUILHERME GARCEZ CUNHA**

São Leopoldo, 2013

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:

Diversidade e Manejo de Vida Silvestre

MESTRADO

**A INFLUÊNCIA DA INTENSIFICAÇÃO DO CICLO AGRÍCOLA NA  
DIVERSIDADE DE ANUROS (AMPHIBIA, ANURA) EM ARROZAIIS NO SUL DO  
BRASIL**

**GUILHERME GARCEZ CUNHA**

**Dr. LEONARDO MALTCHIK GARCIA  
(Orientador)**

São Leopoldo, 2013

Ficha catalográfica

C972i Cunha, Guilherme Garcez

**A influência da intensificação do ciclo agrícola na diversidade de anuros (amphibia, anura) em arrozais no Sul do Brasil / por Guilherme Garcez Cunha. – 2013.**

73 f. : il., 30cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2013.

Orientação: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia.

Catálogo na Fonte:

Bibliotecária Vanessa Borges Nunes - CRB 10/1556

*DEDICO ESTE TRABALHO AOS  
MEUS MAIORES AMORES DA VIDA  
TODA... PAI E MÃE !!*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que colaboraram direta ou indiretamente no desenvolvimento desta etapa que se finaliza. Em primeiro lugar ao Universo, que conspirou a meu favor e me possibilitou energia, força e espiritualidade suficientes para o fechamento deste ciclo.

Ao meu orientador, Leonardo Maltchik, e a Prof. Cristina Sternd, pelas orientações, e principalmente por todo apoio e confiança creditados a mim. Aos meus grandes amigos, Leonardo M; Marina D; e Roberta E. M. pela enorme "paciência" em me passar seus valiosos ensinamentos, os quais fizeram esta caminhada muito mais fácil, pelo essencial auxílio em campo, nas triagens e pelo simples fato de tornar o ambiente muito mais agradável.

Aos demais colegas do LECEA, amigos sempre dispostos a trazer uma palavra de conforto e um "chimas" para descontrair um pouco. Além das muitas risadas e "comentários" extras.

À Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS e ao IRGA, por todo apoio logístico e pelo auxílio financeiro na concessão de Bolsas de Mestrado. Ao corpo docente da pós-graduação em Biologia. E a todos os membros da coordenação e os funcionários, sempre prestativos. Aos proprietários das terras, pela entrada permitida em duas propriedades. Afinal sem estas amostragens o trabalho não ocorreria.

A toda minha família por todo amor e apoio durante toda a minha trajetória profissional. Afinal só podemos construir grandes castelos alicerçados em fortes bases e com certeza, estes alicerces foram vocês que me proporcionaram.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	7
ABSTRACT .....	8
APRESENTAÇÃO.....	9
INTRODUÇÃO.....	10
1. Ecologia de Áreas úmidas .....	10
1.1. <i>Identificação e definição</i> .....	10
1.2. <i>Funções e valores das áreas úmidas</i> .....	12
1.3. <i>Histórico e status de conservação</i> .....	12
2. Manejo dos arrozais .....	15
2.1. <i>Histórico</i> .....	15
2.2. <i>Cultivo do Arroz irrigado.</i> .....	17
2.3. <i>Visão Ecológica das lavouras de arroz irrigado</i> .....	20
3. Ecologia de Anfíbios.....	22
3.1. <i>Histórico e Ecologia geral</i> .....	22
3.2. <i>Principais parâmetros e ameaças que influenciam a biodiversidade de anuros</i> .....	24
3.3. <i>Anuros X Arroz Irrigado</i> .....	27
REFERENCIAL TEÓRICO.....	30
CAPITULO 1 .....	42
A intensificação do ciclo de arroz influencia a comunidade de anfíbios anuros em arrozais no Sul do Brasil?.....	42
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS: .....	56
Tabelas .....	65
Legenda das Figuras: .....	66
ANEXOS.....	72
ANEXO 1 .....	73

## RESUMO

As áreas úmidas são fontes de recursos naturais para a humanidade e estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo. Entretanto, aproximadamente 50% desses ecossistemas já desapareceram no último século, sendo uma das principais causas a conversão das áreas úmidas naturais em sistemas agriculturáveis. Com isto, os arrozais tornaram-se abrigos para muitas espécies que são dependentes das características das áreas úmidas, como por exemplo, os anfíbios. Neste estudo pretendeu-se avaliar e comparar a estrutura (abundância, apenas para girinos; riqueza e composição para adultos e girinos) da anurofauna entre lavouras de arroz irrigadas que se diferenciam quanto a sua intensificação (com ou sem pousio) do ciclo de cultivo, localizadas no Sul do Brasil. Foram selecionados seis campos de arroz irrigado (Três com pousio e Três sem pousio) e três áreas úmidas naturais (banhados). No total foram observados 15 espécies de anuros, entre girinos e adultos. Foram identificados 188 girinos, distribuídos em quatro famílias e 13 espécies. Desta riqueza total três espécies foram encontradas somente na fase larval, sendo *Physalaemus gracilis*, *Scinax perereca* e *Rhinella fernandezae*. Entretanto, *Odontophrynus maisuma* e *Pseudis minuta* foram registrados somente através de exemplares adultos. Segundo os dados obtidos, podemos afirmar que a riqueza e a composição das espécies apresentaram-se significativamente distintas entre os pontos, porém a abundância, apesar de ter sido diferente nos diferentes tratamentos, não foi significativa. Com base nisto, acredita-se que há uma influência da intensificação no ciclo de cultivo. E que se deve haver um descanso destes ambientes manejados, para que estes possam abrigar uma gama maior e mais diversa de espécies de anuros.

## ABSTRACT

Wetlands are sources of natural resources for human beings and are among the most productive ecosystems in the world. However, approximately 50% of these ecosystems have disappeared in the last century, and one of the principal causes of this disappearance is the conversion of natural wetlands into rice plantations. These systems thus serve as a final refuge for many species that depend on the characteristics of these wetlands, such as amphibians. In this study, we evaluate and compare the structure (abundance of tadpoles and richness and composition of adults and tadpoles) of the frog community between irrigated rice fields under different levels of agricultural intensification (with or without a fallow season) in southern Brazil. We selected six fields of irrigated rice (three with fallow seasons and three without) and three natural wetlands. We documented 15 species of frogs between the tadpoles and adults. We identified 188 tadpoles, which were distributed among four families and 13 species. Of this total richness, three species were found only during the larval phase (*Physalaemus gracilis*, *Scinax perereca* and *Rhinella fernandezae*). However, *Odontophrynus maisuma* and *Pseudis minuta* were only observed as adults. According to this data, species richness and composition are significantly distinct among the sampling locations. Although the abundance varied among treatments, the difference was not significant. Our results show that intensification in the cultivation cycle influences frog communities, and a resting period should be included in the management of these areas so that they can harbor a larger and more diverse community of frogs.



## APRESENTAÇÃO

Esta dissertação foi elaborada em duas partes para facilitar a publicação dos resultados obtidos. Primeiramente, apresenta-se uma introdução que traz uma explanação sobre assuntos que fornecem base de conhecimentos necessários sobre os assuntos abordados. A introdução inicia com os aspectos gerais que compõe uma área úmida, além de funções e status de conservação destes ecossistemas. A seguir, apresentamos informações sobre o cultivo do arroz irrigado, tais como métodos e variedades na produção, histórico do cultivo deste cereal e como estas áreas de produção podem gerar benefícios para as comunidades e a biodiversidade. Por último, porém não menos importante, trazemos informações gerais sobre a biologia e a ecologia da comunidade de anuros do âmbito global até o estadual e as principais ameaças atuais as espécies.

Na segunda parte, temos o primeiro capítulo que traz os resultados que foram obtidos neste estudo e está estruturado sob a forma de um artigo científico. O manuscrito teve como objetivo principal comparar a riqueza e a composição da comunidade de adultos e girinos e a abundância de girinos entre áreas úmidas naturais e lavouras de arroz irrigadas, que se diferenciam quanto a sua intensificação (com ou sem pousio) ao longo de um ciclo de cultivo.

As referências da introdução e do capítulo seguem as normas da revista *Agriculture, Ecosystems & Environment*, para a qual provavelmente será submetido o capítulo da dissertação.

## INTRODUÇÃO

### 1. Ecologia de Áreas úmidas

#### 1.1. *Identificação e definição*

As áreas úmidas são consideradas ecossistemas complexos devido à grande variabilidade morfológica e funcional dos ambientes que compreende. Em virtude dessa complexidade ambiental, a definição de áreas úmidas não é consensual no meio científico (Dennison & Berry, 1993). A diversidade de definições se deve pelas variações ambientais entre as regiões (clima, relevo, solos, vegetação, etc.) e devido à própria natureza destes ecossistemas, que variam em suas características físicas, químicas, biológicas e em suas funções ecológicas. Por isso, em 1971, através da Convenção de Ramsar, foi criada uma definição ampla e de consenso internacional, definindo áreas úmidas como: “extensões de brejos, pântanos e turfeiras, ou superfícies cobertas de água, sejam de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros”. A partir desta definição, muitos países elaboraram definições mais complexas a fim de incluir características próprias de suas regiões.

De acordo com a “Fish and Wildlife Service” e a “National Research Council”, há três critérios biológicos e físicos, indicadores ambientais que definem se determinado ambiente é uma área úmida, sendo estes:

1º- o regime hídrico (representado pela evidência direta ou indireta de inundação), tendo este uma natureza dinâmica, com uma alta variabilidade, que pode ser anual, sazonal ou diária, sendo assim, tornando difícil o estabelecimento de limites de uma área úmida apenas através de suas condições hídricas (Tiner, 1999).

2º- a vegetação aquática, composta por macrófitas aquáticas definidas como sendo todos os vegetais visíveis a olho nu, que estão permanentemente ou durante algum período de tempo flutuando ou submersos em água doce ou salobra (Irgang & Gastal, 1996). Segundo Rolon & Maltchik (2006), as macrófitas são vegetais macroscópicos com adaptações para crescerem na água ou em solos hidromórficos, incluindo espécies estritamente aquáticas e anfíbias, que habitam ambientes dulciaquícolas, salobros e salgados. Entretanto, nem todas as plantas encontradas em áreas úmidas são exclusivas destes ecossistemas, podendo também se desenvolverem habitats terrestres (Tiner, 1999). Com isto, a identificação e a delimitação de uma área úmida somente com base na vegetação aquática tornam-se arbitrárias (Tiner, 1999).

3º- os solos hidromórficos, cujo conceito foi definido como o solo que está saturado ou inundado durante um tempo suficiente para desenvolver condições anaeróbias em sua parte superior. Conforme a água preenche as lacunas de ar entre as partículas do sedimento, a taxa de difusão do oxigênio decai significativamente, inviabilizando a sobrevivência de plantas não adaptadas a essas condições anaeróbias. (Soil Conservation Service, 1994).

Desta forma, fica claro que todos os critérios biológicos e físicos citados anteriormente devem ser analisados em conjunto para a definição de uma área úmida, sendo que o regime hídrico deve ser suficiente para permitir o estabelecimento de

plantas aquáticas, uma vez que a ocorrência deste tipo de vegetação e a formação de solos hidromórficos são reflexos da presença de água.

### **1.2. *Funções e valores das áreas úmidas***

As áreas úmidas são fontes de recursos naturais para a humanidade e estão entre os ecossistemas mais produtivos e de maior importância ecológica do planeta (Barbier et al., 1997; Mitsch & Gosselink, 2000).

A disponibilidade de recursos hídricos é um aspecto importante para o desenvolvimento e a sustentabilidade de uma região (Taylor et al; 1995). Desde as primeiras civilizações, a humanidade beneficiou-se das áreas úmidas, principalmente como fonte de alimento e energia (Maltby, 1991). A alta produtividade deste ecossistema proporciona o estabelecimento de uma rica e exclusiva biota (Gibbs, 2000). Sua grande diversidade biológica inclui aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados, além de diversas espécies de plantas aquáticas (Getzner, 2002). Também podemos ressaltar as inúmeras funções e valores reconhecidos internacionalmente, tais como, armazenamento e purificação da água, controle de inundações, recarga e descarga de aquíferos, agricultura, energia, pesquisa e recreação (Ramsar Convention on Wetlands, 2009). Sendo assim, as áreas úmidas são consideradas como ecossistemas essenciais e de grande importância para proteção e manutenção da biodiversidade.

### **1.3. *Histórico e status de conservação***

Inicialmente estimava-se que existiam entre 5,3 a 9,7 milhões de km<sup>2</sup> de áreas úmidas (Finlayson et al; 1999), porém outras análises mostraram que existem no

mínimo 12,8 milhões de km<sup>2</sup> (Spiers, 2001). Esta grande diferença deve-se a fatores, tais como diferenças no conceito de áreas úmidas, metodologias diferenciadas para reunir e interpretar dados e dificuldade no acesso aos dados já existentes (Finlayson et al, 1999).

Com mais de 70% da população mundial vivendo em regiões costeiras, as áreas úmidas que existentes nestas regiões vêm sendo destruídas devido ao desenvolvimento urbano, à poluição, agricultura e a outras atividades humanas. Porém, atualmente uma melhor compreensão das funções sociais, econômicas e culturais das áreas úmidas (De Groot, 1992) gerou uma crescente valorização destes ecossistemas em nível mundial. Acredita-se que cerca de 50% das áreas úmidas originais da Terra já foram perdidas (Dugan, 1993), tendo como exemplo países que perderam mais de 50% de suas áreas úmidas como os Estados Unidos (53%) (Dahl, 1990) e o Canadá (65 – 80%) (National Wetlands Working Group, 1997).

A “Convenção sobre as Áreas Úmidas de Importância Internacional” especialmente como Hábital de Aves Aquáticas foi um dos primeiros tratados de caráter intergovernamental global sobre a conservação e o uso racional dos recursos naturais e provavelmente um dos mais importantes, principalmente para os ecossistemas aquáticos naturais. Teve como principal propósito fomentar a conservação e o uso sustentável das áreas úmidas por meio de ações nacionais e cooperação internacional, para atingir o desenvolvimento sustentável no mundo (Davis et al; 1996).

O Brasil ratificou a Convenção de Ramsar em 24 de setembro de 1993, tendo sido promulgada pelo Decreto nº 1.905 de 16 de maio de 1996. A Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente atua como autoridade administrativa desta Convenção no Brasil e tem como compromisso, junto ao Comitê Nacional de Zonas Úmidas, coordenar, nacionalmente, a sua implementação. O

Ministério do Meio Ambiente viabiliza a formulação das estratégias, os recursos e os meios destinados à implantação dos compromissos assumidos. Atualmente, as onze zonas úmidas brasileiras incluídas na Lista de Ramsar (ver anexo 1) coincidem com Unidades de Conservação, já protegidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação, e a extensão total é de 6.568.359 hectares. Sendo cinco delas situadas na Zona Costeira e Marinha e seis na Amazônia Legal. (MMA, 2011) No Rio Grande do Sul existe um sitio Ramsar, localizado na zona costeira ao sul do estado, e várias unidades de conservação que protegem áreas úmidas relevantes. Embora muitas áreas úmidas no Rio Grande do Sul estejam sob a proteção legal dentro de unidades de conservação, estima-se que 90% destes ecossistemas foram destruídos no estado, principalmente devido à expansão agrícola e urbanização (Machado & Maltchik, 2006).

## **2. Manejo dos arrozais**

### **2.1. *Histórico***

O arroz está entre os cereais mais consumidos do mundo e as lavouras de arroz estão distribuídas em cerca de 100 países ao longo de todos os continentes, exceto Antártida. (Juliano, 1993; Pathak & Khan, 1994). A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2012) revela que a produção global de arroz em 2011 pode ter alcançado número recorde, sendo superior três por cento ao que foi registrado em 2010. Resultados preliminares apontam para um aumento de 21,4 milhões de toneladas de arroz. A Ásia destaca-se por ser o maior produtor e consumidor de arroz do mundo, responsável por 90% da produção mundial, sendo a China e a Índia os maiores produtores, correspondendo a aproximadamente 50% da produção mundial (FAO, 2008; Cgiar, 2008). A América do Sul está classificada como a segunda maior produtora e a terceira maior consumidora de arroz do mundo.

O Brasil destaca-se como o maior produtor fora do continente Asiático, sendo atualmente o nono produtor mundial de arroz, produzindo cerca de 11,26 milhões de toneladas na safra 2009/2010 (EMBRAPA, 2011). O crescimento da produção permitiu ao país tornar-se autossuficiente em arroz na safra 2003/2004. Em 2005, o Brasil chegou a exportar 272 mil toneladas de arroz, e hoje apenas 5% da produção nacional é destinada à exportação (MAPA, 2012). As projeções de produção e consumo de arroz, avaliadas pela Assessoria de Gestão Estratégica do MAPA, mostraram que o Brasil deve colher 14,12 milhões de toneladas de arroz na safra 2019/2020, representando um aumento anual da produção de 1,15% nos próximos dez anos. O consumo deverá crescer a uma taxa média anual de 0,86%, alcançando 14,37 milhões de toneladas em

2019/2020. Assim, a importação projetada para o final do período é de 652,85 mil toneladas.

No Brasil, o arroz é cultivado principalmente por meio de dois sistemas: de várzea (irrigado) e de terras altas (sequeiro) (Azambuja et al; 2004). O arroz irrigado é produzido em dezesseis estados de todas as regiões do Brasil, portanto, sob condições climáticas muito distintas. Entretanto, de acordo com os dados do IBGE cerca de 90% dessa produção é oriundo da região Sul e, principalmente, dos estados do Rio Grande do Sul (RS) (77,1%) e Santa Catarina (SC) (12,8%). O cultivo de arroz irrigado, praticado na região Sul do Brasil contribui, em média, com 54% da produção nacional, sendo o Rio Grande do Sul o maior produtor brasileiro. Em Santa Catarina, o plantio por meio do sistema pré-germinado responde pelo segundo lugar na produção do grão irrigado, com 800 mil toneladas anuais.

No Rio Grande do Sul, 40% da produção de grãos são das lavouras de arroz irrigado, sendo que sua safra compara-se à de países como Austrália, Japão e EUA (Azambuja et al; 2004). Tradicionalmente cultivado no Estado, o arroz irrigado ocupou na safra de 2005/2006, mais de um milhão de hectares de área plantada, com uma produção total de 6,8 milhões de toneladas, com um rendimento médio de 6,6 toneladas por hectare (IRGA, 2006). Segundo a classificação utilizada pelo Instituto Riograndense do Arroz (IRGA), o Rio Grande do Sul está dividido em seis regiões orizícolas: 1) Litoral Sul; 2) Planície Costeira externa à Laguna dos Patos; 3) Planície Costeira interna à Laguna dos Patos; 4) Depressão Central; 5) Fronteira Oeste e; 6) Campanha. Destas, a região que apresenta maior área de cultivo e produção de arroz irrigado é a Fronteira Oeste (28,7% da área total do Estado e 32,7% da produção), seguida da Campanha (17,2% da área e 17,6% da produção) e Depressão Central (15,9% da área e 16,3% da



produção) (Azambuja et al; 2004). As regiões orizícolas correspondentes à Planície Costeira externa e interna à Laguna dos Patos compreenderam na safra 2005/2006 uma área cultivada equivalente a 254.953 hectares (24,7% da área total cultivada no RS) (IRGA, 2006).

## **2.2. *Cultivo do Arroz irrigado.***

As lavouras de arroz irrigado são cultivadas sob diferentes sistemas, sendo que os principais são: convencional, plantio direto, cultivo mínimo, pré-germinado, orgânico e biodinâmico

O sistema convencional ou tradicional de cultivo é utilizado, hoje, em toda área cultivada com arroz irrigado no Paraná, em cerca de 45% da área cultivada no Rio Grande do Sul e de apenas 5% da área utilizada com a cultura em Santa Catarina. É um sistema bastante conhecido e, de maneira geral, envolve os preparos primário e secundário do solo, a semeadura do arroz a lanço ou em linha, com semeadoras convencionais, ou com as utilizadas em plantio direto e o estabelecimento de lâmina de água sobre o solo, 20 a 35 dias após a emergência das plântulas. No sistema convencional ou tradicional de cultivo do arroz irrigado, o processo de preparo do solo baseia-se em intensa mecanização (Dernadin, 1992).

O sistema convencional envolve os preparos primário e secundário do solo, em que é realizada a incorporação de herbicidas para eliminação de plantas daninhas e restos de culturas, além de atividades relacionadas ao nivelamento do terreno e destorroamento do solo (Verneti & Gomes, 2004).

Os sistemas de plantio direto e cultivo mínimo são sistemas conservacionistas de manejo do solo e surgiram em função da degradação crescente dos solos cultivados em

regiões tropicais e subtropicais (Gomes et al., 2004). Nesses sistemas, a semeadura do arroz ocorre com um mínimo de movimentação do solo e sob a resteva de uma cultura anterior, pastagem ou flora de sucessão, dessecadas com herbicida de ação total (Gomes et al., 2004).

No sistema pré-germinado de cultivo do arroz as sementes são previamente germinadas e lançadas em quadros nivelados e totalmente inundados. Este sistema é adotado em 20% da área cultivada com arroz irrigado no Brasil. O Estado de Santa Catarina apresenta 98% de sua área cultivada através do sistema pré-germinado (Petrini et al., 2004). No Rio Grande do Sul, o sistema de cultivo com sementes pré-germinadas caracteriza 11,1% da área total cultivada com o arroz irrigado, e vem sendo intensificado em toda a região arrozeira do estado (Petrini et al., 2004).

Os sistemas de produção orgânica e biodinâmica de arroz irrigado devem ser realizados sem o uso de agrotóxicos e fertilizantes sintéticos e devem incluir a rotação de culturas e o uso de esterco animal e restos vegetais como fertilizantes (Mattos, 2007). Além disso, a utilização de preparados biodinâmicos que são, em sua maioria, plantas medicinais submetidas a processos especiais de fermentação, é fundamental na produção biodinâmica (Altieri, 1989). No Rio Grande do Sul existem alguns exemplos deste cultivo, como no município de Sentinela do Sul.

O sistema de produção adotado pelo produtor deve priorizar a utilização de métodos naturais, agronômicos, biológicos e biotecnológicos de controle de pragas e doenças, minimizando o uso de produtos químicos. Assim, as Boas Práticas Agrícolas (BPAs), no contexto do Manejo Integrado de Pragas (MIP), mostram-se aliados ao uso racional de agrotóxicos.

Dentre estes métodos utilizados atualmente, outra questão que deve ser investigada no ciclo de cultivo do arroz irrigado é se as parcelas apresentam o “ciclo de pousio”, que se caracteriza como o período de um ou dois anos, em que a área é utilizada como pastagem. Antes de 1980, as lavouras eram conduzidas com regimes de pousio mais longos, normalmente quatro a seis anos, sendo que a pecuária extensiva era uma alternativa que garantia a sustentação econômica aos proprietários. Entretanto, a monocultura convencional e intensiva do arroz difundiu-se e o “ciclo do pousio” passou para dois anos ou menos (Reis & Saibro, 2004). Essa redução no regime de pousio trouxe inúmeros problemas ambientais, técnicos e econômicos, entre os quais se destacam o adensamento superficial do solo, a diminuição da atividade biológica do solo por redução dos microrganismos, e a excessiva contaminação química do solo e da água pelo uso de agrotóxicos (Reis & Saibro, 2004). Outro método se baseia na rotação de culturas, que parece ser fundamental para um sistema de produção sustentável e economicamente viável em terras baixas de Clima Temperado do Rio Grande do Sul (Reis, 1998; Saibro, 2004; Raupp, 2006). Segundo Reis (2008), alguns insumos agrícolas como a calagem e adubação fosfatada e potássica podem ser dispensadas para o cultivo do arroz quando se é feito um rodízio de culturas com pastagens. É importante ressaltar que, no sistema integrado arroz-pastagens, ocorre um expressivo retorno de nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio) ao solo via fezes e urina dos animais em pastejo, o que contribui para manter os nutrientes em níveis adequados ao arroz, gerando então uma redução nos custos da lavoura de arroz, um maior rendimento da área com a pecuária aliado ao fato de uma redução no aporte de ingredientes químicos sobre estes sistemas de produção. (Simpson et. al, 1993<sup>a</sup>)

### 2.3. *Visão Ecológica das lavouras de arroz irrigado*

Durante o período de cultivo do arroz irrigado são utilizadas muitas práticas agrícolas relacionadas ao preparo do solo, aplicação de agroquímicos, irrigação e estabelecimento da cultura, além de perturbações naturais relacionadas a chuvas e inundações (Bambaradeniya & Amerasinghe, 2003). Essas perturbações, antrópicas e naturais, resultam em uma condição de instabilidade extrema em uma escala de tempo curta durante o ciclo de cultivo, mas relativamente estável em uma escala temporal longa (Watanabe & Roger, 1985).

As lavouras de arroz irrigado têm algumas peculiaridades que as tornam interessantes para estudos ecológicos, uma vez que possuem limites físicos e ecológicos bem definidos, as dimensões são manejáveis em uma escala humana, apresentam muitas variações físicas em um curto espaço de tempo e interações significativas entre componentes biológicos e abióticos (Forés & Comín, 1992). Nesse sentido, embora sejam sistemas espacialmente homogêneos, a ecologia dos arrozais é determinada por mudanças físicas, químicas e biológicas extremamente rápidas em uma escala temporal maior (Bambaradeniya & Amerasinghe, 2003).

As principais características ambientais das lavouras de arroz são determinadas pelas periódicas inundações, pela presença da planta do arroz, e pelas práticas agrícolas (Gosselink & Turner, 1978; Bambaradeniya & Amerasinghe, 2003).

A origem e a regularidade do suprimento de água são dois atributos fundamentais do regime hidrológico que afetam diretamente os parâmetros abióticos e biológicos em lavouras de arroz irrigado. A origem da água influencia sua constituição química e a composição da biota aquática, e a duração e regularidade influenciam as variações temporais na profundidade da coluna d'água, química da água, fertilidade do

soo bem como a composição das comunidades biológicas (Bambaradeniya & Amerasinghe, 2003).

A alta diversidade biológica verificada em inúmeros arrozais é mantida pela rápida colonização, bem como pelas rápidas taxas de reprodução e crescimento dos organismos encontrados nesses sistemas (Fernando, 1995, 1996). Com base nestas informações que baseia-se, segundo a Convenção de Ramsar, a classificação destes sistemas de arroz irrigado como áreas úmidas manejadas pelo homem.

### 3. Ecologia de Anfíbios

#### 3.1. *Histórico e Ecologia geral*

Os anfíbios compõem um dos melhores grupos taxonômicos para estudos sobre modo de vida, evolução e adaptação dos comportamentos aos diferentes tipos de ambientes que ocupam (Duellmann & Trueb, 1994). Esta plasticidade ecológica fica evidenciada quando se observa a história evolutiva destes indivíduos, pois os anfíbios foram os primeiros vertebrados a invadirem o ambiente terrestre e se difundindo, atualmente, ao longo de quase todos os ambientes e continentes do mundo (Duellman & Trueb, 1994).

Os anfíbios são vertebrados da Subclasse Lissamphibia, composta por três ordens: Caudata, Gymnophyona e Anura. A característica principal destes organismos é a pele nua, desprovida de escamas, pêlos ou penas, extremamente permeável e com muitas glândulas. As secreções da pele protegem contra o dessecamento e facilitam trocas gasosas (Duellman & Trueb 1994). Atualmente são conhecidas no mundo 7.044 espécies de anfíbios, distribuídas da seguinte forma: Anura (6.200 espécies de sapos, rãs e pererecas), Caudata (652 espécies de salamandras) e Gymnophiona (192 espécies de cobras-cegas ou cecílias) ((Frost, 2012). O Brasil é o país detentor da maior riqueza de anfíbios, são reconhecidas 946 espécies de anfíbios, sendo 913 espécies de anuros, 32 gymnophionas e uma caudata (Segalla et. al, 2013). A diferença na diversidade de espécies entre os grupos, esta associada ao fato de os anuros serem o grupo mais estudado dentre os anfíbios, isto se dá pelo alto sucesso das adaptações fisiológicas e respostas comportamentais que se refletem no modo de vida e reprodutivo de cada espécie nos anuros.

No Rio Grande do sul encontram-se 94 espécies de anfíbios, sendo 92 de anuros, onde 10 estão ameaçadas de extinção e uma é exótica (Herpetologia UFRGS, 2010). A riqueza observada no RS representa cerca de 11% das espécies registradas para o Brasil. O número de espécies no RS deve ultrapassar a 100 nos próximos anos, dado o incremento considerável no número de estudos e inventários que vêm sendo realizados em muitas regiões. Essa tendência fica clara quando se observa que, nos últimos anos, o número de espécies registradas para o Estado passou de 63 em 1980 para 86 em 2004 e para 94 em 2009, o que representa um acréscimo de 36,5% em um período de 24 anos (1980 a 2000) e de 10,5% apenas nos últimos anos (2004 a 2009) (Bencke et al; 2009). Os anuros ainda apresentam algumas limitações fisiológicas que os impossibilitam de conquistar novos ambientes. Uma destas limitações é a dependência da água para a sua reprodução, pois estão entre os tetrápodes mais dependentes da umidade ambiental e as histórias naturais das diferentes espécies são fortemente influenciadas pela distribuição e abundância de água (McDiarmid, 1994). Diante destas limitações, os anuros conseguiram burlar estas barreiras ambientais com suas inúmeras formas reprodutivas, tornando-se assim, os vertebrados com a maior diversidade de modos reprodutivos (Caldwell, 1992). Haddad & Prado (2005) revisaram os modos reprodutivos em anuros e reconheceram 39 modos reprodutivos divididos em três grandes categorias: ovos aquáticos, ovos terrestres ou arborícolas e ovos carregados por adultos ou retidos nos ovidutos. Dos 39 modos, 31 podem ser encontrados na região Neotropical e 28 encontrados no Brasil (Hartmann et al; 2010). A temporada reprodutiva em anuros está normalmente relacionada a fatores como pluviosidade, fotoperíodo, temperatura, umidade relativa e à disponibilidade de ambientes aquáticos (Bernarde & Anjos, 1999; Ávila & Ferreira, 2004; Thomé & Brasileiro, 2007). Quanto à duração dos períodos reprodutivos, os anuros podem ser classificados como de reprodução explosiva, cujos

eventos reprodutivos ocorrem pontualmente e por apenas alguns dias; ou de reprodução prolongada, cuja duração excede o período anteriormente relatado (Wells, 1977).

A partilha do espaço nos anfíbios inclui a exploração de uma grande diversidade de microambientes, como sítios reprodutivos (oviposição e desenvolvimento larval) ou de forrageamento, os quais podem ser utilizados de modos distintos por várias espécies (Duellman & Trueb, 1994; Stebbins & Cohen, 1997; Bertoluci & Rodrigues, 2002a). Muitos anuros são insetívoros e considerados forrageadores oportunistas, sendo suas dietas um reflexo da disponibilidade de presas no ambiente (Eterovick & Sazima, 2004). Táticas de forrageamento podem variar entre as espécies desde forrageadores que caçam por espreita até aqueles que buscam ativamente suas presas (Duellman & Trueb, 1994). Esses comportamentos, associados à ocupação diferencial do ambiente, acabam influenciando a dieta (Van Sluys & Rocha, 1998). A seleção das presas pode ser influenciada tanto pelo tipo de habitat, quanto pela disponibilidade das mesmas ao longo do ano, podendo variar sazonalmente em termos de quantidade e qualidade (De-Carvalho et al; 2008). Os padrões de distribuição espacial diferenciados em anuros ainda possibilitam a coexistência de várias populações em uma mesma área (Silvano et al; 2003). Esta ocupação diferencial dos microhabitats pode ter evoluído de modo a minimizar as influências de interações como predação e competição por recursos e parceiros sexuais entre as espécies integrantes de uma comunidade (Bertoluci & Rodrigues, 2002a, Silvano et al; 2003).

### **3.2 *Principais parâmetros e ameaças que influenciam a biodiversidade de anuros***

A diversidade e a distribuição dos anuros variam em relação a gradientes de fatores climáticos, abióticos e ecológicos (Gascon, 1991; Eterovick & Sazima, 2000;



Prado et al; 2005). Assim as comunidades de anuros são muito sensíveis e respondem de forma significativa às variações ambientais (Blaustein et al; 1994). Há evidências que as mudanças climáticas globais tais como mudanças na precipitação e temperatura afetam a ecologia reprodutiva de algumas populações de anfíbios (Blaustein et al; 2001a). Por exemplo, Beebee (1995), mostrou que os anfíbios do sul da Inglaterra estão respondendo à mudança climática através da reprodução antecipada. Segundo Gibbs & Breisch (2001), várias espécies de anuros vocalizaram mais cedo em comparação com as datas entre 1900 e 1912, em função das temperaturas diárias terem aumentado perto de Ithaca, New York. Além disto, uma das preocupações da atualidade é com uma variedade de patógenos que afetam as populações selvagens de anfíbios. Estes incluem vírus, bactérias, parasitas, protozoários, fungos e oomicetos (Blaustein et. al; 1994b; Jancovich et al; 1997; Kiesecker & Blaustein, 1997a; Longcore et al; 1999; Johnson et al; 2002). Esses patógenos podem ser as causas imediatas da mortalidade ou que possam causar danos subletais, tais como graves deformidades no desenvolvimento e/ou fisiológicos, podendo infectar anfíbios em várias etapas do seu desenvolvimento (Blaustein & Kiesecker, 2002). Há uma crescente investigação se as doenças nos anfíbios estão ligadas a fatores como a introdução de espécies exóticas ou a mudança do ambiente.

Dentre os fatores determinantes na distribuição da biodiversidade, a heterogeneidade ambiental tem sido reconhecida como uma das melhores explicações para a diversidade de espécies (Huston, 1994). Diversos estudos desenvolvidos no Brasil (Cardoso et. al; 1989; Pombal, 1997; Brandão & Araújo, 1998; Bernarde & Kokubum, 1999) apontaram que ambientes heterogêneos permitem a coexistência de um número maior de espécies de anuros que ambientes homogêneos, por disponibilizar

maior número de microambientes. Outros fatores relevantes são as condições dos habitats, como por exemplo, o hidroperíodo dos corpos d'água. De modo geral, as comunidades de corpos d'água temporários apresentaram maior riqueza e maior equitabilidade que as de corpos d'água permanentes (Santos et al; 2007). Isto pode ser explicado por fatores biológicos das espécies como, os corpos d'água temporários foram utilizados preponderantemente por espécies com padrão de reprodução intermediária e explosiva (Wells, 1977) ou por relações ecológicas como a ausência ou menor abundância de predadores aquáticos (insetos e peixes) nesses ambientes, em comparação com os corpos d'água permanentes (Heyer et al; 1975; Woodward, 1983; Smith, 1983). Contudo, apesar da alta riqueza de espécies de anuros, registrada em várias regiões brasileiras ser comumente atribuída à heterogeneidade dos ambientes (Cardoso et al; 1989; Pombal, 1997; Arzabe, 1999; Bernarde & Kokubum, 1999), esta correlação tem sido escassamente testada (Gascon, 1991; Eterovick, 2003). Alguns estudos evidenciam também como característica marcante a complexidade estrutural do habitat, tais como a presença de macrófitas e cobertura vegetal, aliada ao hidroperíodo na seleção de áreas úmidas para a reprodução e distribuição dos anuros (Moreira et al; 2010).

A composição na comunidade de anuros ainda pode ser influenciada pelas questões geográficas. As distâncias também podem contribuir para o nível de semelhança entre os conjuntos de espécies, devido a diferenças na capacidade das espécies de migrar e colonizar novos locais, juntamente com a distribuição histórica das espécies (Eterovick & Barata, 2006). De acordo com Dayton e Fitzgerald (2001), condições ambientais podem impedir que uma espécie colonize determinados sítios,

enquanto interações bióticas podem agir como filtros secundários que afetam a composição das comunidades.

Com estes inúmeros fatores influenciadores da distribuição dos anfíbios, juntamente com suas limitações fisiológicas e ecológicas, tornam estes muito suscetíveis às alterações nos parâmetros físico-químicos do ambiente (Caramaschi *et al.* 2000). Um bom exemplo disto é a perturbação do ambiente por plantações como a silvicultura. Estudos recentes sugerem que a plantação de pinus tem um impacto negativo sobre a assembleia de anuros, tanto na fase larval, como na fase adulto, reduzindo a riqueza e abundância de espécies e mudando a composição na comunidade de anuros (Machado *et al.*; 2012). As transformações das áreas úmidas naturais em áreas de produtividade tem sido um dos principais fatores causadores de perda e descaracterização de habitats, causando assim um declínio crescente das populações.

Os declínios nas populações de anfíbios têm sido relatados em várias partes do mundo, com concentrações na Austrália, América Central, do Norte e do sul. No Brasil, apesar dos numerosos trabalhos, os estudos locais com anfíbios ainda não são suficientes para determinar quais as reais ameaças e como as comunidades respondem a elas (Garcia & Vinciprova, 2003). Isto se dá principalmente pela falta de conhecimento sobre a biologia, distribuição e relações ecológicas e evolutivas da maioria das espécies.

### **3.3. *Anuros X Arroz Irrigado***

A desenfreada conversão das áreas úmidas naturais em sistemas de produção, tornou o sistema de cultivo do arroz irrigado como um abrigo para muitas espécies de aves, plantas aquáticas, invertebrados, anfíbios e peixes em todo o mundo (Fernando *et al.*, 1979; Miller *et al.*, 1989; Burhanuddin, 1992; Brouder & Hill, 1995; Elphick &

Oring, 1998, 2003; Czech & Parsons, 2002; Bambaradeniya & Amerasinghe, 2003). Porém, os arrozais transformam as áreas úmidas naturais em grandes monoculturas, as quais as práticas de manejo como a aragem dos campos, aplicação de herbicidas, fertilizantes e fungicidas, e frequentes ajustamentos do nível de água, são considerados fatores limitantes para anfíbios nesses agroecossistemas (Bambaradeniya, 2000), havendo então a possibilidade de afetar drasticamente a ecologia, etologia de anfíbios, e distribuição em algumas áreas (Fujioka e Lane, 1997). Outro problema grave é em relação às concentrações e as frequências de detecções de pesticidas nos tecidos dos anfíbios, que segundo Sparling et al; 2001, coincidem com a intensificação da agricultura nas áreas onde é mais grave o declínio de populações de anfíbios. E ainda sugerem que alguns destes pesticidas, por sua vez, estão agindo desde mudanças na fase larval até a mortalidade dos indivíduos adultos. Causando a redução na atividade, natação descoordenada, o aumento da vulnerabilidade aos predadores, taxas de crescimento menores e maior mortalidade em girinos.

Segundo Donald (2004) o impacto ambiental produzido por plantações de arroz varia dependendo dos métodos de produção. Estudos como o de Machado (2010), evidenciam que a maior diferenciação entre cultura de arrozais e áreas úmidas naturais esta na composição de espécies, apresentando números semelhantes quanto à riqueza e abundância de espécies. Outros vários estudos realizados por Fernando et al. (1979) e Fernando (1993, 1995, 1996) indicaram que as lavouras de arroz irrigado juntamente com os ecossistemas aquáticos e terrestres contíguos às plantações constituem um mosaico ambiental de ecótonos que varia rapidamente na paisagem, proporcionando o estabelecimento de uma alta diversidade biológica. Os resultados ressaltam a importância crucial de manter manchas de vegetação natural entre arrozais para manter

a viabilidade e a diversidade de populações de anuros na cultura do arroz irrigado. Assim como Dure (2008) afirma que fragmentos naturais de vegetação, canais de irrigação e depressões rasas formadora de lagoas perenes e sua vegetação aquática são características da paisagem que promovam a utilização de campos de arroz por sapos. Logo, apesar de muitos estudos relatarem a presença de anuros usando campos de arroz, todos eles também revelam a necessidade de mais pesquisas para avaliar o impacto da produção de arroz e aperfeiçoar os benefícios de práticas de manejo com custos viáveis, para avaliar os possíveis benefícios deste agroecossistema.

## REFERENCIAL TEÓRICO

- ALTIERI, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agr. Ecosyst. Environ*; vol. 74, no. 1-3, p. 19-31.
- ARZABE, C. 1999. Reproductive activity patterns of anurans in two different altitudinal sites within the Brazilian Caatinga. **Rev. bras. Zool.** **16 (3): 851-864.**
- ÁVILA, R.W; FERREIRA, V.L. 2004. Richness of species and density of vocalization of anurans in an urban area of Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Rev. Bras. Zool.** **21 (4): 887-892.**
- AZAMBUJA, I.H.V; VERNETTI, J.F.J; MAGALHÃES, J.A.M. 2004. Aspectos socioeconômicos da produção do arroz. In: GOMES, A. S; MAGALHÃES, J. A. M. (Eds.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- BAMBARADENIYA, C.N.B. 2000. *Ecology and biodiversity in an irrigated rice field ecosystem in Sri Lanka*. Ph.D. Thesis, Sri Lanka: University of Peradeniya, 525 p.
- BAMBARADENIYA, C.N.B; AMERASINGHE, F.P. 2003. Biodiversity associated with the rice field agro-ecosystem in Asian countries: a brief review. Sri Lanka: Working Paper 63. **International Water Management Institute (IWMI)**. 24p.
- BAMBARADENIYA, C.N.B; EDIRISINGHE, J.P; DE SILVA, D.N; GUNATILLEKE, C.V.S; RANAWANA, K.B; WIJEKOON, S. 2004. Biodiversity associated with an irrigated rice agroecosystem in Sri Lanka. **Biodivers. Conserv**; vol. 13, no. 9, p. 1715–1753.

- BARBIER, E.B; ACREMAN, M. C; KNOWLER, D. 1997. Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners. **Gland: Ramsar Convention Bureau.**
- BEEBEE, T.J.C. 1995. Amphibian Breeding and Climate. **Nature** 374:219-220.
- BENCKE, G.A. 2009. *Diversidade e conservação da fauna dos campos do Sul do Brasil. In: PILLAR, V. P; MÜLLER, S. C; CASTILHOS, Z. M. S; JACQUES, A. V. A; Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade. MMA, Brasília/DF. Pp.101-121.*
- BERNARDE, P.S; ANJOS, L. 1999. *Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). Mus. Cienc. PUCRS, Ser. Zool. 12: 127-140.*
- BERNARDE, P.S; KOKUBUM, M.N.C. 1999. Anurofauna do Município de Guararapes, Estado de São Paulo, Brasil (AMPHIBIA, ANURA). **Acta Biologica Leopoldensia. 21: 89-97.**
- BERNARDE, P.S; KOKUBUN, M.N.C. 1999. Anurofauna do município de Guararapes, Estado de São Paulo, Brasil (Amphibia: Anura). *Acta Biologica Leopoldensia 21(1): 89-97.*
- BERTOLUCI, J; RODRIGUES, M.T. 2002 a. Utilização de habitats reprodutivos em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Pap. Avulsos Zool. 42 (11): 287-197.**
- BLAUSTEIN, A.R; BELDEN, L.K; OLSON, D.H; GREEN, D.M; ROOT, T.L; KIESECKER, J.M; 2001. Amphibian breeding and climate change. **Conservation Biology 15: 1804–1809.**

- BLAUSTEIN, A.R; KIESECKER, J.M. 2002. Complexity in conservation: Lessons from the global decline of amphibian populations. **Ecology Letters** 5: 597-608
- BLAUSTEIN, A.R; WAKE, D; SOUSA, W.P. 1994b. Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. **Conservation Biology** 8:60–71.
- BRANDÃO, R.A; ARAÚJO, A.F.B. 2001. A herpetofauna associada às matas de galeriano Distrito Federal; p. 201-222 In: J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca, J. C. Sousa-Silva (ed.). *Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria. Planaltina*, Embrapa Cerrados.
- CALDWELL, J.P. 1992. Diversity of reproductive modes in anurans: facultative nest construction in gladiator frogs. In: HAMLETT, W. C. (Ed.). *Reproductive biology of South American vertebrates*. Springer Verlag, Berlin, p.85-97.
- CARAMASCHI, U; CARVALHO-E-SILVA, A.M.P.T; CARVALHO-E-SILVA, S.P; GOUVÊA, E; IZECKSOHN, E; PEIXOTO, O; POMBAL JR.J.P. 2000. Anfíbios; p. 75-78 In: Bergallo, H.G., C.F.D. Rocha, M.A.S. Alves and M.V. Sluys (org.). *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Ed. UERJ.
- CARDOSO, A.J; ANDRADE, G.V; HADDAD, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 49: 241- 249.
- CGIAR, 2008. *Consultative Group on International Agricultural Research*. Available online at <http://www.cgiar.org/impact/research/rice.html>. [acessado em 02/02/13]



- DAVIS, T.J; BLASCO, D; CARBONELL, M. 1996. *Manual de la Convencion de Ramsar. Una guia a la Convencion sobre los humedales de importancia internacional*. Gland: Oficina de la Convención de Ramsar.
- DAYTON, G.H; FITZGERALD, L.A. 2001. Competition, predation, and the distribution of four desert anurans *Oecologia* 129:430-435.
- DE CARVALHO C.B; FREITAS E.B; BATISTA, R.C; COELHO, W.A; FARIA, R.F; BATISTA C.C; BOCCHIGLIERI, A. 2008. História natural de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae) no Cerrado do Brasil Central, **Biota Neotropica** vol. 8, no. 3, Jul./Set. Ecologia.
- DE GROOT, R.S. 1992. Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. **Wolters Noordhoff**.
- DERNADIN, J. 1992. Solo: constituição e degradação. In: MARCANTONIO, G. (Ed.). Solos e irrigação. Porto Alegre: **Editora da Universidade/UFRGS, FEDERACITE**.
- DUELLMANN W.E; TRUEB, L. 1994. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill, New York, New York, USA. 670 pp.
- DUGAN, P. 1993. *Wetlands in Danger: A World Conservation Atlas*. New York: Oxford University Press.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2011.  
<http://www.embrapa.br/#>
- ETEROVICK, P.C; SAZIMA, I. 2000. Description of the tadpole of *Leptodactylus siphax*, with a comparison of morphological and ecological characters of tadpoles

and adults of the species in the *L. pentadactylus* group (Leptodactylidae, Anura).  
**Amphibia-Reptilia**, 21:341-350.

ETEROVICK, P.C; SAZIMA, I. 2004. Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais - Amphibians from the Serra do Cipó, Minas Gerais. 1. ed. Belo Horizonte: Editora PUC Minas, v. 1. 152 p.

ETEROVICK, P.C; BARATA, I.M. 2006. "Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity." *Herpetologica*, 62, 365-377.

FAO STAT. 2008. *FAO Statistical Databases*. Available online at <http://apps.fao.org>

FERNANDO, C.H; FURTADO, J.I; LIM, R.P. 1979. Aquatic fauna of the world's rice fields. **Wallaceana Supplement Kuala Lumpur**, vol. 2, p. 1-105.

FERNANDO, C.H. 1993. Rice field ecology and fish culture – an over view. **Hydrobiologia**, vol. 259, p. 91–113.

FERNANDO, C.H. 1995. Rice fields are aquatic, semi-aquatic, terrestrial and agricultural: a complex and questionable limnology. In: TIMOTIUS, K. H; GOLTENBOTH, F. (Eds). **Tropical Limnology**, vol. 1, p. 121–148.

FERNANDO, C.H. 1996. Ecology of rice fields and its bearing on fisheries and fish culture. In: DE SILVA, SS. (Ed). *Perspectives in Asian Fisheries*. Manila: Asian Fisheries Society.

FINLAYSON, C.M; DAVIDSON, N.C. 1999. *Global review of wetland resources and priorities for inventory: summary report*. In: FINLAYSON, M; SPIERS,

- AG.(Eds). Global Review of Wetland Resources and Priorities for Inventory. Supervising Scientist Report.
- FORÉS, E; COMÍN, F.A. 1992. Rice fields, a limnological perspective. **Limnetica**, vol. 10, p. 101-109.
- FRAYER, W.E. PETERS; D.D; PYWELL, H.R. 1989. *Wetlands of the California Central Valley: Status and trends – 1939 to mid – 1980's*. Portland, Oregon: US Fish and Wildlife Service.
- FROST, D.R. 2012. Amphibian Species of the World: an online reference. Disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php> <Acessado em 15/08/2013>.
- GARCIA, P.C.A; VINCIPROVA, G. 2003. Anfíbios, p.147-164 In: Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Edipucrs. 632 p
- GASCON, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of Central Amazonian rainforest tadpoles. **Ecology** 72:1731–1746.
- GETZNER, M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. **J. Environ. Manage**, vol. 64, no. 3, p. 237-246.
- GIBBS, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. **Conserv. Biol.**, vol. 14, no. 1, p. 314-317.
- GIBBS, J.P; BREISCH, A.R. 2001. Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1900-1999. **Conservation Biology** 15:1175-1178.
- GOMES, A.S; PAULETTO, E.A; VERNETTI, Jr. F.J; SOUSA, R.O. 2004. Plantio direto e cultivo mínimo em arroz irrigado. In: GOMES, A. S; MAGALHÃES, J.

- A. M. (Eds.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- GOSSELINK, J.G; TURNER, R.E. 1978. The role of hydrology in fresh water wetland ecosystems. In: GOOD, R. E; WHIGHAM, D. F; SIMPSON, R. L; (Eds.). *Freshwater wetlands*. UK: Academic Press.
- HADDAD, C.F.B; PRADO, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **Bio Science**, 55 (3): 207-217.
- HARTMANN, M.T; HARTMANN, P.A; HADDAD C.F.B. 2010. Reproductive modes and fecundity of an assemblage of anuran amphibians in the Atlantic rain forest, Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 100 (3): 207-215.
- HUSTON, M.A. 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- INSTITUTO RIOGRANDENSE DO ARROZ (IRGA). 2006. *Arroz irrigado: safra 2005/2006 - produção municipal*. Porto Alegre: Seção de Política Setorial – DCI.
- INSTITUTO RIOGRANDENSE DO ARROZ (IRGA). 2006. *Censo da lavoura de arroz irrigado do Rio Grande do Sul safra 2004/05*.
- INSTITUTO RIOGRANDENSE DO ARROZ (IRGA). 2007. *Arroz irrigado: safra 2006/2007 - produção municipal*. Porto Alegre: Seção de Política Setorial – DCI.
- IRGANG, B.E; GASTAL JR, C.V.S. 1996. *Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul*. CPG/Botânica: UFRGS. Porto Alegre. 290p.
- JANCOVICH, J.K; DAVIDSON, E.W; MORADO, J.F; JACOBS, B; L; COLLINS, J.P. 1997. Isolation of a lethal virus from the endangered tiger salamander *Ambystoma tigrinum stebbinsi*. **Diseases of Aquatic Organisms** 31, 161–167.

- JOHNSON, G.D; ERICKSON, W.P; STRICKLAND, M.D; SHEPHERD, M.F;  
SHEPHERD, D.A; SARAPPO, A. 2002. Collision mortality of local and migrant birds at a large scale wind power development on Buffalo Ridge, Minnesota. **Wildlife Society Bulletin** 30: 879-887.
- JULIANO, B.O. 1993. *Rice in human nutrition*. Philippines: Food and Agriculture Organization (FAO) and International Rice Research Institute (IRRI).
- KIESECKER, J.M; BLAUSTEIN, A.R. 1997a. Population differences in responses of red-legged frog tadpoles (*Rana aurora*) to introduced bull frogs. **Ecology** 78: 1752–1760.
- LONGCORE J.E; PESSIER A.P; NICHOLS D.K. 1999. *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. **Mycologia** 91:219-227.
- MACHADO, I.F; MALTCHIK, L. 2006. Diversidade de larvas de anuros (amphibia, anura) em áreas úmidas do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. **Unisinos**, São Leopoldo/RS.
- MACHADO, I.F; MALTCHIK, L. 2007. Check-list of diversity of anurans in Rio Grande do Sul (Brazil) and a classification propose for larvals forms. **Neotropical Biology and Conservation** 2 (2): 101-116.
- MACHADO, I.F; MALTCHIK, L. 2010. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems **Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.** 20: 39–46.

- MACHADO, I.F; MOREIRA, L.F.B; MALTCHIK, L. 2012. Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia*, 33: 227-237.
- MALTBY, E. 1991. *Wetland and their values. Wetlands Facts on File*, Oxford, New York.
- MAPA – Ministério da Agricultura e Pecuária e Abastecimento, 2009. <http://www.agricultura.gov.br/>[acessado em 04/12/12]
- MATTOS, M.L.T. 2004. A cultura do arroz irrigado e o meio ambiente. In: GOMES, AS. & MAGALHÃES, JAM. (Eds.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- MCDIARMID, R.W. 1994. Amphibian diversity and natural history: An overview. pp. 5-15 in: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*. Heyer, R.W; Donnelly, M.A; McDiarmid, R.W; Hayek, L. A. C; Foster, M.S. (editors). Washington, D.C.: Smithsonian Press.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2009. *Áreas Protegidas no Brasil: Sítios Ramsar*. Disponível na internet: <http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/index.cfm> [acessado em janeiro de 2012]
- MITSCH, W.J; GOSSELINK, J.G. 2000. *Wetlands*. New York: John Wiley & Sons.
- MOREIRA, L.F.B; MACHADO, I.F; GARCIA T.V; MALTCHIK, L. 2010. Factors influencing anuran distribution in coastal dune wetlands in southern Brazil. **Journal of Natural History**. Vol. 44, Nos. 23–24.
- PATHAK, M.D; KHAN, Z.R. 1994. *Insect Pests of Rice*. Manila: International Rice Research Institute. 89 p.

- PETRINI, J.A; FRANCO, D.F; SOUZA, P.R; BACHA, R.E; TRONCHONI, J.G; 2004. Sistema de cultivo de arroz pré-germinado e transplante de mudas. In: GOMES, A.S; MAGALHÃES, J.A.M. (Eds.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- POMBAL JR, J.P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 57(4): 583-594.
- REIS, J.C.L. 1998. Pastagens em Terras Baixas. Pelotas: EMBRAPA-CPACT, 34 p. (EMBRAPA-CPACT. Circular técnica, 7).
- REIS, J.C.L; SAIBRO, J.C. de. 2004. Integração do arroz com pastagens cultivadas e pecuária. In: GOMES, A. da S.; MAGALHÃES JUNIOR, A. M. (Ed.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, cap. 24, p. 831-859.
- REIS, J.C.L; INFELD, J.A; SCIVITTARO, W. B; SILVA, J.J. C; SILVA, C.A.S. 2008. Racionalização da Aplicação de Calcário e Fertilizantes para o Aumento da sustentabilidade e Rentabilidade da Integração Arroz-Pastagens, **Comunicado Técnico**, Pelotas – RS.
- ROLON, A.N; MALTCHIK, L; 2006. Áreas palustres: classificar para proteger **Ciência Hoje**, 38 (228): 66-70.
- SANTOS T.G; ROSSA-FERES, D.C; LILIAN C. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil, Iheringia, **Sér. Zool.**, Porto Alegre, 97(1): 37-49.

- SEGALLA, M.V; CARAMASCHI, U; CRUZ, C.A.G; GARCIA, P.C.A; GRANT, T; HADDAD, C.F.B; LANGONE, J. 2012. Brazilian amphibians – List of species. Acessado em <http://www.sbherpetologia.org.br>. Sociedade Brasileira de Herpetologia <15/08/2013>
- SHINE, C; KLEMM, C. 1999. *Wetlands, water and the law: using law to advance wetland conservation and wise use*. Gland: IUCN.
- SILVANO, D.L.; COLLI, G.R.; DIXOM, M.B.O.; PIMENTA, B.V.S.; WIEDERHECKER, H.C. 2003. Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- SIMPSON, I.C; ROGER, P.A; OFICIAL, R; GRANT, I.F. 1993a. Impacts of agricultural practices on aquatic oligochaete populations in rice fields. *Biol. Fertil. Soils*. vol, 16, no. 1, p. 27-33.
- SMITH, D.C. 1983. Factors controlling tadpole populations of the chorus frog (*Pseudacris triseriata*) on Isle Royale, Michigan. **Ecology** 64:501-510.
- SPIERS, A.G. 2001. Wetland inventory: Overview at a global scale. In: *FINLAYSONCM., DAVIDSON, NC; STEVENSON, NJ. (Eds.). Wetland inventory, assessment and monitoring: Practical techniques and identification of major issues. Supervising Scientist Report 161.*
- STEBBINS, R.C; COHEN, N.W. 1997. *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press, New Jersey.
- TAYLOR, A.R.D; HOWARD, G.W; BEGG, G.W. 1995. Developing wetland inventories in southern Africa: A review. **Vegetatio**, 118:57-79.



- THOMÉ, M.T.C; BRASILEIRO, C.A. 2007. Dimorfismo sexual, uso do ambiente e abundância sazonal de *Elachistocleis cf. ovalis* (Anura: Microhylidae) em um remanescente de Cerrado no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotrop.**7(1):<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn00307012007> (último acesso em 10/02/2011).
- TINER, R.W; 1999. *Wetland indicators*. New York: Lewis Publishers.
- VAN-SLUYS, M; ROCHA, C.F.D; 1998. Feeding habitats and microhabitats utilization by two syntopic Brazilian Amazonian frogs *Hyla minuta* and *Pseudopaludicola sp.* (gr. Falcipes). **Rev. Bras. Biol.** = Braz. J. Biol. 58(4): 559-562.
- VERNETTI JR, F.J; GOMES, A.S. 2004. Sistema Convencional de Arroz Irrigado. In: GOMES, A. S.; MAGALHÃES JR., A. M. Editores técnicos. Arroz irrigado no sul do Brasil. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica. p. 339-348,
- WATANABE, I; ROGER P.A. 1985. Ecology of flooded rice fields. In: *Wetland Soils: Characterization, Classification and utilization*. Philippines: International Rice Research Institute (IRRI).
- WELLS, K.D. 1977a. The social behaviour of anuran amphibians. **Animal Behaviour**, 25:666-693.
- WOODWARD B.D. 1983. Predator-prey interactions and breeding-pond use of temporary species in a desert anuran community. **Ecology** 64: 1549–1555.

## CAPITULO 1

### **A intensificação do ciclo de arroz influencia a comunidade de anfíbios anuros em arrozais no Sul do Brasil?**

**Guilherme Garcez Cunha**

guig\_c@hotmail.com

**Leonardo Maltchik**

maltchik@unisinus.br

#### **Resumo**

As áreas úmidas são fontes de recursos naturais para a humanidade e estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo. Entretanto, aproximadamente 50% desses ecossistemas já desapareceram no último século, sendo uma das principais causas a conversão das áreas úmidas naturais em arrozais. Com isto, tornando estes sistemas como os últimos refúgios para muitas espécies dependentes das características das áreas úmidas, como por exemplo, os anfíbios. Neste estudo pretendeu-se avaliar e comparar a estrutura (abundância, apenas para girinos e riqueza, composição para adultos e girinos) da anurofauna entre lavouras de arroz irrigadas que se diferenciam quanto a sua intensificação (com ou sem pousio) do ciclo de cultivo, localizadas no Sul do Brasil. Foram selecionados seis campos de arroz irrigado (Três com pousio e Três sem pousio) e três áreas úmidas naturais (banhados). No total foram observados 15 espécies de anuros, entre girinos e adultos. Foram identificados 188 girinos, distribuídos em quatro famílias e 13 espécies. Desta riqueza total três espécies foram encontradas somente na fase larval, sendo *Physalaemus gracilis*, *Scinax perereca* e *Rhinella fernandezae*. Entretanto, *Odontophrynus maisuma* e *Pseudis minuta* foram registrados somente através de exemplares adultos. Segundo os dados obtidos, podemos afirmar que a riqueza e a composição das espécies apresentaram-se significativamente distintas entre os pontos, porém a abundância, apesar de ter sido diferente nos diferentes tratamentos, não foi significativa. Com base nisto, acredita-se que há uma influência da intensificação no ciclo de cultivo. E que se deve haver um descanso destes ambientes manejados, para que estes possam abrigar uma gama maior e mais diversa de espécies de anuros.

Palavras chave: anfíbio, áreas úmidas, pousio, arroz irrigado.

## ABSTRACT

Wetlands are sources of natural resources for human beings and are among the most productive ecosystems in the world. However, approximately 50% of these ecosystems have disappeared in the last century, and one of the principal causes of this disappearance is the conversion of natural wetlands into rice plantations. These systems thus serve as a final refuge for many species that depend on the characteristics of these wetlands, such as amphibians. In this study, we evaluate and compare the structure (abundance of tadpoles and richness and composition of adults and tadpoles) of the frog community between irrigated rice fields under different levels of agricultural intensification (with or without a fallow season) in southern Brazil. We selected six fields of irrigated rice (three with fallow seasons and three without) and three natural wetlands. We documented 15 species of frogs between the tadpoles and adults. We identified 188 tadpoles, which were distributed among four families and 13 species. Of this total richness, three species were found only during the larval phase (*Physalaemus gracilis*, *Scinax perereca* and *Rhinella fernandezae*). However, *Odontophrynus maisuma* and *Pseudis minuta* were only observed as adults. According to this data, species richness and composition are significantly distinct among the sampling locations. Although the abundance varied among treatments, the difference was not significant. Our results show that intensification in the cultivation cycle influences frog communities, and a resting period should be included in the management of these areas so that they can harbor a larger and more diverse community of frogs.

**Key-words:** amphibian, wetland, fallow period, irrigated rice.

## 1. INTRODUÇÃO

As áreas úmidas são importantes ecossistemas para a biodiversidade, pois muitas espécies de plantas e animais dependem desses ecossistemas para sua sobrevivência (Davis et. al., 1996; Mitsch & Gosselink, 2000; Getzner, 2002). Entretanto, aproximadamente 50% desses ecossistemas já desapareceram no último século (Dugan, 1993; Shine & Klemm, 1999; Finlayson & Davidson, 1999). Em função do regime hídrico encontrado nas áreas úmidas naturais, a agricultura de arroz é uma das principais atividades humanas responsáveis pela rápida degradação destes ecossistemas, as quais fazem uso deste recurso (Frayer et. al., 1989; Czech & Parsons, 2002).

As lavouras de arroz têm sido cultivadas pelo homem há mais de dez séculos. Grandes extensões de áreas úmidas na Ásia foram convertidas em arrozais e esses sistemas foram quase totalmente destruídas em algumas regiões do Vietnã, Índia e Tailândia (Scott & Poole, 1989). A Ásia destaca-se por ser o maior produtor e consumidor de arroz do mundo, responsável por 90% da produção mundial total (FAO, 2008). A América do Sul é a segunda maior produtora e terceira maior consumidora de arroz do mundo. Sendo que, o arroz é uma das mais importantes culturas anuais produzidas no Brasil, representando 15% a 20% do total de grãos colhidos no país. O Brasil é atualmente o nono produtor mundial de arroz, produzindo cerca de 11 milhões de toneladas (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2008), tendo como principal produtor de arroz irrigado o extremo sul do país, com um milhão de hectares de área cultivada, contribuindo com aproximadamente 68% da produção nacional.

As lavouras de arroz são consideradas por muito pesquisadores como habitats complementares das áreas úmidas para muitas espécies de aves, plantas aquáticas, invertebrados, anfíbios e peixes em todo o mundo (Bambaradeniya & Amerasinghe, 2003; Brouder & Hill, 1995; Czech & Parsons, 2002; Elphick & Oring, 2003; Furtado & Lim, 1979; Miller et. al., 1989) No extremo sul do Brasil, alguns estudos também constataram que grande parte da biota aquática regional utiliza essas áreas como habitats suplementares (Rolon & Maltchik, 2009, Stenert et al. 2010, Machado et al. 2010, Maltchik et al. 2011, Guadagnin et al. 2012). Nesse sentido, um grande interesse tem surgido com respeito a conservação de espécies em áreas agrícolas e fora das áreas protegidas. Principalmente quando mais de dois terços da superfície terrestres no mundo são ecossistemas manejados pelo homem (Bambaradeniya *et al.*, 2004) e as áreas protegidas somam apenas 10% da superfície e em muitos países esse valor não supera 5%.

Dentro desta temática, surgem várias implicações sobre os reais efeitos e consequências da formação destes agroecossistemas. Um dos táxons que respondem de forma significativa às variações ambientais são os anuros (Blaustein et al; 1994), em função da sua diversidade e a distribuição variarem em relação a gradientes de fatores climáticos, abióticos e ecológicos (Gascon, 1991; Eterovick & Sazima, 2000; Prado et al; 2005). Dentre os fatores determinantes na distribuição da biodiversidade, a heterogeneidade ambiental tem sido reconhecida como uma das explicações para a diversidade de espécies (Huston, 1994), assim como a pluviosidade, fotoperíodo, temperatura, umidade relativa e hidroperíodo. Os arrozais, por sua vez, transformam as áreas úmidas naturais em grandes monoculturas, as quais as práticas de manejo como a aragem dos campos, aplicação de herbicidas, fertilizantes e fungicidas, e frequentes

ajustamentos do nível de água, são considerados fatores limitantes para anfíbios nesses agroecossistemas (Bambaradeniya, 2000), havendo então a possibilidade de afetar drasticamente a ecologia, etologia de anfíbios, e distribuição em algumas áreas (Fujioka e Lane, 1997). Outro problema grave é em relação às concentrações e as frequências de detecções de pesticidas nos tecidos dos anfíbios, que segundo Sparling et al; 2001, coincidem com a intensificação da agricultura nas áreas onde é mais grave o declínio de populações de anfíbios. E ainda sugerem que alguns destes pesticidas, por sua vez, estão agindo desde mudanças na fase larval até a mortalidade dos indivíduos adultos. Causando a redução na atividade, natação descoordenada, o aumento da vulnerabilidade aos predadores, taxas de crescimento menores e maior mortalidade em girinos.

Segundo Donald (2004) o impacto ambiental produzido por plantações de arroz varia dependendo dos métodos de produção. Estudos como o de Machado (2010), evidenciam que a maior diferenciação entre cultura de arrozais e áreas úmidas naturais esta na composição de espécies, apresentando números semelhantes quanto à riqueza e abundância de espécies. Outros vários estudos realizados por Fernando et al. (1979) e Fernando (1993, 1995, 1996) indicaram que as lavouras de arroz irrigado juntamente com os ecossistemas aquáticos e terrestres contíguos às plantações constituem um mosaico ambiental de ecótonos que varia rapidamente na paisagem, proporcionando o estabelecimento de uma alta diversidade biológica. Os resultados ressaltam a importância crucial de manter manchas de vegetação natural entre arrozais para manter a viabilidade e a diversidade de populações de anuros na cultura do arroz irrigado. Assim como Dure (2008) afirma que fragmentos naturais de vegetação, canais de irrigação e depressões rasas formadora de lagoas perenes e sua vegetação aquática

são características da paisagem que promovam a utilização de campos de arroz por sapos.

Nesse sentido, o desenvolvimento de novos conceitos e práticas de manejo que reconcilie sustentabilidade com alta biodiversidade pode ser uma grande estratégia de conservação. Na Califórnia, arroteiros inundam suas plantações após a colheita para acelerar a decomposição da palha. Esse manejo trouxe ganhos positivos para a conservação da biodiversidade, já que ampliou habitats para aves aquáticas (Brouder & Hill 1995; Elphick & Oring 2003). No Brasil, atividades de manejo em arrozais em prol da biodiversidade não existem. Rolon & Maltchik (2009), Stenert et al. (2009), Machado e Maltchik (2010) observaram que parcelas de arrozais que permanecem com água durante o período de esteva tiveram uma maior diversidade de espécies e uma composição de macrófitas, invertebrados e anfíbios anuros diferente das parcelas drenadas para pecuária. Esses pesquisadores ressaltaram que manter parte das lavouras com água na entressafra poderia ser uma estratégia para manter maior biodiversidade na matriz agrícola.

Uma prática de manejo bastante utilizada no sul do Brasil é o ciclo de pousio, que é o descanso da terra por um período entre 1-3 anos após a colheita. Antes de 1980, as lavouras eram conduzidas com regimes de pousio mais longos, normalmente entre quatro e seis anos, e a pecuária extensiva era uma alternativa para sustentação econômica dos proprietários. Entretanto, a intensificação do ciclo da produção e a necessidade de maiores safras para sustentar o mercado fez com que o período de ciclo de pousio diminuísse ou acabasse radicalmente. Alguns estudos já apontam problemas ambientais com a redução do pousio, entre os quais se destacam o adensamento superficial do solo, a diminuição da atividade biológica, e a excessiva contaminação

química do solo e da água pelo uso de agrotóxicos (Reis & Saibro, 2004). Entretanto, apesar de muitos estudos relatarem a presença de anuros usando campos de arroz, todos eles também revelam a necessidade de mais pesquisas para avaliar o impacto da produção de arroz e aperfeiçoar os benefícios de práticas de manejo com custos viáveis, para avaliar os possíveis benefícios deste agroecossistema.

Nosso objetivo foi comparar a riqueza, abundância e composição da anurofauna entre áreas úmidas naturais e lavouras de arroz irrigado que se diferenciam quanto a sua intensificação (com ou sem pousio), ao longo de um ciclo de cultivo. Considerando o alto impacto da agricultura sobre as comunidades naturais, minha hipótese é que a intensificação do ciclo de cultivo compromete a diversidade e abundância de anuros, assim como modifica sua composição.

## **2. METODOLOGIA**

### **2.1. Área de Estudo**

O estado do Rio Grande do Sul está localizado no extremo sul do Brasil com uma área de 282.184 km<sup>2</sup>. O clima do Rio Grande do Sul é subtropical úmido, e a temperatura média varia de 14,6°C no inverno a 22,2°C no verão, com uma temperatura média anual de 17,5°C (Rambo, 2000). A precipitação anual varia de 1.150 a 1.450 mm, com uma média anual de 1.250 mm (Tagliani, 1995). As amostragens foram realizadas no município de Capivari do Sul, RS (Figura 1).



Foram selecionadas seis lavouras de arroz irrigado e três áreas úmidas naturais, totalizando nove pontos amostrais. As áreas úmidas naturais caracterizaram-se por não apresentarem nenhuma relação com as lavouras de arroz, isto para evitar a influencia de um sistema no outro, por apresentarem regime hídrico, pelo menos em uma das coletas e presença de macrófitas aquáticas. As lavouras de arroz estavam distribuídas da seguinte forma: três lavouras com período de pousio (aqui chamadas de lavouras de pousio): três lavouras que não passaram pelo pousio (aqui chamadas de lavouras sem pousio). As lavouras com pousio apresentaram o mesmo período de descanso de terra - 1 ano sem cultivo de arroz, sendo destinada à pecuária neste período. As lavouras apresentavam uma área de aproximadamente um ha, e todas as áreas estavam distantes entre si no mínimo 900 m, para evitar autocorreção espacial.

Um total de cinco coletas de anfíbios anuros foi realizado ao longo de um ciclo de cultivo (2011/12), distribuídas nas seguintes fases: preparo do solo (10/11), crescimento inicial (12/11), crescimento final (02/12), pós-colheita (04/12) e resteva (06/12).

## **2.2. Amostragem da anurofauna**

As coletas de girinos foram realizadas durante o dia (Fig. 2). O esforço amostral correspondia a dois dias de amostragem, onde eram coletados cinco amostras em cada área de amostragem. Cada amostra foi representada por uma varredura de aproximadamente 1 m, sendo esta realizada de forma preferencial e a fim de obter uma maior representatividade da área. As coletas foram realizadas com um puçá aquático de 30 cm de diâmetro, sendo que as amostras foram fixadas *in situ* e levada ao laboratório para triagem. No laboratório, as amostras foram lavadas com o auxílio de peneiras, e os

girinos foram triados e identificados, com o auxílio de um estéreo-microscópio e identificados com o uso de chave específica (Machado & Maltchik 2007). As amostras foram mantidas em formaldeído a 10% e armazenadas no Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Os anuros adultos foram amostrados através do método de procura ativa (Fig. 3). Esse método consistiu na procura visual e auditiva dos espécimes em toda a área amostral por não menos que 30 min e não mais que 40 min (Crump & Scott, 1994), sendo realizada por no mínimo duas pessoas e no máximo três. A amostragem de adultos foi realizada entre 18h e 23h, havendo um rodízio na sequência de amostragem dos diversos pontos. Quando não era possível a identificação no campo, os indivíduos foram coletados e fixados para serem identificados em laboratório e depositados na Coleção de Referência do Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos (LECEA).

### **2.3. Análise de dados**

As análises foram mensuradas da seguinte forma: riqueza e composição de total (girinos e adultos) e abundância apenas de girinos. As variações da riqueza e abundância de anfíbios ao longo do ciclo de cultivo do arroz e entre as lavouras (considerando os diferentes tratamentos) e áreas úmidas naturais foram analisadas através de ANOVA de Medidas Repetidas. Como um complemento para o estudo da análise de variância foi utilizado um teste de comparação de média, o teste de Tukey,

para comparações múltiplas de riqueza e abundância ao longo do ciclo de cultivo e entre os tratamentos.

As variações da composição da comunidade entre lavouras (com e sem pousio) e as áreas úmidas naturais foram analisadas através de uma ANOVA Fatorial seguida de uma PERMANOVA. Variações da composição foram expressas em forma de gráfico através do NMDS.

### 3. RESULTADOS

Um total de 15 espécies de anfíbios anuros foi registrado, pertencentes às famílias Bufonidae, Cycloramphidae, Hylidae, Leptodactylidae e Leiuperidae (Tabela 1). Desse total, 12 espécies e cinco famílias de anuros adultos foram observadas. *Odontophrynus maisuma* e *Pseudis minuta* foram observados somente na fase adulta. Dentre os girinos, 188 indivíduos distribuídos em quatro famílias e 13 espécies foram amostrados no estudo. Na fase larval, *Scinax fuscovarius* foi mais abundante (49), seguida de *Leptodactylus latrans* (31), *Dendropsophus minutus* (27) e *Physalaemus riograndensis* (2). *Physalaemus gracilis*, *Scinax perereca* e *Rhinella fernandezae* foram encontradas somente na fase larval.

A riqueza total de anfíbios anuros variou ao longo do ciclo de cultivo ( $F_{4,24}=5,468$ ;  $p=0,003$ ) (Fig. 4), e foi maior nas áreas úmidas naturais do que nas lavouras de arroz ( $F_{2,6} = 16,090$ ;  $p = 0,004$ ), mas esse resultado foi dependente da fase de cultivo do arroz ( $F_{8,24} = 3,266$ ;  $p = 0,012$ ) (Fig. 5). No preparo do solo, a riqueza foi maior nas áreas úmidas naturais do que nas lavouras com e sem pousio. Na fase de crescimento inicial do arroz, a riqueza não variou entre áreas úmidas naturais e lavouras

com e sem pousio. No crescimento final e pós-colheita, a riqueza foi maior nas áreas naturais do que nas lavouras sem pousio, mas foi similar entre áreas naturais e lavouras com pousio. No crescimento final do arroz, a riqueza de anfíbios foi maior nas lavouras com pousio do que nas lavouras sem pousio. Na fase de resteva a riqueza voltou a ser maior nas áreas úmidas naturais do que nas lavouras com e sem pousio. Nossos resultados demonstraram de forma geral que as áreas naturais apresentaram maior riqueza do que as lavouras, exceto na fase de crescimento inicial.

A abundancia não variou ao longo do ciclo de cultivo, ou seja, entre as fazes de cultivo ( $F= 0,693$ ;  $df= 4,24$ ;  $p= 0,507$ ) (Fig. 6), e também não variou entre as áreas úmidas naturais e as lavouras de arroz com e sem pousio ( $F= 1,718$ ;  $df= 2,6$ ;  $p= 0,257$ ) (Fig. 7). *Scinax fuscovarius* e *Physalaemus riograndensis* foram observados na fase larval durante o crescimento inicial das lavouras, com dois e três indivíduos, respectivamente. Indivíduos adultos dessa espécies foram observados vocalizando apenas nas áreas úmidas naturais

A dissimilaridade na comunidade de anuros entre áreas úmidas naturais e lavouras de arroz foi representada por três eixos da ordenação NMDS (stress = 0,051) (Fig. 8). A composição variou somente entre áreas úmidas naturais e lavouras sem pousio ( $F=1,83$ ;  $p=0,046$ ), sendo que cinco espécies foram encontradas exclusivamente nas áreas naturais (*Physalaemus cuvieri*, *Physalaemus gracilis*, *Scinax fuscovarius*, *Scinax perereca* e *Odontophrynus maisuma*). As lavouras com diferentes tratamentos se diferenciaram apenas em quatro espécies (*Dendropsophus minutus*, *Leptodactylus fuscus*, *Leptodactylus gracilis* e *Rhinella fernandezae*). É válido ressaltar que as lavouras de arroz irrigado e as áreas úmidas naturais compartilharam aproximadamente 50% das suas espécies, tornando-as similares entre si.

#### 4. DISCUSSÃO

O declínio global de anfíbios vem sendo acompanhado por estudos de longo prazo, detectando flutuações populacionais de grande amplitude (Blaustein & Wake 1990, Bosch 2003, Pechman et al. 1991, Pounds et al. 2006, 2007; Rossa-Feres 1997; Wake 1991). As possíveis causas desse declínio variam desde mudanças climáticas, poluição industrial, agrotóxicos, introdução de espécies exóticas, e doenças emergentes (Kiesecker et al. 2001, Bosch 2003, Pounds et al. 2006, 2007). No Brasil, a principal ameaça dos anfíbios é a destruição, degradação e fragmentação de habitats (Haddad 1998, Silvano & Segalla 2005, Becker et al. 2007). No extremo sul do Brasil, aproximadamente 90 % das áreas úmidas naturais já foram convertidas em sistemas agrícolas ocasionando a redução de anfíbios pela fragmentação do habitat, alterações hidrológicas e contaminação do ar e da água por agentes químicos (VITT et al; 1990). Nossos resultados mostraram que a riqueza de anuros foi maior nas áreas úmidas naturais do que as lavouras de arroz irrigado, evidenciando que a intensificação do cultivo nas lavouras de arroz estão comprometendo a riqueza de anfíbios. Nós esperávamos que essa redução fosse ser encontrada ao longo de todo ciclo de cultivo, entretanto não houve diferença em algumas fases do ciclo de cultivo (crescimento inicial e pós-colheita), período onde as áreas úmidas naturais estavam secas. Apesar da menor riqueza de anfíbios observada nas lavouras, nossos resultados mostraram que algumas espécies de anfíbios possivelmente usam esses sistemas como habitats alternativos. Entretanto esse uso varia ao longo do ano, assim como nas áreas úmidas naturais.

A riqueza de anfíbios variou ao longo do ciclo de cultivo tanto nas lavouras como nas áreas úmidas naturais. A maior riqueza dos anuros, nas áreas úmidas naturais,

ocorreu durante a fase crescimento final. Esse aumento pode ser explicado pelas condições favoráveis de temperatura e pela biologia reprodutiva das espécies. Na fase pós-colheita, ocorreu uma diminuição da riqueza tanto nas lavouras quanto nas áreas úmidas naturais, possivelmente associada ao período de estiagem prolongada no extremo sul do Brasil, provocada pelo fenômeno “*La Niña*”, que reduziu os volumes de chuvas nos meses estudados (NT 10 – CemetRS – 06/2012). A alta dependência de umidade dos anfíbios torna esses organismos altamente vulneráveis em períodos de seca (e.g., Werner et al. 2007). A baixa riqueza de anfíbios nas lavouras de arroz na fase pós-colheita também pode ser associado ao uso de máquinas pesadas que transitem nesses ambientes durante o período de colheita. Esses impactos (ausência de água, uso de maquinaria e emprego de agrotóxicos) também podem ter contribuído com a baixa riqueza de anuros nas lavouras de arroz durante a fase preparo do solo. A abundância foi maior nas áreas úmidas em apenas duas fazes (Preparo do solo e Resteva), sendo similar nas fazes de crescimento inicial e pós-colheita exceto no crescimento inicial e pós-colheita. O aumento na abundância de girinos nas lavouras durante o crescimento inicial pode ser devido a presença de água nas lavouras e ausência desta nas áreas úmidas naturais. Essa mudança de regime hídrico na área de estudo pode ter influenciado esse resultado, já que a reprodução desses indivíduos necessita deste recurso. O aumento da abundância na pós-colheita pode ser atribuído a um evento específico e relacionado à dominância de duas espécies (*Leptodactylus latrans* e *Leptodactylus fuscus*).

A composição de anuros não foi diferente entre lavouras de arroz com e sem pousio, entretanto a composição variou entre lavouras e áreas úmidas. Esse resultado pode ser devido a diferença na heterogeneidade ambiental entre áreas úmidas naturais e arrozais. As lavouras de arroz são caracterizadas como sistemas espacialmente homogêneos (Bambaradeniya & Amerasinghe, 2003) quando comparados com as áreas

úmidas naturais. A diversidade de habitats exerce um papel muito importante na riqueza de anuros nas áreas úmidas do sul do Brasil (Moreira et al. 2010), ampliando a exploração por parte dos anfíbios em diversos microambientes (Duellman & Trueb 1994, Stebbins & Cohen 1997, Bertoluci & Rodrigues 2002a). Porém podemos afirmar que as lavouras de arroz e as áreas úmidas naturais tem uma composição de anuros similar, apresentando 60% da composição das áreas úmidas naturais por espécies que também utilizam as lavouras como sítios de reprodução e forrageamento.

Caldato et al. (2012) afirmaram que a proposta do sistema de pousio agrega diversificação, intensificação no uso da terra e sustentabilidade, além de aumentar a biodiversidade. Nós acreditamos que apesar de não encontrarmos diferença significativa da riqueza entre as lavouras com e sem pousio, houve uma forte tendência nos nossos resultados que a anurofauna nas lavouras com pousio eram mais rica do que as lavouras sem pousio. É válido ressaltar que as lavouras com pousio apresentaram uma composição de espécies que compreendem espécies encontradas nas lavouras sem pousio e nas áreas úmidas naturais. Nesse sentido, a intensificação do ciclo de cultivos influencia de forma negativa para a biodiversidade de anuros, sendo assim, recomenda-se um descanso da terra para que haja uma manutenção da biodiversidade e assim podendo tornar a produção de grãos mais sustentável e fundamentando práticas de manejo, como o pousio, para a conservação da anurofauna em áreas úmidas já convertidas em arrozais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- BAMBARADENIYA, C.N.B; AMERASINGHE, F.P. 2003. Biodiversity associated with the rice field agro-ecosystem in Asian countries: a brief review. Sri Lanka: Working Paper 63. **International Water Management Institute (IWMI)**. 24p.
- BAMBARADENIYA, C.N.B. 2000. *Ecology and biodiversity in an irrigated rice field ecosystem in Sri Lanka*. Ph.D. Thesis, Sri Lanka: University of Peradeniya, 525 p.
- BAMBARADENIYA, C.N.B; EDIRISINGHE, J.P; DE SILVA, D.N; GUNATILLEKE, C.V.S; RANAWANA, K.B; WIJEKOON, S. 2004. Biodiversity associated with an irrigated rice agroecosystem in Sri Lanka. **Biodivers. Conserv**; vol. 13, no. 9, p. 1715–1753.
- BECKER C.G; FONSECA C; HADDAD C.F.B; BATISTA R.F; PRADO P.I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, Washington, D.C., v. 318, n. 5857, p. 1775-1777, 2007.
- BERTOLUCI, J; RODRIGUES, M. T. 2002 a. Utilização de habitats reprodutivos em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Pap. Avulsos Zool.** 42 (11): 287-197.
- BLAUSTEIN, A.R; WAKE, D.B. 1990. Declining amphibian populations: A global phenomenon? **Trends in Ecol. Evol.**, **5** , pp. 203–204
- BLAUSTEIN A.R. 1994. Chicken little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian populations. **Herpetologica** 50:85–97.
- BOSCH, J. 2003. Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. **Munibe, Suplemento** (16):56-73.



- BROUDER, S.M; HILL, J.E. 1995. Winter flooding of rice lands provides waterfowl habitat. **Calif. Agric.**, vol. 49, p. 1-58.
- BURHANUDDIN M.N. 1992. Use and management of riverine wetlands and rice field sin Peninsula Malasya. In: ISOZAKI, H., ANDO, M; NATORI, Y. (Eds). *Towards wise use of Asian Wetlands. Proceedings of Asian Wetland Symposium.*
- CALDATO, V.H.G; LAMPERT, V.N; ALVES, A.C. 2012. *Difusão tecnológica do sistema de integração Lavoura-pecuária-floresta com seringueira (hevea Spp) na região de Cassilândia – MS.* Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul.
- CALDWELL, J.P. 1992. Diversity of reproductive modes in anurans: facultative nest construction in gladiator frogs. In: HAMLETT, W. C. (Ed.). Reproductive biology of South American vertebrates. **Springer Verlag**, Berlin, p.85-97.
- CENTRO ESTADUAL DE METERELOGIA, FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, SECRETARIA DE AGRICULTURA, PECUÁRIA E AGRONEGÓCIO E GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. 2012. A estiagem de 2011/2012 e sua influência na produção agropecuária do Rio Grande do Sul **Nota técnica nº 10**, pdf [acessado em 21/01/13].
- CRUMP, M.L; SCOTT, N.J. 1994. Standard techniques for inventory and monitoring: Visual Encounter Surveys. In: W. R. Heyer, M. A. Donnell, R. W. Mcdrarmid, L. C. Hayek; M. S. Foster (eds.). Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. **Smithsonian Institution Press**, Washington, D.C. pp. 84-92.
- CZECH, H.A; PARSONS, K.C. 2002. Agricultural wetlands and water birds: are view. **Water birds**, vol. 25, Special publication, p. 56-65.

- DAHL, T.E. 1990. *Wetlands losses in the United States, 1780s to 1980s*. Washington: U.S. Department of interior, Fish and Wildlife Service.
- DAVIS, T. J; BLASCO, D; CARBONELL, M. 1996. *Manual de la Convencion de Ramsar. Una guia a la Convencion sobre los humedales de importancia internacional*. Gland: Oficina de la Convención de Ramsar.
- DENNISON, M.S; BERRY, J.F. 1993. *Wetlands: guide to science, law and tecnologia*. **Noyes Publications, New Jersey**. 439p.
- DENNISON, M.S; BERRY, J.F. 1993. *Wetlands: Guide to Science, Law, and Technology*. **Park Ridge: Noyes Publications**.
- DUELLMAN W.E; TRUEB, L. 1994. *Biology of Amphibians*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- ELPHICK, C.S; ORING, L.W. 1998. Winter management of Californian rice fields for water birds. **J. Appl. Ecol.**, vol. 35, no. 1, p. 95-108.
- ELPHICK, C.S; ORING, L.W. 2003. Conservation implications of flooding rice fields on winter for waterbirds. **Agr. Ecosyst. Environ.**, vol. 94, no. 1, p. 17-29.
- ETEROVICK, P.C; SAZIMA, I. 2000. Description of the tadpole of *Leptodactylus sypfax*, with a comparison of morphological and ecological characters of tadpoles and adults of the species in the *L. pentadactylus* group (Leptodactylidae, Anura). **Amphibia-Reptilia**, 21:341-350.
- FAO STAT. 2008. *FAO Statistical Databases*. Available online at <http://apps.fao.org>
- FERNANDO, C.H; FURTADO, J. I; LIM, R. P. 1979. Aquatic fauna of the world's rice fields. **Wallaceana Supplement Kuala Lumpur**, vol. 2, p. 1-105.

- FERNANDO, C.H. 1993. Rice field ecology and fish culture – an over view. **Hydrobiologia**, vol. 259, p. 91–113.
- FERNANDO, C.H. 1995. Rice fields are aquatic, semi-aquatic, terrestrial and agricultural: a complex and questionable limnology. In: TIMOTIUS, K. H; GOLTENBOTH, F. (Eds). **Tropical Limnology**, vol. 1, p. 121–148.
- FERNANDO, C.H. 1996. Ecology of rice fields and its bearing on fisheries and fish culture. In: DE SILVA, SS. (Ed). *Perspectives in Asian Fisheries*. Manila: Asian Fisheries Society.
- FRAYER, W.E. PETERS; D.D; PYWELL, H.R. 1989. *Wetlands of the California Central Valley: Status and trends – 1939 to mid – 1980's*. Portland, Oregon: US Fish and Wildlife Service.
- FROST, DARREL R. 2011. Amphibian Species of the World: an online reference. Version5.5. **American Museum of Natural History**, New York, USA.
- GASCON, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of Central Amazonian rainforest tadpoles. **Ecology** 72:1731–1746.
- GOSELINK, J. G; TURNER, R. E. 1978. The role of hydrology in fresh water wetland ecosystems. In: GOOD, R. E; WHIGHAM, D. F; SIMPSON, R. L; (Eds.). *Freshwater wetlands*. UK: Academic Press.
- HADDAD, C.F.B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX, 6: Vertebrados (R.M.C. Castro, C.A. Joly, C.E.M. Bicudo, eds.). **WinnerGraph**, São Paulo, p. 15-26.

- HALWART, M. 2006. Biodiversity and nutrition in rice-based aquatic ecosystems. *J. Food Comp. Anal.*, vol. 19, p. 747-751.
- HERPETOLOGIA UFRGS. 2010. *Laboratório de Herpetologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul*. Online. Versão 1.0, Novembro 2010. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/herpetologia>>. Acesso em (10/04/2012).
- HEYER, W. R; McDIARMID, R. W; WEIGMANN, D. L. 1975. Tadpoles, predation and pond habitats in the tropics. *Biotropica*, vol. 7, no. 2, p. 100-111.
- HUSTON, M. A. 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- KIESECKER, J.M.; BLAUSTEIN, A.R; BELDEN, L.K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410:681-684.
- MACHADO, I. F; MALTCHIK, L. 2007. Check-list of diversity of anurans in Rio Grande do Sul (Brazil) and a classification propose for larvals forms. *Neotropical Biology and Conservation* 2 (2): 101-116.
- MACHADO, I. F; MALTCHIK, L. 2010. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 20: 39–46.
- MALTCHIK, L; ROLON, A.S; STENERT, C; MACHADO, I.F; ROCHA, O. 2011. Can rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands? *Rev. biol. trop* vol.59 no.4
- MCDIARMID, R.W; ALTIG, R. 1999. *Tadpoles. The Biology of Anuran Larvae*. Chicago, University of Chicago Press, 444 p.

- MILLER, M. R; SHARP, D. E; GILMER, D. S; MULVANEY, W. R. 1989. Rice available to waterfowl in harvested fields in the Sacramento Valley, California. **Calif. Fish Game**, vol. 75, p. 113-123.
- MOREIRA, L. F. B; MACHADO, I. F; GARCIA T. V; MALTCHIK, L. 2010. Factors influencing anuran distribution in coastal dune wetlands in southern Brazil. **Journal of Natural History**. Vol. 44, Nos. 23–24.
- NATIONAL WETLANDS WORKING GROUP. 1988. *Wetlands of Canada*. Montreal, Quebec: Ecological Land Classification Series 24, Environmental Canada, Ottawa, Ontario, and Poly science Publications.
- NOTA TÉCNICA Nº 10 (06/2012). A estiagem de 2011/2012 e sua influência na produção agropecuária do rio grande do sul. Centro estadual de meteorologia – CEMETRS.
- PARFITT, J. M. B; SILVA, C. A. S; PETRINI, J. A. 2004. Estruturação e sistematização da lavoura de arroz irrigado. In: GOMES, A. S; MAGALHÃES, J. A. M. (Eds.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- PDA – FAO (Philippine Department of Agriculture and Food and Agriculture Organization). 1989. *Integrated golden “kuhol” management*. Booklet produced by FAO inter country program for integrated pest control in rice in South and Southeast Asia.
- PECHMANN, J. H. K; D. E. SCOTT, R. D; SEMLITSCH, J. P; CALDWELL, L. J; VITT, J. W. GIBBONS. 1991. Declining amphibian populations: The problem of separating human impacts from natural fluctuations. **Science** 253:892-895.

- POUNDS, J. A; BUSTAMANTE, M. R; COLOMA, L. A; COSUEGRA, J. A; FOGDEN, P. L; FOSTER, P. N; LA MARCA, E; MASTERS, K. L; MERINO-VITERI, A; PUSCHENDORF, R; SANTIAGO, S. R; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A; STILL, C. J; YOUNG, B. E. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. **Nature** 439:161–167.
- PRADO, C. P. A; TOLEDO, L.F., ZINA, J; HADDAD, C.F.B. 2005. Trophic eggs in the foam nests of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura, Leptodactylidae): An experimental approach. **Herpetol. J.** 15:279-284.
- RAMSAR CONVENTION ON WETLANDS. 2009. *The Ramsar Convention on Wetlands*. Disponível na internet: <http://www.ramsar.org/> [acessado em janeiro de 2012].
- REIS, J. C. L; SAIBRO, J. C. de. Integração do arroz com pastagens cultivadas e pecuária. In: GOMES, A. da S.; MAGALHÃES JUNIOR, A. M. (Ed.). Arroz irrigado no Sul do Brasil. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004, cap. 24, p. 831-859.
- REIS, J. C. L; INFELD, J. A; SCIVITTARO, W. B; SILVA, J. J. C; SILVA, C. A. S. 2008. Racionalização da Aplicação de Calcário e Fertilizantes para o Aumento da Sustentabilidade e Rentabilidade da Integração Arroz-Pastagens, **Comunicado Técnico**, Pelotas – RS.
- ROSSA-FERES, D.C. 1997. Ecologia de uma comunidade de anfíbios anuros da região noroeste do Estado de São Paulo: microhabitat, sazonalidade, dieta e nicho multidimensional. Tese de doutorado, **UNESP**, Rio Claro.
- ROLON, A. S., LACERDA, T., MALTCHIK, L; GUADAGNIN, D. L. 2008. The influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of

macrophyte assemblages in southern Brazil wetlands. **J. Veg. Sci.**, vol. 19, p. 221-228.

ROLON, A.S; MALTCHIK, L. 2010. Does flooding of rice fields after cultivation contribute to wetland plant conservation in southern Brazil? **Appl. Veg. Sci.** **13: 26-35.**

SCOTT, D. A; POOLE, C.M. 1989. *A status overview of Asian wetlands*. Malaysia: Asian Wetland Bureau.

SEGALLA, M. V; CARAMASCHI, U; CRUZ, C. A. G; GARCIA, P. C. A; GRANT, T; HADDAD, C. F. B; LANGONE, J. 2012. *Brazilian amphibians – List of species*. Accessible <Março de 2012> at. <http://www.sbherpetologia.org.br>. Sociedade Brasileira de Herpetologia.

SILVANO, D. L; COLLI, G. R; DIXO, M. B. O; PIMENTA, B. V. S; WIEDERHECKER, H. C. 2003. Anfíbios e Répteis. In *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*, (D.M. Rambaldi; D.A.S. Oliveira). **Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas**, Brasília, p.183-200.

SILVANO, D.L; SEGALLA, M.V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade** 1(1):79-86.

STEBBINS, R. C; COHEN, N. W. 1997. *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press, New Jersey.

VERNETTI, Jr., F. J; GOMES, A. S. 2004. Sistema convencional de arroz irrigado. In: GOMES, A. S; MAGALHÃES, JAM. (Eds.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.

VITT, L. J; CALDWELL, J. P; WILBUR H. M; SMITH, D. C. 1990. Amphibians as harbingers of decay. **Bioscience** **cap.** 40, p. 418.

WAKE, B.D; MOROWITZ, H.J. 1991. Declining Amphibian Populations, Irvine, CA, 19-20. Workshop.

WERNER, E.E; SKELLY, D.K; RELYEA, R.A; YUREWICZ, K.L. 2007. Amphibian species richness across environmental gradients. **Oikos** 116:1697-1712.



**Tabelas**

Tabela 1: Riqueza TOTAL e Abundância e composição de girinos total nas áreas de amostragem.

<i>Família</i>	<i>Espécie</i>	<i>Lavouras s/pousio</i>	<i>Lavouras c/pousio</i>	<i>Áreas Unidas Naturais</i>	<i>Girino</i>
<b>Bufonidae</b>	<i>Dendropsophus minutus*</i>	+	-	+	27
	<i>Dendropsophus sanborni*</i>	+	+	+	9
<b>Cycloramphidae</b>	<i>Rhinella fernandezae</i>	-	+	-	2
	<i>Odontophrynus maisuma*</i>	-	-	+	-
	<i>Hypsiboas pulchellus*</i>	+	+	+	2
	<i>Scinax fuscovarius*</i>	-	-	+	49
<b>Hylidae</b>	<i>Scinax perereca</i>	-	-	+	8
	<i>Pseudis minuta*</i>	+	+	+	-
<b>Leiuperidae</b>	<i>Physalaemus riograndeses*</i>	-	+	+	26
	<i>Physalaemus cuvieri*</i>	-	-	+	8
	<i>Physalaemus gracilis</i>	-	-	+	7
	<i>Pseudopaludicola falcipes*</i>	+	+	+	3
	<i>Leptodactylus latrans*</i>	+	+	+	31
<b>Leptodactylidae</b>	<i>Leptodactylus gracilis*</i>	-	+	+	1
	<i>Leptodactylus fuscus*</i>	-	+	-	16
<b>TOTAL</b>					188

\*Espécie presente na forma Adulta; (-) – Espécie ausente; (+) – Espécie presente;

## **Legenda das Figuras:**

Figura 1. *Localização de Capivari do Sul-RS e dos pontos de amostragem*

*(Ponto 1, 2 e 3- Lav. Sem pousio/ Pontos 4, 5 e 6 – Lav. Com pousio).*

Figura 2. *Métodos de coleta de girinos nas lavouras de arroz do Rio Grande do*

*Sul, ao longo do ciclo de cultivo.*

Figura 3. *Método de Procura limitado por tempo para coleta de anuros adultos;*

Figura 4. *Variação da Riqueza de anuros ao longo do ciclo de cultivo.*

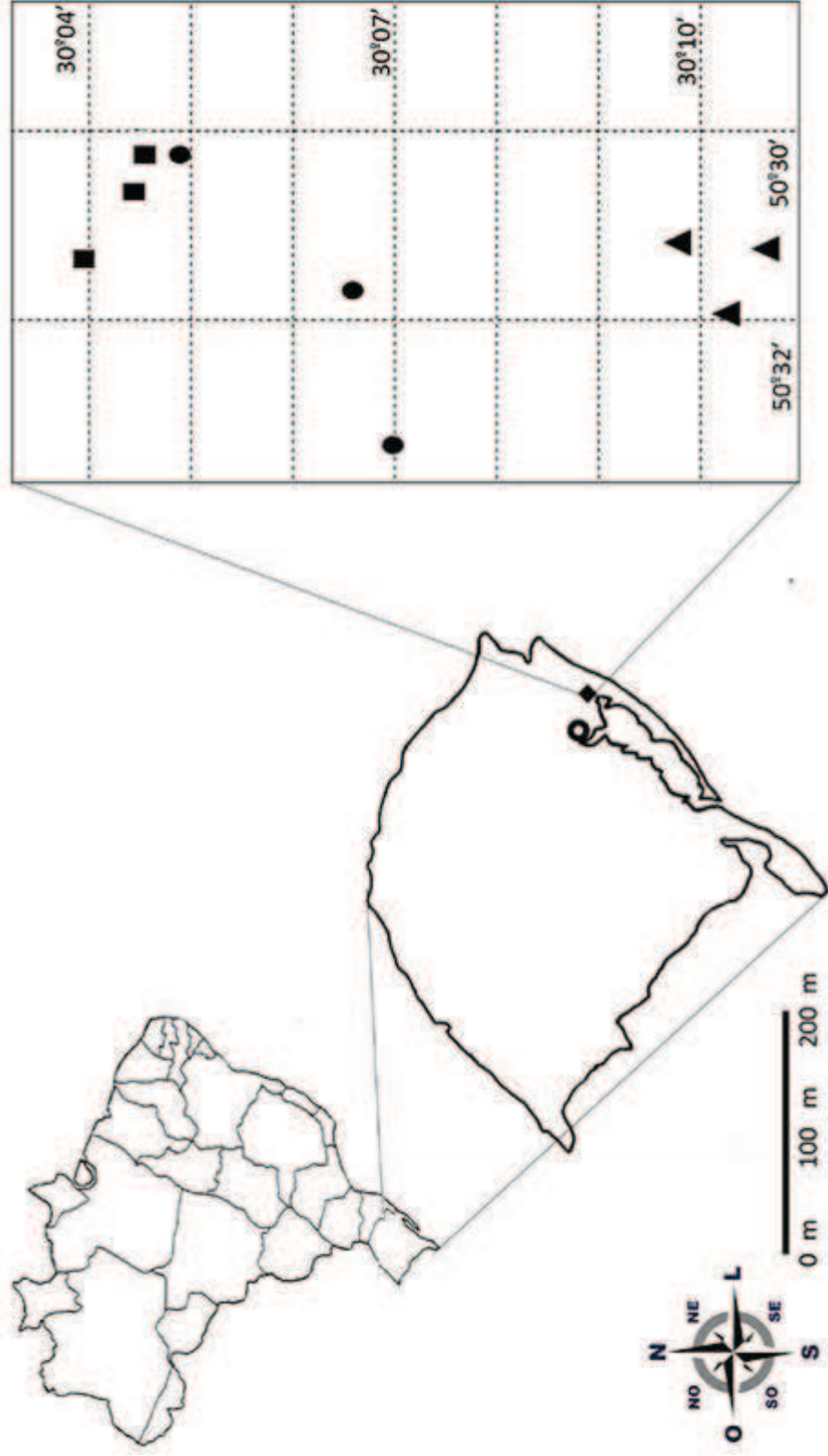
Figura 5. *Variação da Riqueza em função das áreas.*

Figura 6. *Variação da Abundância de girinos ao longo do ciclo de cultivo*

Figura 7. *Variação da Abundância girinos em relação aos pontos;*

Figura 8. *Variações da Composição da comunidade.*

Fig. 1.



Legenda: ■ Lav. com pousio; ● Lav. sem pousio; ▲ Áreas Úmidas naturais

Fig. 2



Fig. 3



Fig.4

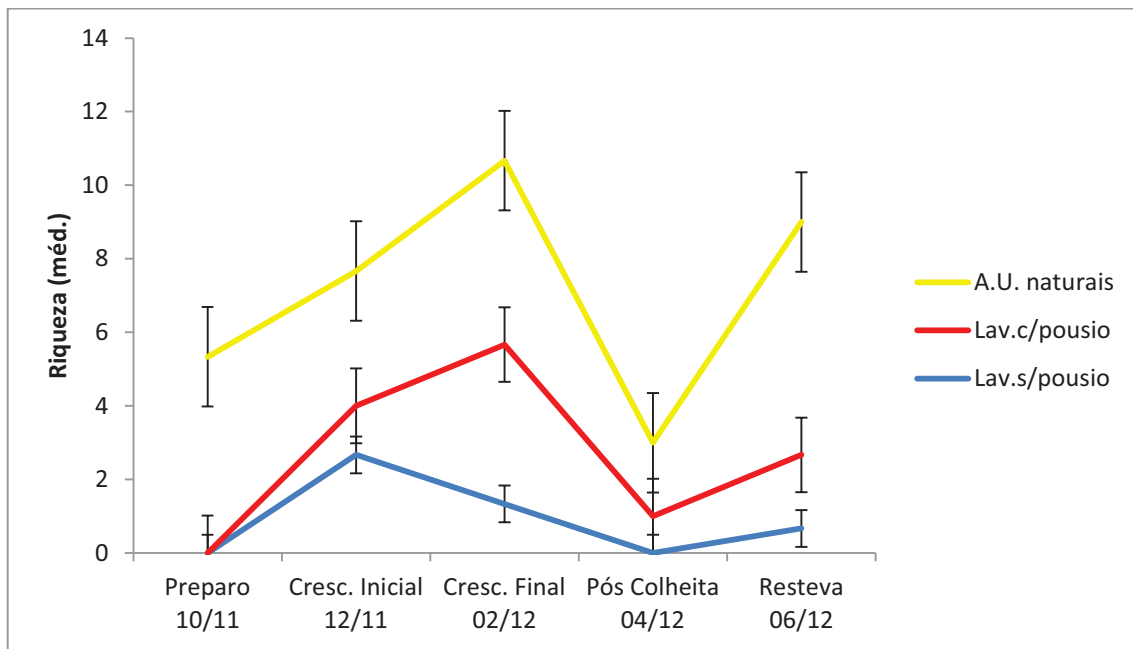


Fig. 5

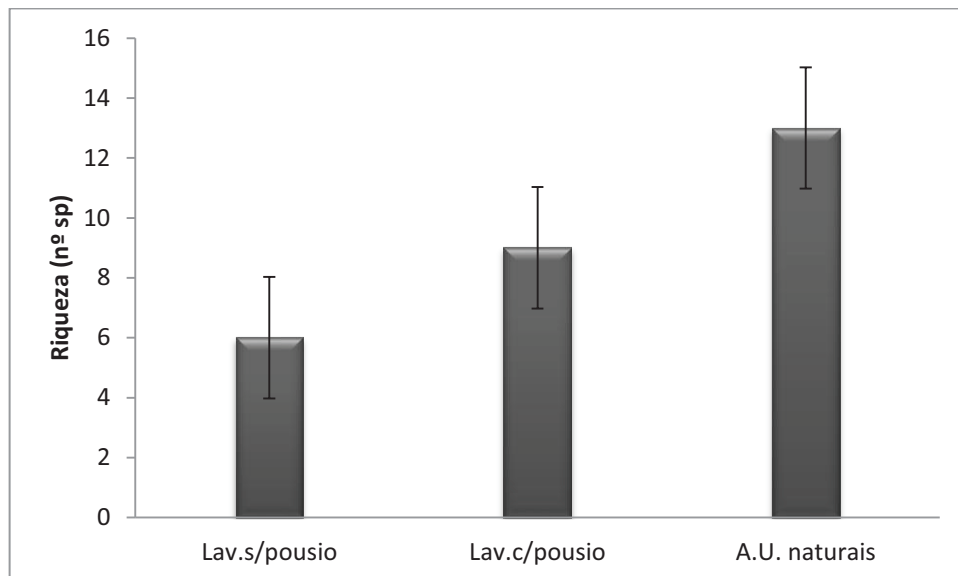


Fig. 6

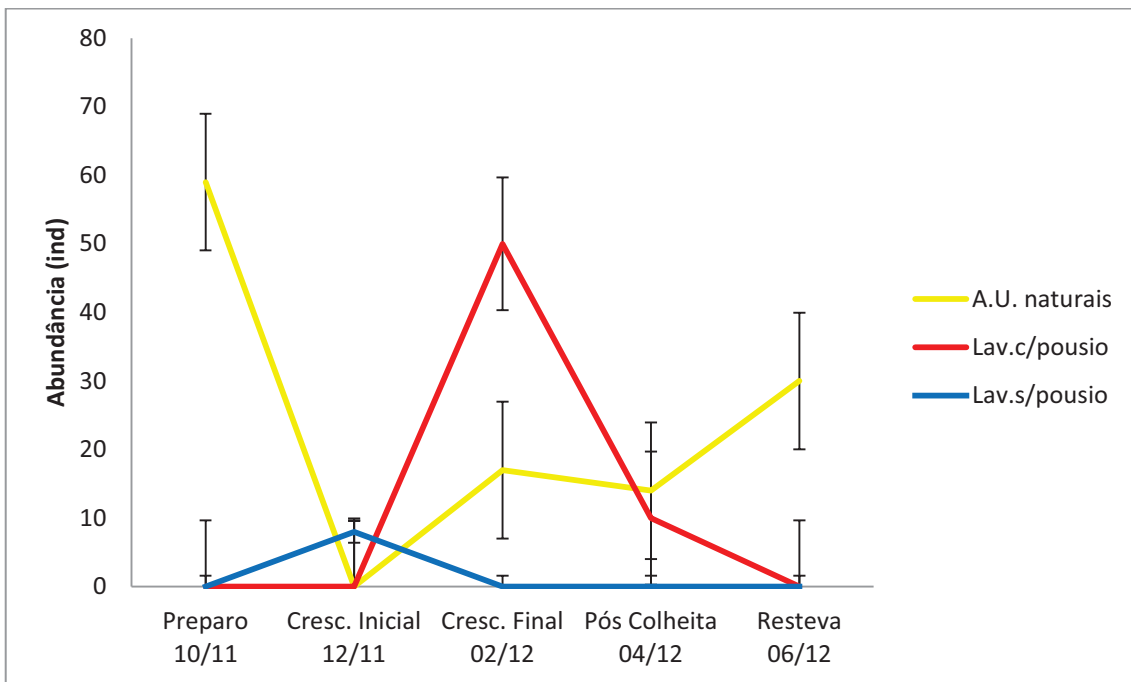


Fig. 7

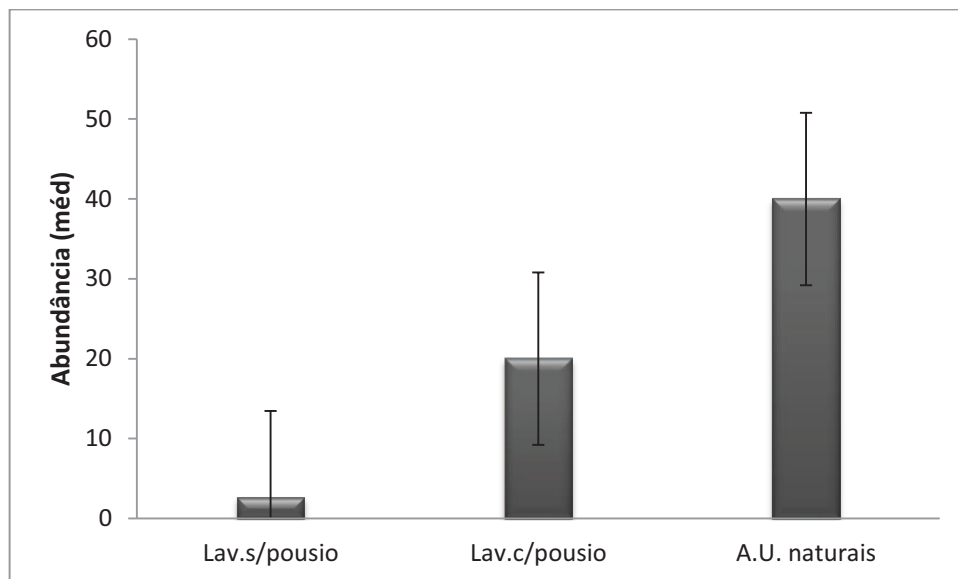
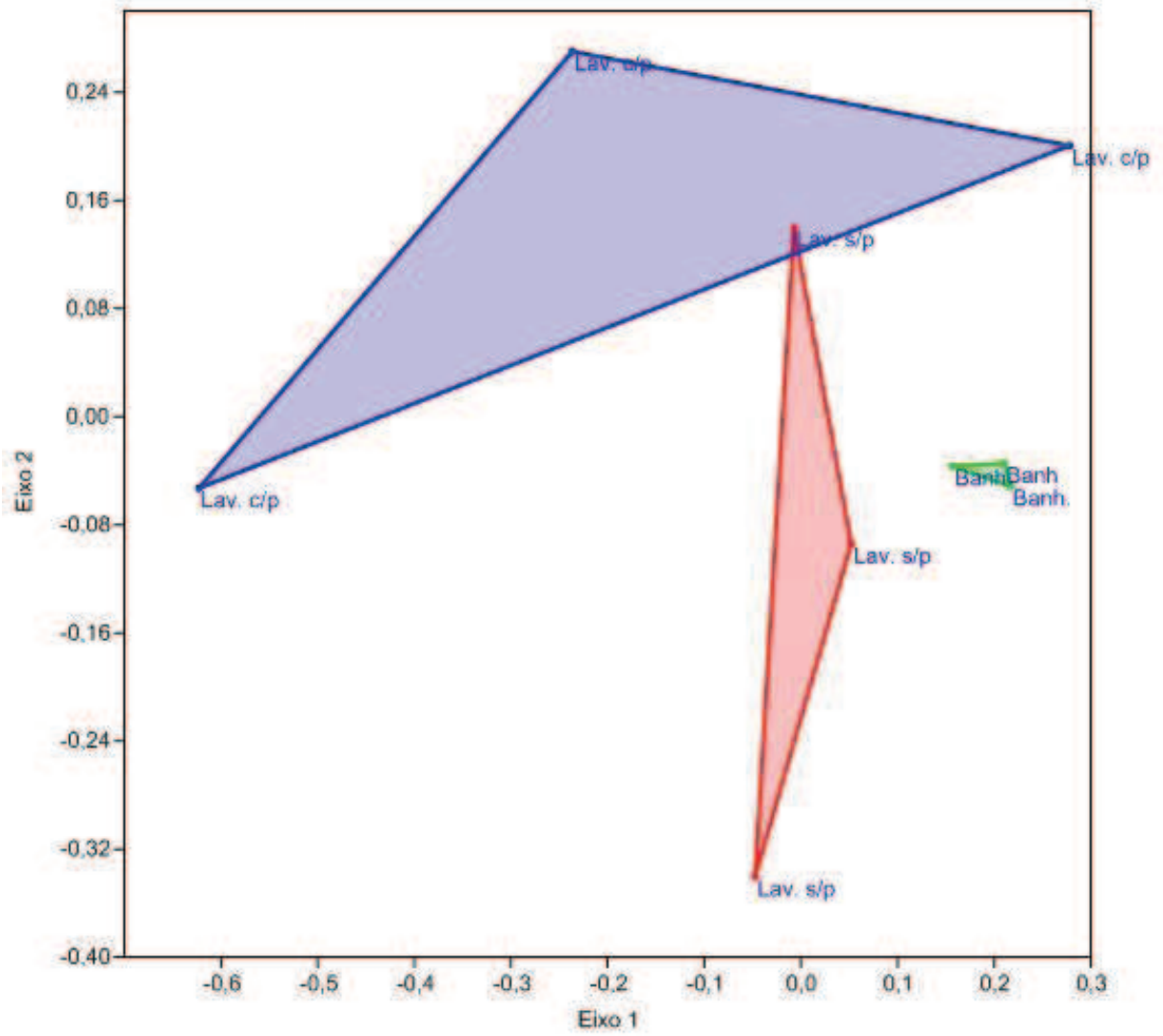


Fig. 8



## **ANEXOS**



## ANEXO 1

- Lista dos sítios Ramsar no Brasil.

- 1) Parque Nacional da Lagoa do Peixe (RS), instituído em 24/05/1993.
- 2) Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (MT), instituído em 24/05/1993.
- 3) Parque Nacional do Araguaia – Ilha do Bananal (TO), instituído em 04/10/1993.
- 4) Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (AM), instituída em 04/10/1993.
- 5) Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses (MA), instituída em 30/11/1993.
- 6) Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense (MA), instituída em 29/02/2000.
- 7) Parque Estadual Marinho do Parcel Manuel Luiz (MA), instituído em 29/02/2000.
- 8) Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal (MT), instituída em 06/12/2002.
- 9) Reserva Particular do Patrimônio Natural da Fazenda Rio Negro (MS), instituída em 26/05/2009.
- 10) Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (BA), instituído em 02/02/2010.
- 11) Parque Estadual do Rio Doce (MG), instituído em 24/02/2010.