



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO



**COMUNIDADE E DIETA DE ANUROS (AMPHIBIA, ANURA) EM UM
AGROECOSSISTEMA NO MUNICÍPIO DE MIRANDA, MATO
GROSSO DO SUL**

Liliana Piatti

Campo Grande – MS
Janeiro de 2009

**COMUNIDADE E DIETA DE ANUROS (AMPHIBIA, ANURA) EM UM
AGROECOSSISTEMA NO MUNICÍPIO DE MIRANDA, MATO GROSSO DO SUL**

Liliana Piatti

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação, área de concentração ECOLOGIA.

Orientador: Franco Leandro de Souza

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Campo Grande - MS

2009

Dedico esse trabalho aos meus pais e irmãos que me apóiam incondicionalmente e que tornam qualquer etapa mais fácil de ser concluída. E à Cami e Paulinho que me guiaram na minha carreira acadêmica e que tanto já me ensinaram nesses prazerosos e enriquecedores anos de convivência.

Agradecimentos

Ao professor Franco Leandro de Souza, pela orientação e parceria, ensinamentos e tempo a mim dedicado nos últimos quatro anos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de mestrado e apoio financeiro ao projeto.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, seus docentes e demais funcionários por me disponibilizaram a oportunidade de crescimento profissional.

Aos proprietários da Fazenda San Francisco, Sr. Roberto Folley Coelho e Sra. Elizabeth Prudêncio Coelho por disponibilizarem a área da fazenda e condições para que desenvolvêssemos o estudo. À Carol Coelho e demais funcionários pela cordialidade e atenção a nós dedicados.

À Camila e Paulinho por, há tanto tempo, serem meus conselheiros, meus exemplos a serem seguidos e meus grandes amigos.

Ao Paulinho e Fernando pela parceria em todas as etapas do projeto. Sem a companhia, ensinamentos, força de vontade e bom humor de vocês tudo seria imensamente mais difícil.

À Camila e Franciéle pelas orientações imprescindíveis e conhecimentos compartilhados desde o planejamento do estudo até a revisão do manuscrito. A Augusto e Fabrício pelas contribuições durante a revisão do estudo e pelas várias informações compartilhadas.

Aos professores Josué Raizer, Rafael Loyola, Masao Uetanabaro, Vanda Lúcia Ferreira, Otávio Froehlich e Rodney de Arruda Mauro pelos auxílios prestados e por estarem disponíveis nas inúmeras vezes que foram solicitados.

À Inara e Daiene pela ajuda tão importante tanto no campo como no cansativo trabalho em laboratório.

A todos que estiveram presentes em alguma (ou várias) das etapas de campo: André Restel, Breno, Daniel, Letícia Ramires, Massao Sugai e Ricardo Rech.

Aos colegas de mestrado Bianca, Grasiela, Luiz Gustavo, Mariuciy, Nathália, Pâmela e Vitor. Foi uma honra compartilhar experiências e fazer parte da mesma turma de mestrado que vocês.

A minha família e demais amigos que, mesmo sem os nomes aqui citados, são os grandes responsáveis por eu ter vontade de crescer na minha carreira e ir atrás dos meus objetivos de vida.

Índice

Capítulo 1. Comunidade de anuros de um agroecossistema no município de Miranda, Mato Grosso do Sul

Resumo	1
Abstract.....	2
Introdução.....	3
Materiais e métodos.....	6
Resultados.....	13
Discussão	20
Referências bibliográficas	25

Capítulo 2. Dieta e partição de recursos tróficos entre anuros de um agroecossistema no município de Miranda, Mato Grosso do Sul

Resumo	31
Abstract.....	32
Introdução.....	33
Materiais e métodos.....	35
Resultados.....	39
Discussão	45
Referências bibliográficas	49

**COMUNIDADE DE ANUROS DE UM AGROECOSSISTEMA NO MUNICÍPIO
DE MIRANDA, MATO GROSSO DO SUL.**

Resumo: A expansão e intensificação da agricultura nas últimas décadas são consideradas umas das maiores causadoras da perda de biodiversidade em todo mundo, tanto pela destruição e fragmentação dos habitats quanto pelo alto grau de manipulação física e uso de pesticidas e fertilizantes inerentes às suas atividades. Apesar de sistemas irrigados terem resultado na degradação de áreas alagáveis e na diminuição da biodiversidade em todo o mundo, alguns agroecossistemas de arroz irrigado têm sido notados como ambientes importantes para a manutenção de populações de certas espécies de aves aquáticas e anfíbios. As respostas de cada população aos impactos causados pelas atividades agrícolas dependem de como elas conseguem lidar com a matriz que permeia os remanescentes de habitats naturais, pois elas podem servir como barreiras e sumidouros de espécies, ou como potenciais áreas a serem colonizadas. Nos últimos anos, as paisagens de Mato Grosso do Sul têm sido intensamente degradadas e substituídas por extensas áreas homogêneas resultantes das atividades agrícolas. Nesse trabalho a comunidade de anuros encontrada em campos de arroz localizados na borda sudeste do Pantanal de Miranda e sua variação ao longo do ano de estudo foram descritas. A relativa baixa riqueza encontrada nesse trabalho (17 espécies encontradas em toda a área da plantação de arroz e oito especificamente no interior dos quadros de plantio) parece refletir as limitações estruturais do ambiente alterado pelas práticas agrícolas. A manutenção da inundação da área por períodos mais prolongados que os de áreas naturais dificulta a presença de espécies terrestres de anuros e a ausência de vegetação herbácea e arbustiva nos campos de cultivo impede o estabelecimento de anuros arbóreos de maior porte. A riqueza de espécies e abundância geral de anuros esteve correlacionada com a pluviosidade da área, mas as abundâncias das espécies que possuem características peculiares em seus usos de habitat não seguiram esse padrão. Os dados obtidos no presente trabalho mostraram que a área de plantio de arroz permite a permanência somente das espécies mais generalistas de anuros conhecido para a planície pantaneira, e que a manutenção da diversidade, mesmo que baixa, nessas áreas parece ser extremamente dependente da heterogeneidade promovida pela associação do plantio com áreas de remanescentes naturais e pelos canais de irrigação que funcionam como refúgios e fonte de indivíduos que ocuparão os quadros de cultivo quando estes ambientes se tornarem propícios.

Palavras-chave: Anfíbios, Pantanal, Rizicultura

Abstract: The expansion and intensification of agriculture in recent decades are considered one of the greatest causes of biodiversity loss worldwide, both by the destruction and fragmentation of habitats by the high degree of physical manipulation and use of pesticides and fertilizers attached to their activities. Although irrigation systems have resulted in degradation of flooded areas and the decline of biodiversity in the world, some agroecosystems of rice fields have been noted as centers of considerable diversity of waterfowl and amphibians. The responses of each population to the impacts caused by agricultural activities depend on how they can deal with the matrix that permeates the remnants of natural habitats, because they can serve as barriers and species sinks, or as potential areas to be colonized. In recent years, the landscape of Mato Grosso do Sul have been heavily degraded and replaced by large homogeneous areas resulting from agricultural activities. In this work the community of frogs found in rice fields located in the southeast edge of the Pantanal of Miranda and its variation over the year of study were described. The relatively low richness found in this study (17 species found throughout the area of rice culture and eight specifically within the frameworks of planting) seems to reflect the structural limitations of the changed environment for agricultural practices. The maintenance of the flood area for longer periods than those of natural areas difficult the presence of terrestrial species and the lack of grass and shrub vegetation in the fields of crops to prevent the establishment of large tree species. The richness and abundance of species of frogs were generally correlated with rainfall in the area, but the abundance of species that have peculiar characteristics in their use of habitat not followed this pattern. The data obtained in this study showed that the planting area of rice permits the residence of only more generalist species of frogs known to the Pantanal lowlands, and that the maintenance of diversity in those areas appears to be highly dependent on the heterogeneity of the association promoted by planting with areas of outstanding natural and the irrigation channels that serve as refuges and source of individuals who occupy the tables of culture when they become prone environments.

Keywords: Amphibians, Pantanal, Rice Fields

Introdução

A expansão e intensificação da agricultura nas últimas décadas são consideradas umas das maiores causadoras da perda de biodiversidade em todo mundo, tanto pela destruição e fragmentação dos habitats quanto pelo alto grau de manipulação física e uso de pesticidas e fertilizantes inerentes às suas atividades (McLaughlin & Pierre 1995, Stoate *et al.* 2001, Gray *et al.* 2004, Tschardtke *et al.* 2005). Particularmente entre os anfíbios, a perda de habitat e contaminação por pesticidas resultantes das práticas agrícolas estão entre as principais causas de um declínio de populações em escala global que vem sendo documentado nas últimas décadas (Beebee & Griffiths 2005).

O impacto imediato da expansão e intensificação da agricultura tem seus efeitos bem conhecidos sobre a biodiversidade, podendo excluir imediatamente algumas espécies se as mesmas forem raras ou estiverem distribuídas em manchas (Primack 2002). Além disso, os pequenos tamanhos populacionais das espécies remanescentes aos distúrbios as tornam vulneráveis à extinção através de processos ambientais estocásticos e também devido aos efeitos genéticos resultantes do endocruzamento (Funk *et al.* 2005). Em contraste, algumas espécies generalistas tendem a ampliar suas distribuições podendo substituir populações nativas mais especializadas (Kats & Ferrer 2003).

Anfíbios são considerados extremamente sensíveis a mudanças ambientais por possuírem pele semi-permeável, serem dependentes tanto do ambiente aquático como terrestre em seus ciclos de vida, pela sua relativa baixa capacidade de dispersão e pelo fato de muitas espécies apresentarem flutuações anuais naturais no tamanho de suas populações (Feder & Burggren 1992). O impacto imediato da agricultura sobre esses animais dá-se através da homogeneização espacial e temporal das áreas e a conseqüente diminuição da disponibilidade e da qualidade de ambientes reprodutivos, bem como aumento do isolamento entre estes (Piha 2006).

A relação positiva entre os anfíbios e áreas úmidas e negativa entre eles e terras cultiváveis foi observada em diversos estudos conduzidos em áreas agrícolas (por exemplo, Joly *et al.* 2001, Beja & Alcazar 2003, Piha 2006). Esses resultados corroboram a idéia de que a comunidade de anfíbios pode ser negativamente afetada pela expansão e intensificação da agricultura, particularmente pela perda de habitats aquáticos e também porque a complexidade das paisagens resultantes das praticas

agrícolas pode afetar certas espécies, reduzindo a probabilidade de movimento (Joly *et al.* 2001), o que têm efeitos demográfico e genético negativos.

Estudos recentes também sugerem que uso atual de pesticidas na agricultura pode apresentar-se como uma ameaça às populações naturais desses organismos através da morte ou diminuição do *fitness* dos indivíduos (Berril *et al.* 1994). O efeito negativo dos pesticidas sobre os anfíbios pode resultar em mudanças metabólicas, efeitos fisiológicos e comportamentais de indivíduos das mais diversas espécies (Teplitsky *et al.* 2004, Piha 2006). Nas comunidades, a interação entre pesticidas e fatores abióticos pode resultar em complexas mudanças nas dinâmicas de predador-presa e disponibilidade de recursos alimentares (Sparling *et al.* 2001, Davidson 2004).

Entretanto, dependendo da capacidade de adaptação e dispersão das espécies, os ambientes alterados podem funcionar como potenciais áreas de ocupação, favorecendo a existência de organismos capazes de se adaptar às modificações (Miranda & Miranda 2004, Tejada-Cruz & Sutherland 2004, Peh *et al.* 2005). Algumas práticas agrícolas oferecem condições até certo ponto parecidas com aquelas encontradas nos ambientes naturais e disponibilizam recursos que, aparentemente, propiciam a manutenção das populações locais de certas espécies.

Em regiões onde áreas úmidas são escassas, poças artificiais agrícolas podem representar uma importante alternativa de hábitat de reprodução para anfíbios (Baker & Halliday 1999). Quando corretamente manejados, esses ambientes podem aumentar efetivamente o total de hábitats de reprodução de uma região e ajudar a sustentar populações (Knutson *et al.* 2004). Da mesma forma, apesar de sistemas irrigados terem resultado na degradação de áreas alagáveis e na diminuição da biodiversidade em todo o mundo (Lemly *et al.* 2000), agroecossistemas de arroz irrigado têm sido notados como ambientes importantes para manutenção de populações de diferentes espécies de aves aquáticas e anfíbios (Fujioka & Lane 1997, Maeda 2001, Elphick 2004, Doody *et al.* 2006). Em alguns casos, campos de arroz têm sido sugeridos como sendo “funcionalmente equivalentes” às áreas úmidas naturais ou semi-naturais (Fasola & Ruiz 1996, Fujioka & Lane 1997, Elphick 2000).

Em comparação aos demais biomas brasileiros, a riqueza de anuros registrada no Pantanal é baixa, fato geralmente relacionado à homogeneidade da planície, baixa complexidade estrutural dos ambientes e o forte estresse a qual os organismos estão submetidos devido aos longos períodos de estiagem e alagamento (Haddad & Prado 2005, Prado *et al.* 2005). Endemismos de espécies desse grupo ainda não foram

confirmados, provavelmente devido à inexistência de barreiras geológicas e climáticas e pela formação e conseqüente colonização recente da região (Harris *et al.* 2005). Apesar da menor diversidade, os altos valores de abundância de anuros em toda a planície são notáveis e podem ser atribuídos à grande disponibilidade de habitats aquáticos e às peculiaridades das paisagens existentes (Ponce & Nunes da Cunha 1993, Uetanabaro *et al.* 2008).

A anurofauna atualmente conhecida para a região da planície pantaneira é composta por pelo menos 44 espécies e, estendendo a área de abrangência para os planaltos de entorno (Bacia do Alto Paraguai), a riqueza registrada atinge 73 espécies de anfíbios (Strüssmann *et al.* 2007, Uetanabaro *et al.* 2008). Levando em consideração que grande parte da planície não foi adequadamente inventariada e que novos registros de espécie nessas regiões são freqüentes, acredita-se que a real riqueza de espécies de anuros do pantanal deve ser maior que a apresentada (Strüssmann *et al.* 2000, Strüssmann *et al.* 2007, Uetanabaro *et al.* 2008).

Os anuros encontrados no Pantanal são oriundos principalmente do Chaco e do Cerrado e grande parte também é de ampla distribuição neotropical, abrangendo diversos biomas (Junk *et al.* 2006). Algumas espécies possuem distribuição restrita a certos pontos da planície ou a habitats específicos (por exemplo, *Ceratophrys cranwelli* e *Phyllomedusa boliviana*), mas são comuns espécies que se adaptam bem a ambientes antropizados e que são generalistas quanto a seus requerimentos (como *Phyllomedusa azeurea*, *Rhinella schneideri*, *Scinax fuscovarius*, *Trachycephalus venulosus*) (Uetanabaro *et al.* 2008).

Nos últimos anos, as paisagens de Mato Grosso do Sul têm sido intensamente degradadas e substituídas por extensas áreas homogêneas resultantes das atividades agrícolas (Mato Grosso do Sul 1989). As diversas formas de ocupação dessas áreas geraram mudanças nas características ambientais em escalas espaciais e temporais e, em conseqüência, a biodiversidade original tem sido modificada e ameaçada. Ao mesmo tempo em que os distúrbios antrópicos têm desafiado a persistência local de populações dos mais variados organismos, eles podem proporcionar um interessante fenômeno de ocupação de novos ambientes por parte de diversos seres, ambientes esses que incluem sistemas de produção agrícola (Hole *et al.* 2005). As respostas de cada população aos impactos causados pelas atividades agrícolas dependem de como elas conseguem lidar com a matriz que permeia os remanescentes de habitats naturais, pois elas podem servir

como barreiras e sumidouros de espécies, ou como potenciais áreas a serem colonizadas.

Áreas de plantio de arroz se destacam por manterem grande biodiversidade em algumas regiões do mundo e, particularmente no Pantanal, poderiam apresentar-se como um sistema agrícola com impactos diminuídos devido as suas características de manutenção de terras alagadas durante certos períodos. Neste trabalho objetivou-se descrever a comunidade de anuros encontrada em campos de arroz localizados na borda sudeste do Pantanal de Miranda, bem como sua variação ao longo do ano de estudo. Utilizando esses dados e outros já existentes sobre a anurofauna pantaneira, espera-se identificar padrões de diversidade e utilização dessas áreas modificadas que possam elucidar qual a tendência de comunidades de anuros nesses tipos de ecossistemas.

Materiais e Métodos

Área de estudo

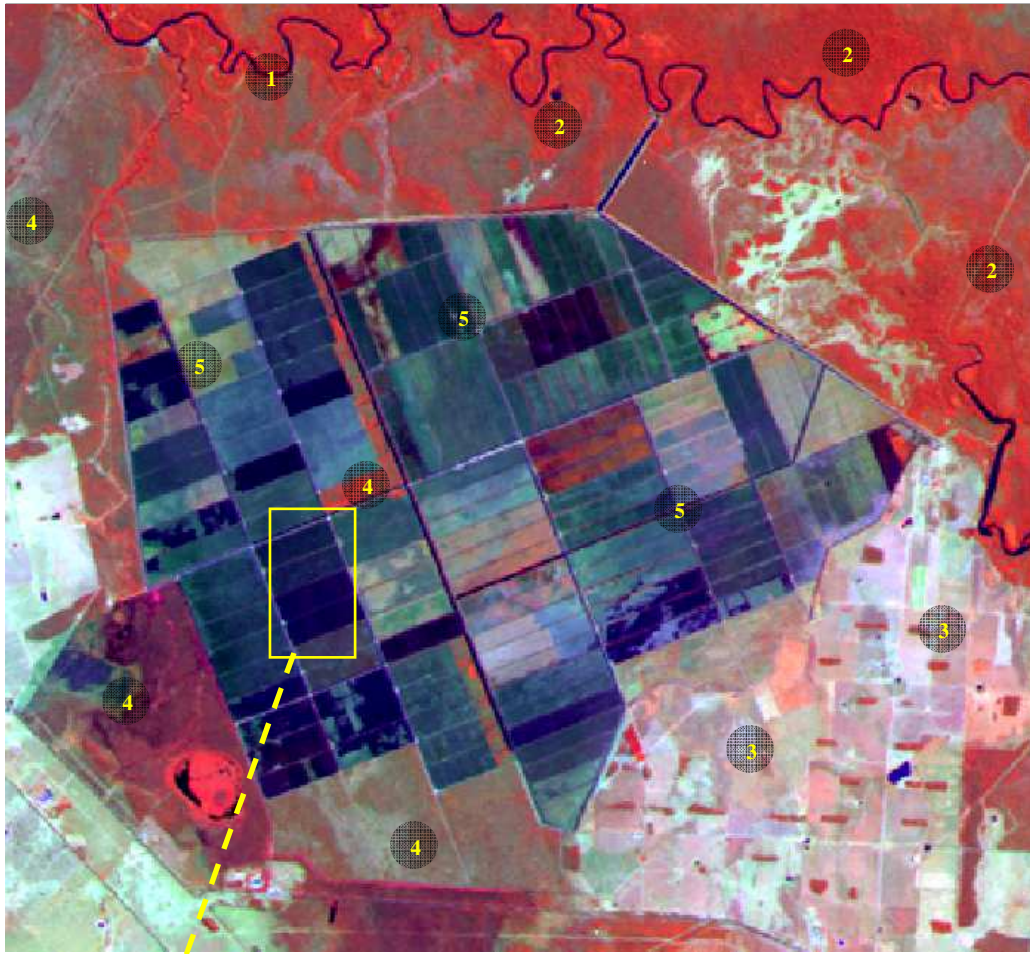
O estudo foi conduzido em uma área de plantio de arroz irrigado (Fazenda San Francisco), à margem esquerda do rio Miranda, município de Miranda – Mato Grosso do Sul (Figura 1). A região encontra-se na borda sudeste do Pantanal de Miranda, sofre influência de inundações sazonais do rio e, de acordo com a classificação de Köepen, o clima é tropical quente e úmido, do tipo AW. Dados obtidos entre 1988 e 2008 registraram uma pluviosidade média de 1.300 mm/ano, com cerca de 70% das chuvas concentradas no período de outubro a março (estação chuvosa) e com uma estação seca estendendo-se de abril a setembro. A inundação natural da região geralmente ocorre nos meses de janeiro a abril.

O cultivo de arroz irrigado ocupa 3.400 ha de área uma área total de 14.000 ha e é realizado desde 1984. Toda a região de plantio é dividida em quadros de cultivo com 200m de largura e 2.000m de extensão, entre os quais existem pistas de deslocamento e canais de irrigação que distribuem água nos quadros conforme necessário (Figura 1). Nos canais de irrigação há o crescimento de vegetação aquática e herbáceo-arbustiva, que é manejada com fogo em certas ocasiões (Figura 2 e 3). A região de entorno da plantação conta com áreas de pastagens nativas e exóticas, áreas de floresta estacional semidecidual, matas ciliares, e remanescentes de cerrado *sensu stricto* (Figura 1).

O manejo da terra para plantio inicia-se em abril e pode estender-se até junho, dependendo das condições climáticas. Nessa fase o solo é arado, revolvido e nivelado, encharcado e drenado logo em seguida. Posteriormente há a aplicação de agroquímicos

56°36'08"O

20°01'38"S



- | | |
|---|--------------------------|
| 1 | Rio Miranda |
| 2 | Mata Ciliar |
| 3 | Pastagens |
| 4 | Remanescentes Florestais |
| 5 | Cultivo de Arroz |
| 6 | Pistas de deslocamento |
| 7 | Canais de irrigação |

Figura 1. Localização e imagem de satélite da Fazenda San Francisco, município de Miranda, MS, e seus componentes de paisagem.







Figura 2. Imagens de um quadro de rizicultura da Fazenda San Francisco, Miranda, MS, em vários estágios do plantio. A) campo em descanso, maio/07; B) campo preparado para receber as sementes, julho/07; C) campo com arroz já germinado, setembro/07; D) campo com a cultura em estágio intermediário de desenvolvimento, novembro/07; E) campo com arroz prestes a ser colhido, janeiro/08 e F) campo depois da colheita do arroz, fevereiro/08.

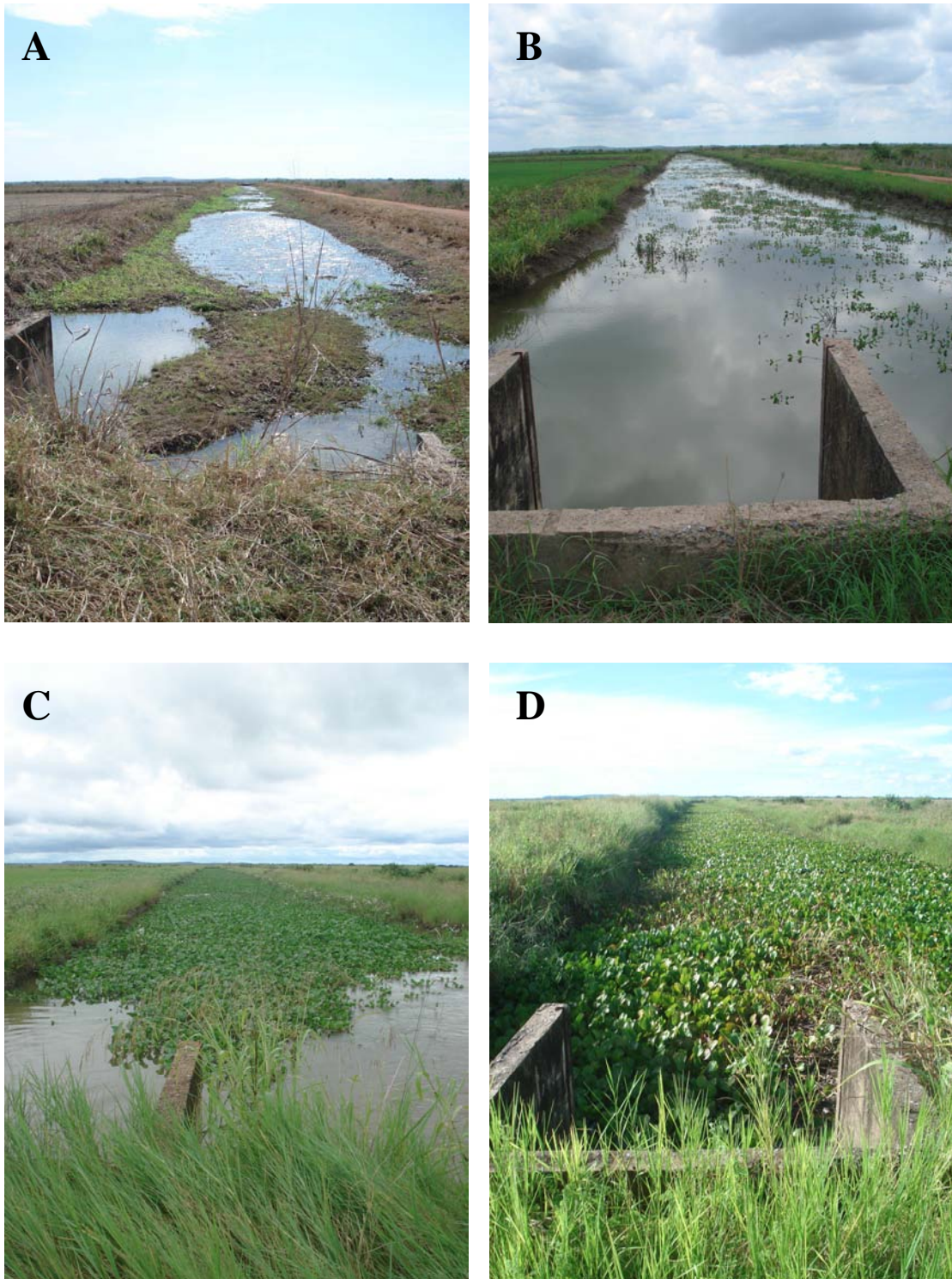


Figura 3. Imagens de um canal de irrigação da Fazenda San Francisco, Miranda, MS, em várias épocas do ano. A) julho/07; B) outubro/07; C) dezembro/07; D) fevereiro/08.

para a eliminação de vegetação indesejada. O plantio propriamente dito ocorre nos meses de julho e setembro. Aplicações de herbicidas, inseticidas e adubos químicos são feitas via maquinário terrestre, entremeadas com alagamento e drenagem da área, até o 30º dia após o plantio. Depois desse período, a plantação é alagada e mantém-se cerca de 10 cm de lâmina d'água até a colheita do arroz, que ocorre entre dezembro e janeiro.

São cerca de 130 dias de alagamento contínuo, quando aplicações de fungicidas, inseticidas e herbicidas são realizadas por aviões agrícolas. Na fase de produção dos grãos a planta atinge a altura máxima de 150 cm. A irrigação da área se dá por meio de captação de água do rio Miranda que circula pela lavoura e depois realimenta os canais de irrigação, reaproveitando os compostos nela contidos e evitando que grandes quantidades sejam despejadas diretamente em áreas naturais. Após a colheita, as áreas recebem novas aplicações de agroquímicos para eliminação de plantas remanescentes, e permanecem sem manejo até o início do próximo ciclo de plantio.

Coleta de dados

A coleta de dados foi efetuada mensalmente entre maio de 2007 e março de 2008. Cinco quadros de plantio foram previamente selecionados para serem acompanhados ao longo do ano. Como a intenção foi caracterizar a comunidade de anuros do ambiente alterado pelo plantio de arroz, os quadros que margeavam outras áreas, como matas ciliares, pastos, entre outros, não foram selecionados para amostragem.

Em cada um dos cinco quadros, três parcelas (20 m x 20 m) foram aleatoriamente distribuídas, somente respeitando a distância mínima de 20 m das bordas dos quadros (canais de irrigação). Essas parcelas eram delimitadas com o auxílio de estacas e barbantes no período da manhã e demarcavam a área de busca ativa percorrida durante a noite, que aconteciam entre 19:30 e 23:00 h. Como as buscas eram padronizadas por área percorrida, sendo três parcelas de 400 m² em cada quadro de plantio, o tempo de busca variou de acordo com as características físicas do quadro. As três parcelas eram mensalmente redistribuídas aleatoriamente, mas os cinco quadros previamente selecionados foram mantidos ao longo de todo o estudo.

Durante a busca ativa todos os indivíduos encontrados eram identificados, quantificados, e mantidos em sacos plásticos até a finalização da busca em toda a área da parcela, impedindo, assim, que as abundâncias fossem superestimadas. A amostra da comunidade presente em um quadro de plantio foi composta pela soma dos indivíduos encontrados nas três parcelas, enquanto a amostra da comunidade de anuros no arrozal

foi representada pela soma das amostras dos cinco quadros amostrados. As espécies encontradas nos canais de irrigação e bordas da área da plantação foram registradas, mas não foram quantificadas, visto que o objetivo principal do trabalho foi conhecer as espécies capazes de utilizar e permanecer no ambiente específico do plantio.

Medidas de temperatura do ar foram efetuadas no momento das buscas e características físicas como a presença de água no solo, presença de arroz germinado e tamanho das plantas de arroz foram também anotadas para cada quadro de plantio amostrado. A temperatura do mês, utilizada nas análises, foi definida pela média das temperaturas registradas nos dias de amostragem do mês em questão. A pluviosidade mensal foi considerada como a quantidade de chuva acumulada até o último dia do mês em questão.

Análise de dados

Para testar a influência da temperatura e umidade na riqueza de espécies, abundância total de anuros e na abundância de indivíduos das espécies encontradas nos campos de cultivo foi usada a análise de Correlação de Spearman (Zar 1999). Para tal, os valores de abundância e riqueza dos cinco quadros de plantio foram somados e trabalhou-se com um valor de abundância e riqueza de anuros representando a comunidade encontrada em cada mês na área do plantio.

Utilizou-se Teste t para verificar se a abundância média das espécies diferiu entre períodos em que os campos de plantio permaneceram inundados e períodos em que estavam sem inundação. Para tal, cada quadro de plantio em cada mês diferente foi considerado uma amostra diferente, obtendo-se assim 55 amostras (cinco quadros de plantio x 11 meses amostrados).

Resultados

Das 17 espécies encontradas em toda área da plantação de arroz, incluindo suas bordas e canais de irrigação, oito espécies de anuros, pertencentes a cinco gêneros e quatro famílias, foram registradas ocupando o interior dos quadros de plantio (Tabela 1). A família Leptodactylidae predominou tanto em número de espécies quanto em número de indivíduos registrados, seguida por Hylidae, Bufonidae e Microhylidae. A espécie mais abundante durante todo o período de estudo foi *Leptodactylus chaquensis*, seguida por *Dendropsophus nanus* e *L. podicipinus* e sendo *Scinax acuminatus* e *Elachistocleis* cf. *bicolor* as espécies com menores números de indivíduos encontrados (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de anuros registradas nos quadros de plantio, canais de irrigação e bordas da plantação de arroz da Fazenda San Francisco, Miranda – MS, entre maio de 2007 e março de 2008. As espécies em destaque são as que foram encontradas utilizando especificamente os quadros de plantio. Os números à direita representam as abundâncias registradas durante todo o período de amostragem.

FAMÍLIA/ESPÉCIES	N
Família Bufonidae	
<i>Rhinella granulosa</i> (Spix, 1824)	71
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	
Família Hylidae	
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	173
<i>Hypsiboas punctatus</i> (Schneider, 1799)	
<i>Hypsiboas raniceps</i> Cope, 1862	
<i>Phyllomedusa azurea</i> Cope, 1862	
<i>Pseudis limellum</i> (Cope, 1862)	
<i>Pseudis paradoxa</i> (Linnaeus, 1758)	
<i>Scinax acuminatus</i> (Cope, 1862)	17
<i>Scinax nasicus</i> (Cope, 1862)	
Família Leiuperidae	
<i>Physalaemus albonotatus</i> (Steindachner, 1864)	
<i>Pseudopaludicola</i> sp.	
Família Leptodactylidae	
<i>Leptodactylus chaquensis</i> Cei, 1850	327
<i>Leptodactylus elenae</i> Heyer, 1978	46
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	33
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	114
Família Microhylidae	
<i>Elachistocleis</i> cf. <i>bicolor</i>	16

Tabela 2. Meses de ocorrência (células escuras) das espécies de anuros nos quadros de plantio de arroz da Fazenda San Francisco, Miranda – MS, entre maio de 2007 e março de 2008.

ESPÉCIE	2007					2008					
	Maio	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março
<i>Dendropsophus nanus</i>					■	■	■	■	■	■	■
<i>Elachistocleis cf. bicolor</i>	■			■		■		■	■		
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	■				■	■	■	■	■	■	■
<i>Leptodactylus elenae</i>	■							■	■	■	■
<i>Leptodactylus fuscus</i>	■				■	■	■	■	■	■	■
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	■				■	■	■	■	■	■	■
<i>Rhinella granulosa</i>	■			■	■	■			■	■	■
<i>Scinax acuminatus</i>	■						■	■	■	■	■

Os meses entre meados e final da estação chuvosa (dezembro a maio) foram os meses que apresentaram maior riqueza e maior abundância total de anuros (Figura 4). Nos meses de junho e julho nenhum indivíduo foi registrado nas amostragens (Tabela 2, Figura 4).

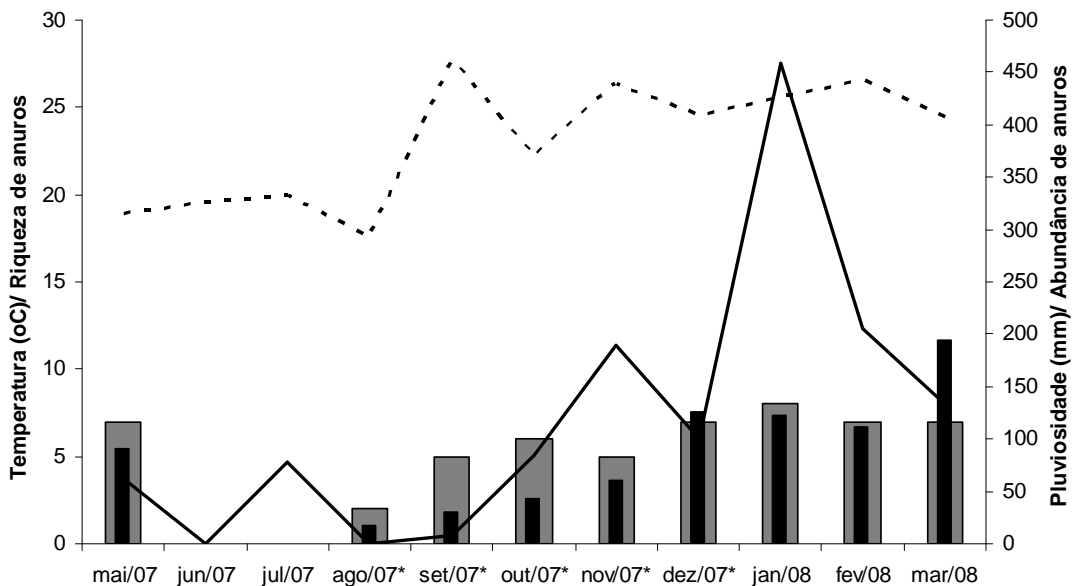


Figura 4. Temperaturas médias (linha pontilhada), pluviosidade (linha cheia), riqueza de espécies (barras claras) e abundância de anuros (barras escuras) registrados nos campos de plantio de arroz da Fazenda San Francisco, Miranda – MS, entre maio de 2007 e março de 2008. Os meses nos quais os campos de plantio permaneceram inundados estão marcados com *.

Leptodactylus chaquensis, *L. fuscus* e *L. podicipinus* foram as espécies com padrão de variação mais parecidos ao longo da amostragem (Figura 5). No final da estação chuvosa e início da seca (maio), com os campos de plantio estando sem cobertura vegetal e sem inundações provocadas, alguns indivíduos foram registrados e voltaram a ser encontrados somente no final da estação seca (setembro), com os campos inundados para a germinação do arroz. A partir daí, suas abundâncias foram aumentando até atingirem seus picos, para as respectivas espécies, no mês de março (meado/final da estação chuvosa e estando os campos de plantio em descanso, sem inundações).

Leptodactylus elenae apresentou maior abundância relativa de indivíduos registrados no mês de maio, não foi registrada entre os meses de junho e novembro e, a partir de dezembro (meio da estação chuvosa, estando os campos de plantio inundados e o arroz prestes a ser colhido), teve a abundância de indivíduos aumentada gradativamente até o fim das amostragens (Figura 5).

Dendropsophus nanus foi registrada a partir de setembro (final da estação seca e início da chuvosa, com campos de plantio inundados e arroz já germinado), teve sua maior abundância relativa registrada no mês de dezembro e apresentou variações na abundância entre janeiro e março (Figura 5).

Não houve registros de *Scinax acuminatus* entre os meses de junho e outubro. O maior valor de abundância relativa foi encontrado em janeiro (meio da estação chuvosa, com o arroz atingido altura máxima e os campos inundados), diminuindo gradativamente até o final das coletas (Figura 5). Para *Rhinella granulosa* e *Elachistocleis cf. bicolor* nenhum padrão de variação nas abundâncias relativas foi evidenciado durante o estudo (Figura 5).

A abundância total de anuros e a riqueza de espécies encontradas foram positivamente correlacionadas com a pluviosidade do mês em questão, mas não se correlacionaram significativamente com a temperatura média dos dias de amostragens (Figura 6). Dentre as espécies, *Leptodactylus fuscus* teve sua abundância positiva e significativamente correlacionada com a temperatura e pluviosidade, as abundâncias de *L. chaquensis*, *L. podicipinus*, *Dendropsophus nanus* e *Scinax acuminatus* estiveram correlacionadas somente com a pluviosidade e a abundância de *Elachistocleis cf. bicolor*, *L. elenae* e *Rhinella granulosa* não apresentaram correlação significativa com os índices de chuva e temperatura registrados nas amostragens (Tabela 3).

A abundância média de indivíduos de *Leptodactylus chaquensis*, *L. fuscus*, *L. podicipinus* e *Scinax acuminatus* em quadros de plantio nos períodos que permaneceram com lâmina d'água (período entre plantação e colheita do arroz) foi significativamente menor que nos período em que os quadros não estavam inundados ($t = 2,5$ e $p = 0,015$, $t = 2,5$ e $p = 0,016$, $t = 2,1$ e $p = 0,043$, $t = 2,2$ e $p = 0,03$, respectivamente). Essa diferença não foi significativa para as abundâncias médias de *Dendropsophus nanus*, *Elachistocleis cf. bicolor* e *Rhinella granulosa* ($t = 0,1$ e $p = 0,901$, $t = 0,3$ e $p = 0,721$, $t = -0,3$ e $p = 0,767$, respectivamente). O teste estatístico não pode ser efetuado para as abundâncias médias de *Leptodactylus elenae* porque durante o período em que os quadros permaneceram inundados somente um indivíduo dessa espécie foi amostrado,

fato que, por si só, já evidencia uma relação negativa da espécie com a presença de lâmina d'água.

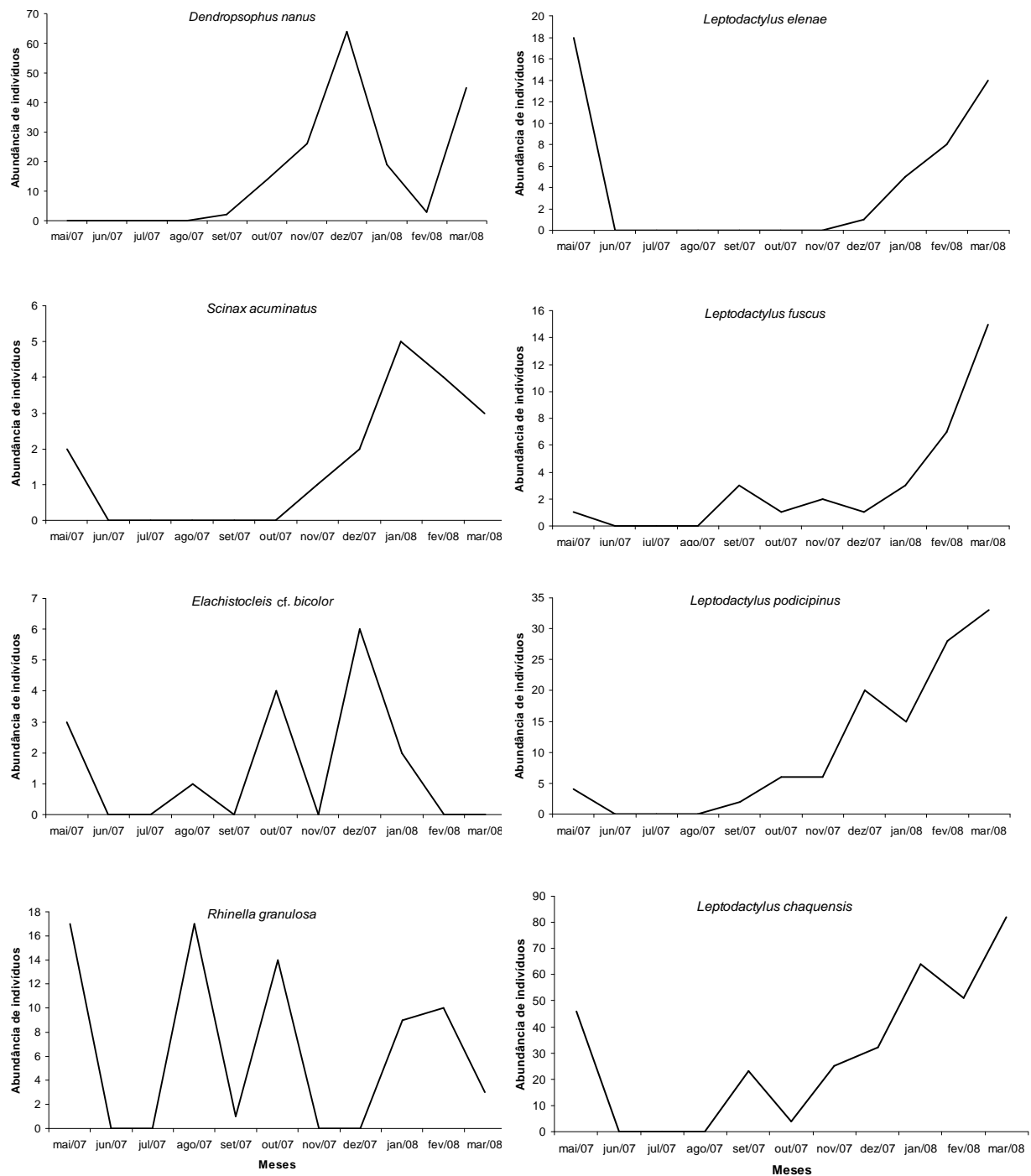


Figura 5. Abundância absoluta das oito espécies de anuros encontrados nos campos de plantio de arroz da Fazenda San Francisco, Miranda – MS, entre maio de 2007 e março de 2008.

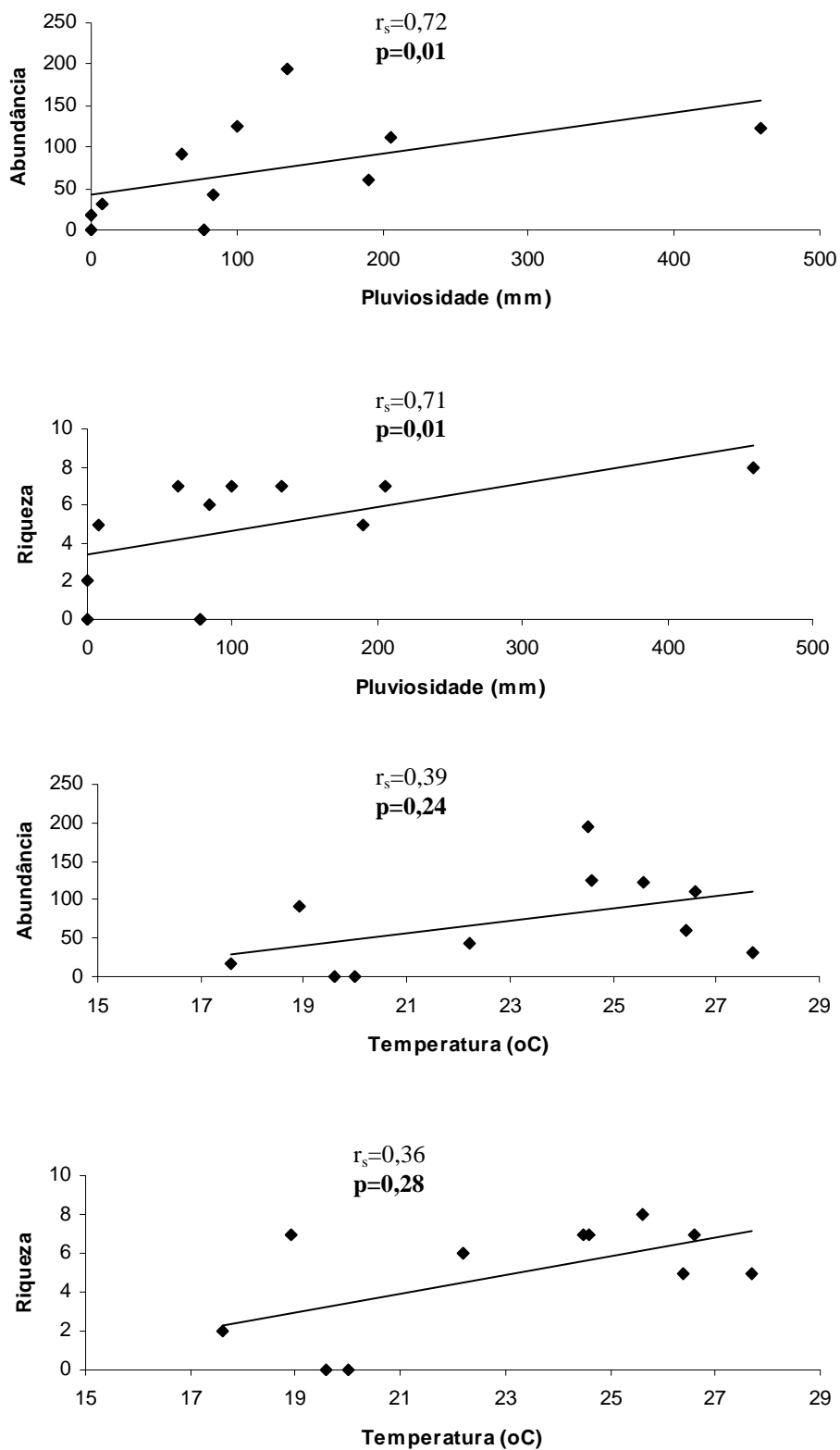


Figura 6. Relação entre abundância e riqueza de anuros e variáveis ambientais registradas nos campos de plantio de arroz da Fazenda San Francisco, Miranda – MS, entre maio de 2007 e março de 2008.

Tabela 3. Valores de correlação de Spearman e significância entre as abundâncias das oito espécies de anuros e as variáveis climáticas registradas na área de plantio de arroz da fazenda San Francisco, Miranda – MS, entre maio de 2007 e março de 2008. Os valores estatisticamente significativos estão em destaque.

Espécies	Pluviosidade		Temperatura	
	r_s	p	r_s	p
<i>Dendropsophus nanus</i>	0,72	0,01	0,57	0,07
<i>Elachistocleis cf. bicolor</i>	0,03	0,92	-0,29	0,34
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	0,75	<0,01	0,46	0,16
<i>Leptodactylus elenae</i>	0,46	0,16	0,04	0,9
<i>Leptodactylus fuscus</i>	0,70	0,02	0,75	<0,01
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	0,82	<0,01	0,53	0,09
<i>Rhinella granulosa</i>	-0,07	0,83	-0,33	0,33
<i>Scinax acuminatus</i>	0,81	<0,01	0,38	0,25

Discussão

As grandes modificações físicas notadas na área estudada referem-se à substituição de um ambiente heterogêneo, representado pela vegetação nativa, por uma vegetação dominante de gramíneas (campos de plantio) bem como alterações no ciclo de inundações da área através do manejo das inundações do plantio. A relativa baixa riqueza encontrada nesse trabalho, por si só, já pode ser considerada um reflexo das alterações causadas no ambiente devido à agricultura.

Em planícies de inundação como o Pantanal, a recorrência de inundações alternadas a períodos secos são os principais fatores ecológicos determinantes dos padrões de diversidade (Oliveira & Calheiros 2000, Junk & Wantzen 2004). Assim, qualquer mudança maior no padrão hidrológico natural pode afetar profundamente as condições ecológicas e modificar o número de espécies, distribuição e abundância dos indivíduos, bem como alterar a produtividade de todo o ecossistema local (Junk *et al.* 2006).

Dentre todas as variáveis ambientais relacionadas à comunidade de anuros em um estudo no Pantanal de Poconé, o pulso de inundação (representado pelas variações na profundidade da coluna d'água) demonstrou ser a principal força atuante na

distribuição das espécies de anuros, além de influenciar os padrões de riqueza e abundância deste grupo (Valério-Brun 2008). No presente trabalho, a manutenção da inundação entre os meses de agosto a dezembro/janeiro pode ter desfavorecido espécies terrestres como *Leptodactylus elenae*, *L. fuscus* e *L. podicipinus* que foram registrados em abundâncias menores quando os quadros de cultivo permaneceram com lâmina d'água.

Mesmo ainda não tendo sido registrado especificamente para o bioma em questão, a heterogeneidade ambiental também tem sido reconhecida como uma das explicações para a variação na diversidade de espécies conhecidas da herpetofauna de outras regiões (Colli *et al.* 2002, Haddad & Prado 2005) e provavelmente esse padrão ocorre na planície pantaneira e entorno. A maior heterogeneidade ambiental pode promover maior disponibilidade de nichos usados pelos anuros de diversas formas, como forrageio, refúgio e proteção contra dessecação, e, dessa forma, aumentar a quantidade de espécies e indivíduos que um ambiente suporta (Guerry & Hunter Jr. 2002).

Em contraste com as oito espécies encontradas nos campos de plantio, e com as 17 espécies nos 3900ha da plantação, dados de campo, de coleções e de bibliografias sugerem que entre 30 e 35 espécies de anuros podem ser encontradas em um mesmo sítio nas localidades do Pantanal (Strüssmann *et al.* 2007). Em um estudo realizado na mesma sub-região da planície e com uma área equivalente ao presente trabalho, Prado *et al.* (2005) registraram 24 espécies distribuídas em cinco famílias. Valério-Brun (2008) estimou uma riqueza de 24 a 26 espécies (também distribuídas em cinco famílias) em uma área de 2.500 ha no pantanal de Poconé – MT enquanto Ávila & Ferreira (2004) encontraram um total de 16 espécies (novamente distribuídas em cinco famílias) em uma área urbana no município de Corumbá – MS. O presente estudo e o realizado por Ávila & Ferreira (2004) compartilham a ocorrência de 10 espécies, principalmente as de hábitos generalistas, que poderiam sugerir que a área de plantio tornou-se semelhante a um ambiente urbano quanto aos recursos e condições que oferecem para alguns indivíduos. Mas os requerimentos de hábitat de sete espécies encontradas na área de plantio e ausentes na área urbana (*Elachistocleis* cf. *bicolor*, *Hypsiboas punctatus*, *H. raniceps*, *Leptodactylus elenae*, *L. podicipinus*, *Pseudis limellum* e *Pseudopaludicola* sp.) demonstram que certas características dos ambientes naturais parecem se manter na área de cultivo, ou que a biodiversidade presente nesta é beneficiada pela proximidade com áreas naturais.

Limitações estruturais do ambiente podem ser grandes responsáveis pela riqueza diminuída na área do arrozal em comparações com áreas naturais. Espécies da família Leiuperidae, presentes nos estudos anteriormente citados e que não ocorreram na região de plantio de arroz, são comumente encontradas em áreas abertas do Pantanal, mas geralmente estão associadas a vegetações gramíneo-herbáceas como a que existe em regiões brejosas ou a corpos d'água temporários, para onde se deslocam para reproduzir-se (Uetanabaro *et al.* 2008). No presente trabalho, *Physalaemus albonotatus* e *Pseudopaludicola* sp. foram observados em atividade de forrageio e reprodução em canais de irrigação onde existiam vegetação arbustiva e rasteira, mas não foram encontrados nos quadros de plantio. Provavelmente a falta de cobertura vegetal nos quadros nas épocas de intervalo das culturas e a relativa grande profundidade da coluna da água na época de cultivo não permitem que indivíduos dessa espécie ocupem os quadros em nenhuma época do ano.

Da mesma forma, a ausência de arbustos e árvores deve ser um fator limitante para a ocorrência de espécies de hilídeos de maior porte como *Hypsiboas raniceps* e *Trachycephalus venulosus* pois estes são locais preferidos como sítio de vocalização e forrageamento por estas espécies (Uetanabaro *et al.* 2008). A dificuldade de estabelecimento de vegetação aquática típica de ambientes naturais como macrófitas, mesmo quando os campos permanecem alagados por longos períodos, pode comprometer a ocupação desses por espécies como *Hypsiboas punctatus*, *Pseudis limellum* e *P. paradoxa* que ocorrem em grandes abundâncias nos canais de irrigação.

Visto que em anuros a partição de nichos tróficos, espaciais e temporais permite a co-ocorrência de um maior número de espécies (Hill & Hill 2001), a competição por recursos tanto alimentares como espaciais e temporais também pode estar agindo e impedindo que espécies com comportamentos e requerimentos semelhantes aos das espécies que ocorrem nos quadros de plantio permaneçam nestes locais. Candeira (2007) atribuiu a baixa diversidade da comunidade de anuros encontrada em uma área de pastagens no estado de São Paulo à homogeneização sofrida em resposta às práticas agrícolas, que diminuiu a quantidade de micro-ambientes chave para a ocorrência das espécies.

Apesar de os métodos usados não separarem a influência do ambiente físico e das variáveis climáticas, a estrutura do ambiente parece agir também sobre a ocorrência e abundância das espécies que utilizam os quadros de plantio. Em outros estudos na planície pantaneira, Prado *et al.* (2005) e Valério-Brun (2008) registraram maior riqueza

de espécies no início da estação chuvosa, com redução deste número até o fim dessa estação. No presente trabalho, porém, a maior riqueza de espécies em atividade nos campos de cultivo foi registrada de meados para o final da estação chuvosa, período em que as plantas de arroz atingem sua altura máxima e são, posteriormente, colhidas. Esse fato pode ser reflexo da dificuldade de estabelecimento da maioria de espécies nos quadros de cultivo no início da estação chuvosa devido a existência de lâmina d'água na região. Os leptodactídeos, por exemplo, tiveram suas abundâncias diminuídas nessa época, apesar de as variáveis climáticas serem favoráveis à sua atividade. Outro exemplo é a ocorrência de *Dendropsophus nanus* e *Scinax acuminatus* em grandes números nos meses de dezembro e janeiro, que pode ser explicada pela disponibilidade de sítios de vocalização disponível nesses períodos, quando as plantas de arroz atingem suas alturas máximas. A relação entre essas espécies e a cobertura de gramínea do ambiente já foi evidenciada em outra sub-região do Pantanal (Valério-Brun 2008) e a utilização das plantas de arroz de maneira semelhante às gramíneas naturais evidencia uma possível plasticidade de algumas espécies às alterações sofridas na área.

Quanto à variação da comunidade em função de variáveis ambientais, para espécies de anuros tropicais a chuva é considerada como o maior fator extrínseco que controla a atividade e reprodução (Prado *et al.* 2005) e essa relação já foi observada em diferentes regiões (Ávila & Ferreira 2004, Brasileiro *et al.* 2005, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Santos *et al.* 2007). De acordo com Junk *et al.* (1989) a quantidade e distribuição das chuvas locais no início da estação chuvosa afetam fortemente a composição e produtividade da comunidade de plantas, bem como o ciclo de vida de vários animais. Apesar disso, existem poucos indícios concretos que essa variável atua como o principal fator que estrutura, globalmente, a comunidade de anuros (Bastazini *et al.* 2007).

Nos campos de rizicultura do presente estudo a pluviosidade se correlacionou positivamente com a riqueza e abundância geral de anuros provavelmente por possibilitar condições ideais para atividades de forrageamento e reprodução para a maioria das espécies que são hábeis em ocupar esse ambiente alterado. As espécies que fugiram desse padrão apresentam característica de utilização de hábitat que parecem justificar ausência de resposta direta à quantidade de chuvas. *Rhinella granulosa*, por exemplo, é uma espécie terrestre bastante generalista que se utiliza da coluna d'água e da vegetação aquática para atividades reprodutivas. Por isso ocupou ao acaso os quadros de plantio, hora utilizando a área, hora utilizando áreas próximas como os canais de

irrigação. *Leptodactylus elenae*, ao contrário, tem requerimentos bem específicos de hábitat, pois constroem ninhos subterrâneos durante a reprodução que devem ser posteriormente alagados, e, seguindo o ciclo natural de cheias, a construção dos ninhos deve ocorrer em áreas terrestres entre os meses de setembro a março (Prado *et al.* 2005, Candiotti *et al.* 2007). Porém, devido à inundação manipulada do plantio, os locais para construção dos ninhos só ficam disponíveis nos quadros de arroz após a colheita (dezembro/janeiro), o que parece interferir em uma resposta direta entre pluviosidade e abundância dos indivíduos encontrados. *Leptodactylus fuscus*, apesar de apresentar a mesma estratégia reprodutiva de *L. elenae*, é mais generalista quanto às condições físicas do ambiente e respondeu bem à variação das chuvas. *Elachistocleis cf. bicolor* pelo fato de ter hábitos terrestres/fossoriais (Uetanabaro *et al.* 2008) foi registrada tanto nos meses de seca e de quadros sem água como nos meses da estação chuvosa e com quadros inundados. Segundo Pinto (2006) para muitas espécies da herpetofauna os requerimentos reprodutivos e a dependência de corpos d'água numa fase da vida podem produzir flutuações no uso do hábitat e mascarar os padrões relativos ao efeito de fatores ambientais.

Trabalhos realizados em diversas regiões do mundo têm ressaltado a importância de agrossistemas de arroz como mantenedores e refúgios da biodiversidade principalmente de organismos aquáticos devido à peculiaridade de suas práticas comparadas às outras culturas (Fernando 1995, 1996). Segundo esses estudos, campos de arroz, junto com habitats aquáticos e terrestres contíguos, criam um mosaico rico e dinâmico que abriga uma grande diversidade biológica mantida pela rápida colonização e reprodução/desenvolvimento dos organismos nessas áreas.

No entanto, Bambaradenya *et al.* (2004) destacam que os agrossistemas de arroz precisam estar inseridos em um ambiente heterogêneo e que a sobrevivência dos organismos que ocupam essas áreas é altamente dependente de suas tolerâncias fisiológicas às rápidas mudanças que ocorrem no cultivo ou a habilidades efetivas de imigração e emigração. Adicionalmente, os indivíduos que se estabelecem em riziculturas têm de lidar com várias práticas agrícolas que podem causar efeitos negativos tanto fisiológicos como populacionais (Beja & Alcazar 2003, Davidson 2004). Pode ser assumido que, quando os campos de arroz substituem áreas alagadas naturais, somente os organismos mais generalistas e com alta resiliência sobrevivem (Doody *et al.* 2006).

Em campos de rizicultura do nordeste da Argentina, Duré *et al.* (2008) registraram padrões de ocupação por anuros bastante semelhantes aos do presente trabalho. Vinte e seis espécies foram encontradas na região, sendo nove registradas especificamente nos quadros de plantio e sendo *Leptodactylus chaquensis* e *Dendropsophus nanus* duas das três espécies mais abundantes. Segundo os autores, os fragmentos naturais, canais de irrigação e outras áreas do plantio que propiciam a formação de lagoas temporárias com vegetação aquática são elementos da paisagem que permitem o uso dos campos de cultivo pelos anuros e funcionam como locais de refúgio em condições severas.

Conhecer como as espécies reagem e usam um ambiente agrícola é essencial para futuros esforços de conservação que serão necessários, visto que o desmatamento de áreas naturais para sustentar a expansão agrícola existente na maioria dos estados brasileiros, e em várias regiões do mundo, é constante e inevitável. Os dados obtidos no presente trabalho mostraram que a área de plantio de arroz do pantanal de Miranda, no estado de Mato Grosso do Sul, permite a permanência somente das espécies mais generalistas de anuros conhecido para a planície pantaneira, e que a manutenção da diversidade nessas áreas parece ser extremamente dependente da heterogeneidade promovida pela associação do plantio com áreas de remanescentes naturais e pelos canais de irrigação que funcionam como refúgios e fonte de indivíduos que ocuparão os quadros de cultivo quando estes ambientes se tornarem propícios.

Referências Bibliográficas

- Ávila R.W. & Ferreira V.L. 2004. Riqueza e densidade de vocalização de anuros (Amphibia) em uma área urbana de Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **21(4)**: 887-892.
- Baker J.M. & Halliday T.R. 1999. Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. **Herpetological Journal** **9**: 55-63.
- Bambaradenya C.N.B., Edirisingue J.P. & De Silva D.N. 2004. Biodiversity associated an irrigated rice agro-ecosystem in Sri Lanka. **Biodiversity and Conservation** **13**: 1715-1753.
- Bastazini C.V. Munduruca J.F.V., Rocha P.L.B. & Napoli M.F. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition?

- A case study in the Restinga of Mata São João, Bahia, Brazil. **Herpetologica** **63(4)**: 459-471.
- Beebee T.J.C. & Griffiths. R.A. 2005. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? **Biological Conservation** **125**: 271-285.
- Beja P. & Alcazar C. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. **Biological Conservation** **144**: 317-326.
- Berril M., Bertram S., McGillivray L., Kolohon M. & Pauli B. 1994. Effects of low concentrations of forest-use pesticides on frog embryos and tadpoles. **Environmental Toxicology and Chemistry** **13**: 657-664.
- Brasileiro C.A., Sawaya R.J., Kiefer M.C., Martins M. 2005. Amphibians of an cerrado fragment in Southeastern Brazil. **Biota Neotropica** **5(2)**: 97-105.
- Candeira C.P. 2007. Estrutura de comunidades e influência da heterogeneidade ambiental na diversidade de anuros em áreas de pastagem no sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista de São José do Rio Preto (Biologia Animal).
- Candioti M.F.V., Brusquetti F. & Netto F. 2007. Morphological characterization of *Leptodactylus elenae* tadpoles (Anura: Leptodactylidae: *L. fuscus* group), from central Paraguay. **Zootaxa** **1435**: 1-17.
- Colli G.R., Bastos R.P. & Araújo A.F.B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. **Cerrado of Brazil: Ecology and Natural History of Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York.
- Davidson C. 2004. Declining downwind: amphibian population declines in California and historical pesticide use. **Ecological applications** **14**: 1892-1902.
- Doody J.S., Osborne W., Bourne D., Rennie B. & Sims R.A. 2006. Vertebrate biodiversity on Australian rice farms. **Rural Industries Research and Development Corporation**. Austrália.
- Duré M., Kehr A.I., Schaefer E.F. & Mangaroni F. 2008. Diversity of amphibians in rice fields from northeastern Argentina. **Itersciencia** **33(7)**: 523-527.
- Elphick C.S. 2000. Functional equivalency between rice fields and semi-natural wetland habitats. **Conservation Biology** **14**: 181-191.
- Elphick C.S. 2004. Assessing conservation trade-offs: identifying the effects of flooding rice fields for waterbirds on non-target species. **Biological Conservation** **117**: 105-110.

- Fasola M. & Ruiz X. 1996. The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean Region. **Colonial Waterbirds** **19**: 122-128.
- Feder M.E. & Burggren W.W. 1992. **Environmental Physiology of the Amphibians**. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Fernando C.H. 1995. Rice fields are aquatic, semi-aquatic, terrestrial and agricultural: a complex and questionable limnology. **Tropical Limnology** **1**: 121-148.
- Fernando C.H. 1996. Ecology of rice fields and its bearing on fisheries and fish culture. **Perspectives in Asian Fisheries**. Asian Fisheries Society, Manila, Philippines.
- Fujioka M. & Lane S.J. 1997. The impact of changing irrigation practices in rice fields on frog population of the Kanto Plain, central Japan. **Ecological Research** **12**: 101-108.
- Funk W.C., Greebe A.E., Corn P.S. & Allendorf F.W. 2005. High dispersal in a frog species suggest that it is a vulnerable to hábitat fragmentation. **Biology Letters** **1(1)**:1-4.
- Guerry A.D. & Hunter Jr. M.L. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forest and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. **Conservation Biology** **16(3)**: 745-754.
- Gray M.J., Smith L.M. & Brenes R. 2004. Effects of agricultural cultivation on demographics of Southern High Plains amphibians. **Conservation Biology** **18**: 1368-1377.
- Haddad C.F.B. & Prado C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **Bioscience** **55(3)**: 207-217.
- Harris M.B., Tomas W., Mourão G., Silva C.J., Guimarães E., Sonoda F. & Fachim E. 2005. Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and conservation initiatives. **Conservation Biology** **19(3)**: 714-720.
- Hill J.L. & Hill R.A. 2001. Why are tropical rain forest so species rich? Classifying, reviewing and evaluating theories. **Progress in Physical Geography** **25(3)**: 326-354.
- Hole D.G., Perkins A.J., Wilson J.D., Alexander I.H., Grice P.V. & Evans A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? **Biological Conservation** **122**: 113-130.
- Joly P., Miaud C., Lehmann A. & Grolet O. 2001. Hábitat matrix effects on pond occupancy in newts. **Conservation Biology** **15**: 239-248.

- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain system. **Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Science 106**: 110-127.
- Junk, W.J. & Watzen K.M. 2004. The flood pulse concept: news aspects, approaches and application – an update. *In: II Internacional Symposium on the management of large rivers for fisheries*. Bangkok.
- Junk W.J., Cunha C.N., Wantzen K.M., Petermann P., Strüssmann C., Marques M.I. & Adis J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Sciences 68**: 278-309.
- Kats L.B. & Ferrer R.P. 2003. Alien predator and amphibian declines: review of two decades of science and transition to conservation. **Diversity Distribution 9(2)**: 99-110.
- Knutson M.G., Richardson W.B., Reineke D.M., Gray B.R., Parmelee J.R. & Weick S.E. 2004. Agricultural ponds support amphibian populations. **Ecological Applications 14**: 669-684.
- Lemly A.D., Kingsford R.T. & Thompson J.R. 2000. Irrigated agriculture and wildlife conservation: conflict on a global scale. **Environmental Management 25**: 485-512.
- Maeda T. 2001. Patterns of birds abundance and hábitat use in rice fields of the Kanto Plain, central Japan. **Ecological Research 16**: 569-585.
- Mato Grosso do Sul. 1989. **Macrozoneamento geambiental do Estado de Mato Grosso do Sul**. Secretaria de Planejamento e Obras de Mato Grosso do Sul – SEPLAN. Campo Grande, MS.
- McLaughlin A. & Pierre M. 1995. The impact of agriculture practices on biodiversity. **Agriculture, Ecosystems and Environment 55**: 201-212.
- Miranda J.R. & Miranda E.E. 2004. Sistemas de produção orgânica de cana-de-açúcar: monitoramento qualificado de biodiversidade. **Embrapa Comunicado Técnico 13**: 1-20.
- Oliveira M.D. & Calheiros D.F. 2000. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. **Hydrobiologia 427**: 101-112.
- Peh K.S.H., Jong J., Sodhi N.S., Lim S.L.H. & Yap C.A.M. 2005. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural hábitats of southern Peninsular Malaysia. **Biological Conservation 123**: 489-505.

- Piha H. 2006. Impacts of agriculture on amphibians at multiple scales. Academic Dissertation. Faculty of Bioscience, University of Helsinki, Finland.
- Pinto M.G.M. 2006. Diversidade beta, métodos de amostragem e influências de fatores ambientais sobre uma comunidade de lagartos na Amazônia Central. Tese de Doutorado, Instituto de Pesquisas da Amazônia (Ecologia).
- Ponce V.M. & Nunues da Cunha C. 1993. Vegetated earthmounds in tropical savannas of Central Brazil: a synthesis with special reference to the Pantanal at Mato Grosso. **Journal of Biogeography** **20(2)**: 219-225.
- Prado, C.P.A., Uetanabaro M. & Haddad C.F.B. 2005. Breeding activity patterns, reproductive modes, and hábitat use by anurans (Amphibia) in seasonal environment in the Pantanal, Brazil. **Amphibia-Reptilia** **26**: 211-221.
- Primack R.B. 2002. **Essentials of Conservation Biology**. Sinauer, Sunderland.
- Santos T.G., Rossa-Feres D.C. & Casatti L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em regiões com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. **Iheringia** **97(1)**: 37-49.
- Sparling D.W., Fellers G.M. & McConnell L.L. 2001. Pesticides and amphibian population declines in Califórnia, USA. **Environmental Toxicology and Chemistry** **20**: 1591-1595.
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., Snoo G.R. & Eden P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. **Journal of Environmental Managemet** **63**: 337-365.
- Strüssmann C., Prado C.P.A., Uetanabaro M. & Ferreira V.L. 2000. Amphibians and reptiles of selected localities in the southern Pantanal and neighboring Cerrado areas, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Bulletin of Biological Assessment** **18**: 98-102.
- Strüssmann C., Ribeiro R.A.K., Ferreira V.L. & Béda A.F. 2007. Herpetofauna do Pantanal brasileiro. *In*: **Herpetologia no Brasil II**. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte – MG
- Tejeda-Cruz C. & Sutherland W.J. 2004. Bird responses to shade coffe production. **Animal Conservsation** **7**: 169-179.
- Teplitsky C., Plénet S. & Joly P. 2004. Hierarchical responses of tadpoles to multiple predators. **Ecology** **85**: 2888-2894.
- Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I. & Thies C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters** **8**: 857-874.

- Uetanabaro M., Prado C.P.A., Rodrigues D.J., Gordo M. & Campos Z. 2008. **Guia de campo dos anuros do Pantanal e planaltos de entorno**. Editora UFMS, Campo Grande, MS e Editora UFMT, Cuiabá, MT.
- Valério-Brun L.M. 2008. Riqueza e abundância de anfíbios (Amphibia-Anura), Pantanal de Poconé, Município de Nossa Senhora do Livramento, Mato Grosso, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso (Ecologia e Conservação da Biodiversidade).
- Vasconcelos T.S. & Rossa-Feres D.C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** 5(2): 67-75.
- Zar J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.

**DIETA E PARTIÇÃO DE RECURSOS TRÓFICOS ENTRE ANUROS DE UM
AGROECOSSISTEMA NO MUNICÍPIO DE MIRANDA,
MATO GROSSO DO SUL.**

Resumo: Particularmente entre os anuros, vários aspectos da ecologia de comunidades estão associados a uma relação entre distribuição das espécies nos ambientes e suas dietas e estas, por sua vez, podem ser influenciadas basicamente por fatores ligados ao modo de forrageamento, a limitações na ingestão das presas e a disponibilidade dos recursos no ambiente. Ambientes alterados e que mantêm certa diversidade em suas áreas, como acontece com os campos de arroz, são úteis para elucidar questões de como os organismos respondem às modificações causadas em seus habitats originais. Nesse trabalho, a dieta de espécies que estão entre as mais abundantes nos campos de cultivo de arroz no município de Miranda (MS) foi descrita e a similaridade e sobreposição na utilização de recursos trófico foi verificada. Nos estômagos de *Leptodactylus chaquensis*, *L. elenae*, *L. podicipinus* e *Rhinella granulosa* foram encontradas 20 categorias de presas, sendo as mais freqüentes Coleoptera, Hymenoptera, larvas de Hexapoda, Hemiptera, Diptera e Orthoptera. A maior riqueza de itens consumidos por *L. chaquensis* provavelmente reflete o fato de essa ser a espécie com maior tamanho corpóreo dentre as analisadas, e a semelhança entre a dieta desta e *L. podicipinus* pode estar ligada à proximidade filogenética entre as duas. *Leptodactylus elenae*, em resposta às suas preferências de habitats, foi a única a ter a dieta dominada por orthópteras e *R. granulosa* apresentou um elevado consumo de himenópteras comumente encontradas em bufonídeos. As maiores diferenças encontradas na dieta dessas espécies nos campos de arroz e em outras localidades podem ser atribuídas à prováveis alterações na disponibilidade de recursos em resposta à alteração do habitat. O valor calculado para a sobreposição de nicho foi maior que o esperado ao acaso, o que sugere que a competição por recursos alimentares não é, ou não tem sido, uma força significativa na determinação da estrutura dessa comunidade de anuros. Duas interpretações não exclusivas foram tomadas como justificativa para esse fato: a alta sobreposição de nichos pode acontecer porque os recursos tróficos disponíveis nos ambientes são suficientes para saciar todas as espécies sem que haja forte competição; ou, o alto grau de sobreposição observado seria uma força que direcionaria para a competição entre as espécies, mas que não tem tempo suficientemente necessário para se expressar como uma divergência nas dietas, por ser o ambiente de cultivo de arroz altamente dinâmico e sofrer modificações cíclicas e constantes em sua estrutura.

Palavras-chave: Sobreposição de nicho, Anfíbios, Pantanal

Abstract: Particularly among anurans, several aspects of the ecology of communities are associated with a relationship between distribution of species in the environments and their diets and these can be influenced mainly by factors related to mode of foraging, limitations on the intake of prey and availability of resources in the environment. Modified locations that keeps some biodiversity in their areas, as the rice fields, are useful to elucidate question how organisms respond to changes caused in their original hábitats. In this study, the diet of species that are among the most abundant in the rice fields of Miranda (MS) was described and the similarity and overlap in utilization of trophic resource was detected. In the stomachs of *Leptodactylus chaquensis*, *L. elenae*, *L. podicipinus* and *Rhinella granulosa* were found 20 categories of prey, and the most frequent were Coleoptera, Hymenoptera, larvae of Hexapoda, Hemiptera, Diptera and Orthoptera. The greatest number of items consumed by *L. chaquensis* probably is related to the fact that this is the largest species among those analyzed, and the similarity with *L. podicipinus* diet may be linked to the phylogenetic proximity between the two. *Leptodactylus elenae*, in response to their habitat preferences, was the only one to have a diet dominated by Orthoptera and *R. granulosa* showed a preference for hymenoptera commonly found in Bufonidae. The great differences found in the diet of these species in rice fields compared to other locations can be attributed to the likely changes in the availability of resources in response to habitat. The value for the niche overlap was larger than expected by chance, suggesting that the competition for food resources is not, or has not been, a significant force in determining the structure of this community of frogs. Two non-exclusive interpretations have been taken as a justification for this fact: the high niche overlap may be because the resources available in trophic environments are sufficient to satisfy all species without any strong competition, or the high degree of overlap would be a force observed that directed to the competition between species, but that is not enough to express itself as a difference in the diets, because the environment of cultivation of rice highly dynamic and changing cyclical and constant in its structure.

Keywords: Niche overlap, Amphibians, Pantanal

Introdução

O hábito alimentar é um aspecto fundamental do nicho ecológico animal e, de um ponto de vista de comunidades, estratégias e características da dieta das espécies podem ser o aspecto central na determinação da dinâmica da competição (Lawlor 1980), interações predador-presa (Richter-Boix *et al.* 2008) e outras interações indiretas da comunidade (Werner & Peacor 2003). De acordo com o princípio da exclusão competitiva, duas espécies que competem pelo mesmo recurso não podem coexistir estavelmente (Hardin 1960), pois uma das duas espécies será mais eficiente na aquisição do recurso (melhor competidora) e levará a outra espécie à extinção com o passar do tempo. Porém, como existe a ação de forças evolutivas e a heterogeneidade do meio, a competição por recursos múltiplos leva a mudanças na utilização dos recursos entre os indivíduos (ou espécies) através da diferenciação de nichos ecológicos e assim, a coexistência de espécies semelhantes em seu uso de recursos é possibilitada (Connell 1980).

Diferenças no uso do espaço, tempo e alimento pelas espécies foram descritas em várias comunidades de anuros e, na maioria dos casos, as dimensões tróficas do nicho ou o uso do microhabitat foram as que apresentaram maior segregação entre as espécies (Duré & Kehr 2001, Duré & Kehr 2004, França *et al.* 2004, Almeida-Gomes *et al.* 2007). Particularmente entre os anuros, vários aspectos da ecologia de comunidades estão associados a uma relação entre distribuição das espécies nos ambientes e suas dietas (Duellman & Trueb 1994). O nicho trófico das espécies depende de fatores intrínsecos e extrínsecos, como desenvolvimento ontogenético, plasticidade na dieta, mudanças na disponibilidade de recursos e distribuição espacial de recursos (Jaksic *et al.* 1993). Mudanças ou diferenças nesses fatores entre as espécies influenciam os padrões de existência e estruturação de comunidades (Lawlor 1980).

Em comunidades recém-estabelecidas, os padrões de uso de recursos pelas espécies podem se originar de habilidades comportamentais ou limites morfológicos plesiomórficos, ou seja, herdados de suas respectivas linhagens ancestrais. O fato de a comunidade ser formada por espécies de ampla distribuição também pode refletir nos padrões, pois o fluxo gênico entre populações de localizações diferentes (e assim, submetidas a diferentes pressões seletivas) pode limitar a diferenciação genética local, o que impede a mudança de certas formas no uso dos recursos (Basso 1990). Por outro lado, a organização de nichos de uma taxocenose pode ser majoritariamente

influenciada pelas interações ecológicas contemporâneas (Caldwell & Vitt 1999, Albrech & Gotelli 2001).

Estudos alimentares de anuros geralmente os descrevem como generalista de comportamentos alimentares oportunistas, consumindo principalmente insetos, aracnídeos, crustáceos, moluscos e, menos frequentemente, pequenos vertebrados como peixes, roedores e outros anfíbios (Damasceno 2005, Schaefer *et al.* 2006, Almeida-Gomes *et al.* 2007, Araújo *et al.* 2007, Mahan & Johnson 2007.), embora existam casos de várias espécies que apresentam preferências em suas dietas (Simon & Toft 1991, Santos *et al.* 2003, Biavati *et al.* 2004).

Nas espécies generalistas, além das diferenças no modo de forrageamento (fator ligado à filogenia das espécies), uma das causas geralmente atribuída a possíveis diferenciações nas dietas é a limitação morfológica da ingestão da presa (Lima 1998). Como anuros ingerem suas presas inteiras, indivíduos com tamanhos corpóreos maiores possuem uma maior abertura bucal e portanto seriam capazes de ingerir presas maiores. Assim, populações com indivíduos de tamanhos corpóreos maiores são capazes de incluir uma maior riqueza de espécies em sua dieta do que aquelas com indivíduos menores, sugerindo que as diferenças na dieta podem ser causadas simplesmente devido a diferenças de tamanhos das presas consumidos (Schoener & Janzen 1968, Lima & Magnusson 1998).

Entre os fatores extrínsecos, a disponibilidade de presas no ambiente é uma grande determinadora da dieta das espécies. Já foram encontradas variações da dieta de indivíduos da mesma população e entre espécies de uma comunidade devido a variações sazonais de disponibilidade de presas (Maneyro *et al.* 2004, Damasceno 2005, Santos *et al.* 2004). Da mesma maneira, variações na dieta também já foram atribuídas ao forrageamento em locais que disponibilizaram diferentes tipos de presas (Hirai & Matsui 2001, França *et al.* 2004).

As hipóteses de sobreposição de nicho e forrageamento ótimo predizem que se a disponibilidade de presas diminui, no primeiro momento a sobreposição de nicho entre as espécies será mais ampla, tendendo a diminuir posteriormente devido à redução da amplitude de nicho de cada espécie ou mudanças da localização das espécies no eixo de recursos consumidos (mudança nas presas consumidas) (Sale 1974). Tal dinâmica está vinculada ao fato que, em sistemas nos quais a competição por recursos é uma das forças que regula a distribuição e abundância das espécies, as populações de uma dada

região irão ajustar as características de seus usos de recursos a fim de minimizar o grau de partição dos recursos limitantes com outras espécies (Haefner 1988).

Em ambientes homogeneizados drasticamente em resposta das alterações antrópicas, a competição por recursos pode ser uma força que age juntamente com as mudanças físicas e químicas, e que direciona a comunidade para uma diminuição de diversidade. Estudos sobre competição, partição de recursos e estrutura de cadeias alimentares dependem do conhecimento dos recursos usados pelos consumidores e potenciais interações associadas à aquisição de recursos alimentares, e podem ser o ponto de partida para o entendimento das respostas dos organismos às mudanças em seus ambientes originais (Caldwell & Vitt 1999).

Nos últimos anos, as paisagens do Mato Grosso do Sul têm sido intensamente degradadas e substituídas por extensas áreas homogêneas resultantes das atividades agrícolas. As diversas formas de ocupação dessas áreas geram mudanças nas características ambientais em escalas espaciais e temporais e, em consequência dessas mudanças, a biodiversidade original tem sido modificada e ameaçada. As respostas de cada população aos impactos causados pelas atividades agrícolas dependem de como elas conseguem lidar com a matriz que permeia os remanescentes de habitats naturais, pois eles podem servir desde barreiras e sumidouros de espécies, até uma potencial área a ser colonizada. Ambientes alterados e que mantém certa biodiversidade em suas áreas, como acontece com os campos de arroz, são úteis para elucidar questões de como os organismos respondem às modificações causadas em seus habitats originais. Nesse trabalho, objetivou-se caracterizar a dieta de algumas das espécies de anuros mais abundantes encontradas nos campos de arroz no município de Miranda (MS) e verificar a similaridade e sobreposição na utilização de recursos tróficos entre as espécies.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido entre maio de 2007 e março de 2008 em uma área de plantio de arroz irrigado, à margem esquerda do rio Miranda, município de Miranda – Mato Grosso do Sul (Figura 1). A região encontra-se na borda sudoeste do Pantanal de Miranda, sofre influência de inundações sazonais do rio e, de acordo com a classificação de Köepen, o clima é tropical quente e úmido, do tipo AW. Dados obtidos entre 1988 e 2008 registraram uma pluviosidade média de 1.300 mm/ano, com cerca de 70% das chuvas concentradas no período de outubro a março (estação chuvosa) e com

uma estação seca estendendo-se de abril a setembro. O cultivo de arroz irrigado ocupa 3.400 ha de área uma área total de 14.000 ha e é realizado desde 1984. A região de entorno da plantação conta com áreas de pasto nativo, pasto introduzido e manejado, áreas de floresta estacional semidecidual, matas ciliares , e remanescentes de cerrado (Figura 1). Toda a região de plantio é dividida em quadros de cultivo com 200m de largura e 2.000m de extensão, entre os quais existem pistas de deslocamento e canais de irrigação que distribuem água nos quadros conforme necessário. Nos canais de irrigação há o crescimento de vegetação aquática e herbáceo-arbustiva, que é manejada com fogo em certas ocasiões.

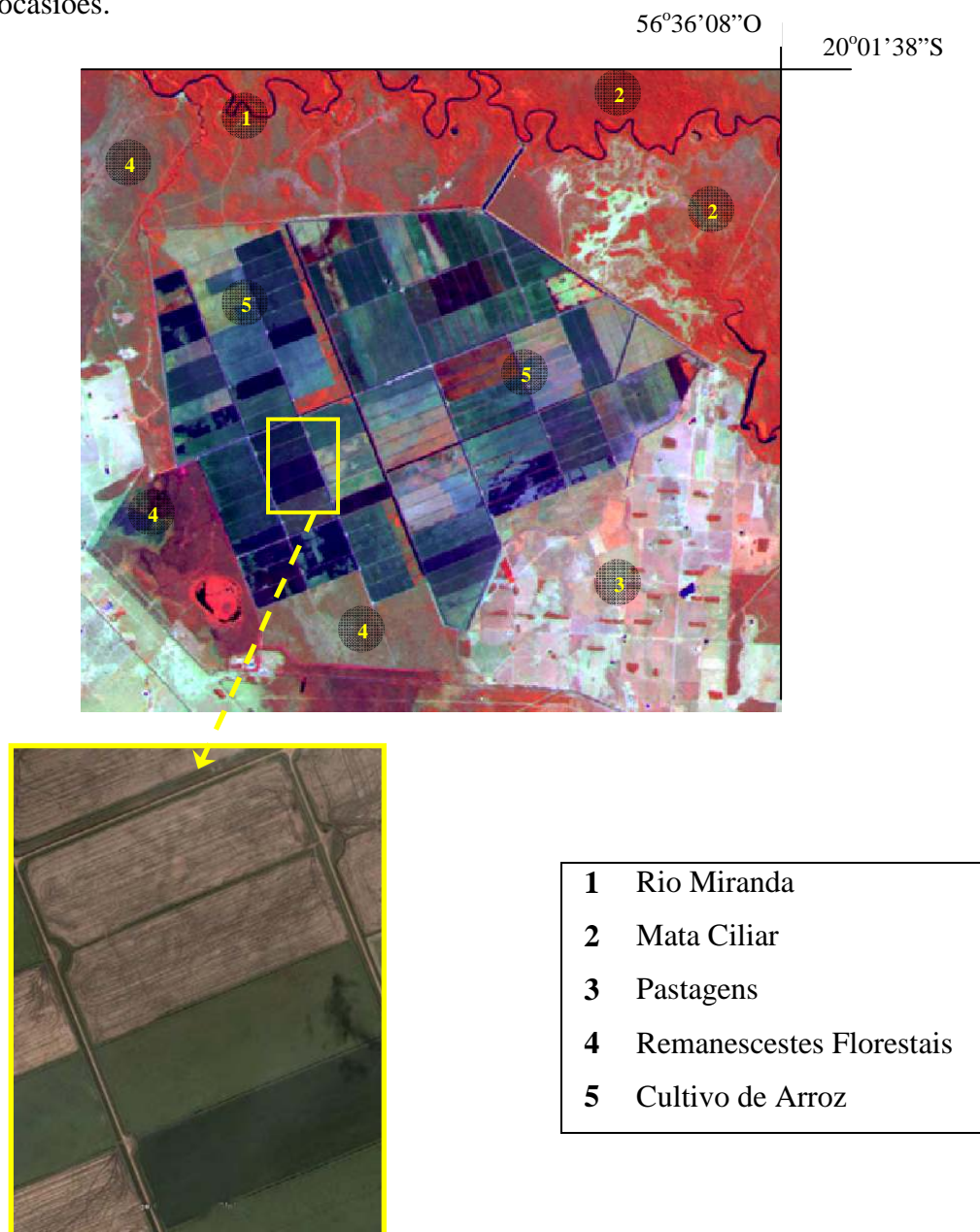


Figura 1. Localização e imagem de satélite da Fazenda San Francisco, município de Miranda, MS, e seus componentes de paisagem.

Coleta de dados

Os animais utilizados no trabalho foram capturados manualmente, durante buscas ativas noturnas, realizadas mensalmente. As buscas ativas foram realizadas em cinco quadros de arroz escolhidos previamente, de forma que fossem representadas diferentes regiões dos 3900 ha. de arroz, nos diferentes meses do ano. Como o objetivo era analisar a dieta das espécies no ambiente alterado pelo plantio de arroz, os quadros que margeavam outras áreas, como matas ciliares, pastagens, entre outros, foram evitados. O esforço de busca foi padronizado entre as coletas. Todos os meses, três parcelas de 400m², distribuídas aleatoriamente dentro de cada um dos cinco quadros previamente selecionados, eram vasculhadas em busca dos indivíduos. A cada amostragem mensal, uma porção dos indivíduos encontrados simpatricamente nesses quadros foram capturados, anestesiados e mortos, imediatamente fixados em solução de formalina a 5% e posteriormente preservados em álcool 70%. O material testemunho foi depositado na Coleção Zoológica de Referência da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – ZUFMS, Campo Grande, MS.

Em laboratório, os indivíduos tiveram seus estômagos removidos. Todas as presas encontradas nos estômagos foram identificadas em nível de ordem, quantificadas e tiveram a largura e o comprimento medidos com auxílio de placa de petri milimetrada (1 mm de precisão) e microscópio estereoscópio. A ordem Arachnida foi dividida em duas categorias de itens (Aranae e Acari) e as larvas de coleópteros e lepidópteros foram agrupadas em uma única categoria – (larvas de Hexapoda). O nível de identificação das presas usado foi escolhido porque parece ser suficiente para evidenciar padrões de consumo de recursos pelos anuros (visto que a maioria das categorias de presas observadas contém espécies bastante semelhantes em suas características físicas e de uso de ambiente) e porque a maioria dos estudos alimentares com anuros utiliza esse nível de identificação, tornando mais fácil a comparação entre estes. O comprimento rostro-cloacal (CRC) dos anuros foi registrado usando paquímetro com precisão de 0,1mm.

Análise de dados

Com as medidas de comprimento e largura das presas foi calculado o volume de cada item consumido com base na fórmula de elipsóide: $V = 4/3\pi (1/2L)(1/2W)^2$, onde L é o comprimento e W a largura da presa. A frequência de ocorrência de cada item alimentar, dentro de cada espécie, bem como a porcentagem do volume total ingerido

que cada categoria de item representou foi registrada. A importância que cada categoria representou na dieta das espécies foi calculada através do Índice de Importância proposto por Pinkas *et al.* (1971): $IRI = (POt) \times (PIt + PVt)$, onde POt é a porcentagem de ocorrência, PIt é a porcentagem de presas t em relação ao total de presas em todos os estômagos e PVt é a porcentagem de volume da presa t em relação ao total de presas de todos os estômagos.

O coeficiente de correlação de Spearman foi utilizado para verificar a associação entre o volume das presas consumidas e o CRC dos indivíduos. Cada variável foi transformada em seu logaritmo natural para retirar o efeito das diferentes unidades de medida (Zar 1999). Para verificar diferenças entre o CRC médio das espécies e entre os volumes máximo e médio de presas consumidas utilizou-se o teste de variância de Kruskal-Wallis.

Os índices de importância de cada categoria de alimento, em cada espécie, foram utilizados para gerar uma matriz de similaridade de Bray-Curtis entre a dieta das quatro espécies. Com base nessa matriz, uma ordenação em uma dimensão foi construída pela técnica de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS). O escalonamento multidimensional não assume relações lineares entre as variáveis (no caso, os índices de importância de cada item), apresenta mais tolerância a células vazias na matriz de dados e pode sumarizar mais informações em menos eixos do que outras técnicas de ordenação (Manly 1986). A análise constrói uma configuração de pontos que representa os objetos (espécies de anuros) em um número de dimensões predeterminado, de forma que as discrepâncias na localização dos pontos refletem a dissimilaridade entre os valores das variáveis estudadas entre as espécies (Minchin 1987). A técnica utiliza um índice de “stress” que varia de 0 a 1 para medir o quanto as distâncias, em uma matriz de associação, diferem das distâncias derivadas, sendo que quanto maior a disparidade, maior o valor de “stress” (Manly 1986).

Tanto para a análise HMDS da dieta quanto para os cálculos de sobreposição de nicho entre as espécies (ver abaixo), os itens que apareceram nos estômagos de uma dada espécie em frequência de ocorrência menor que 3,5% foram desconsiderados para aquela espécie. Esse procedimento foi adotado pois, quando se busca um dado padrão de acontecimentos (no caso, um padrão de consumo de itens para cada espécie) eventos que acontecem raramente podem esconder ou diluir um padrão se suas importâncias forem superestimadas. Assumiu-se que itens que ocorreram em frequências muito baixas (< 3,5%) pudessem representar ingestões acidentais, ou fossem itens que teriam

uma disponibilidade esporádica para as espécies e, assim, que a inclusão destes nas análises poderia dificultar no encontro de uma possível separação de nicho alimentar entre as espécies de anuros analisadas (como em Damasceno 2005).

Os valores de sobreposição da dieta entre as espécies foram calculados com base no índice de importância dos itens alimentares, usando-se o índice de Pianka de sobreposição de nichos: $a = \frac{\sum U_{1j} \times \sum U_{2j}}{\sum (U_{1j})^2 \times \sum (U_{2j})^2}$, onde a = índice de sobreposição de nichos, U_{1j} = utilização do recurso j pela espécie 1 e U_{2j} = utilização do recurso j pela espécie 2 (Pianka 1973). Para verificar se os valores de sobreposição de nichos diferem do esperado quando os valores são distribuídos ao acaso foram criados modelos nulos de “comunidades de itens” consumidos através do software EcoSim (Gotelli & Entsminger 2001). Esse software processa aleatorizações de dados e compara estatisticamente os padrões encontrados com aqueles gerados ao acaso. A matriz original de dados foi aleatorizada 1000 vezes, através do algoritmo de aleatorização chamado RA3. Segundo Gotelli & Entsminger (2001), RA3 é um modelo intermediário entre o que muda completamente e o que retém muito da comunidade original pois ele rearranja o conjunto original de valores, inclusive os zeros, mas somente dentro de cada consumidor. Assim mantêm-se a amplitude originais dos nichos, mas substitui-se o valor de importância de cada item alimentar. RA3 foi considerado o mais adequado para as aleatorizações pois concorda com o fato de que não existem evidências para considerar que, na ausência de competição, algumas das categorias de itens consumidas por algumas espécies fiquem indisponíveis para o consumo das outras.

Resultados

Foram analisados os conteúdos estomacais de 238 indivíduos, de quatro espécies que estão entre as mais abundantes na região do arrozal – *Leptodactylus chaquensis* (n = 121), *L. elenae* (n = 27), *L. podicipinus* (n = 40) e *Rhinella granulosa* (n = 50). Os números de indivíduos de cada espécie analisados refletem a abundância dos mesmos nas áreas de busca. Nos estômagos das espécies analisadas foram encontradas 20 categorias de presas, incluindo duas categorias de vertebrados e 18 de invertebrados. Agrupando as quatro espécies, Coleoptera foi a categoria de presa mais frequentemente encontrada nos estômagos analisados (53,6%), seguida de Hymenoptera (37,5%), larvas de Hexapoda (35,4%), Hemiptera (26,1%), Diptera (21,1%) e Orthoptera (19, 1%).

Acari, Crustacea, Diplopoda, Lepidoptera, Psocoptera, Anura e peixes foram encontrados em menos de 1% dos indivíduos.

Leptodactylus chaquensis apresentou a maior riqueza de categorias de itens consumidos (20), sendo os maiores valores de importância concentrados em coleópteras, hemípteras e larvas de hexápodas, que também foram as categorias que mais frequentemente ocorreram nos indivíduos dessa espécie. A espécie também foi a única a consumir vertebrados – três casos de consumo de anuros e um de peixes (Tabela 1). *Leptodactylus elenae* apresentou a menor riqueza de categorias de itens em sua dieta (nove), com um valor de importância destacado para a categoria de Orthoptera, e também grandes valores para larvas de Hexapoda, Coleoptera e Hemiptera. Estes itens foram igualmente importantes na dieta da espécie quanto as suas frequências de ocorrência (Tabela 1). *Leptodactylus podicipinus* consumiu 18 categorias de presas, sendo Coleoptera, Hemiptera, larvas de Hexapoda e Homopteras as de maiores índices de importância. Quanto à frequência de ocorrência, Coleoptera aparece como a mais representativa (Tabela 1). *Rhinella granulosa*, consumiu 10 categorias de presas, com valores elevados de importância para Hymenopteras e Coleopteras e valor de importância relativamente alto para Hemiptera. Quanto à ocorrência, além das categorias já apresentadas com elevados valores de índice de importância, inclui-se a categoria dos Dipteras, sendo a terceira mais frequentemente encontrada (Tabela 1).

A correlação entre comprimento rostro-cloacal e volume máximo de presas consumidas foi significativa e positiva para as quatro espécies (Figura 2), indicando que animais maiores geralmente consomem presas maiores. Como observado na Figura 2, esses indivíduos maiores não deixam de consumir presas pequenas, mas o fazem em menor frequência, o que explica a correlação significativa existente também entre comprimento rostro-cloacal e volume médio de presas consumidas. O teste de Kruskal-Wallis (U) indicou haver diferenças significativas tanto entre os tamanhos corpóreos das quatro espécies ($U = 69.363$, $p < 0,0001$) quanto entre os tamanhos máximos ($U = 44.332$, $p < 0,0001$) e médios ($U = 69.915$, $p < 0,0001$) de presas consumidas por elas. Indivíduos de *L. chaquensis* foram maiores que os de *L. elenae*, *L. podicipinus* e *R. granulosa*, sendo que as últimas três espécies não diferiram entre si nos seus tamanhos. Quanto ao tamanho máximo de presa ingerida pelos indivíduos, *L. chaquensis* ingeriu presas maiores que as ingeridas por *L. podicipinus* e *R. granulosa* e todas as demais comparações não foram significativas. *Leptodactylus chaquensis* também apresentou maiores valores de tamanho médio de presas consumidas que os de *L. podicipinus* e *R.*

granulosa. Houve também diferença significativa no tamanho médio das presas entre *R. granulosa* e *L. elenae*.

A ordenação HMDS (stress = 0,194, $r^2 = 0,952$) das espécies quanto aos valores de importância de cada categoria de presas consumidas apontou *L. chaquensis* e *L. podicipinus* como o par de espécies mais semelhantes. Os indivíduos dessas espécies compartilharam o consumo significativo de oito categorias de itens alimentares e, nas duas, Hemiptera, Coleoptera e larvas de Hexapoda foram as categorias de maiores valores de índice de importância. *Leptodactylus elenae* se diferenciou consideravelmente das outras três espécies por ser a única com valor de importância bastante alto na categoria Orthoptera, e foi mais semelhante a *L. podicipinus* do que a *L. chaquensis* e *R. granulosa* pelo fato de as duas primeiras apresentarem maior riqueza de categorias de itens consumidos e de os valores de importância estarem equivalentes dentro dessas categorias na maioria dos casos. Ou seja, apesar de haver um consumo aumentado de ortópteros por *L. elenae*, *L. elenae* e *L. podicipinus* foram as espécies que consumiram várias categorias de presas e em proporções equivalentes, o que as aproximou na análise de comparação das dietas. *Rhinella granulosa* se diferenciou das demais espécies estudadas pelo consumo elevado de presas pertencentes à categoria Hymenoptera e foi considerado mais semelhante a *L. chaquensis* devido à importância das categorias de Coleoptera e Hemiptera na dieta dos indivíduos dessas duas espécies e também por coincidirem no consumo de sete categorias de presas (Figura 3).

Os valores do índice de sobreposição de nicho concordam com a configuração das espécies na ordenação. O maior valor foi atribuído ao par de espécies *L. chaquensis* e *L. podicipinus* (0,935), seguido por *L. podicipinus* e *R. granulosa* (0,639), *L. chaquensis* e *R. granulosa* (0,589), *L. podicipinus* e *L. elenae* (0,359), *L. chaquensis* e *L. elenae* (0,274) e *L. elenae* e *R. granulosa* (0,196).

O valor médio calculado para a sobreposição de nicho foi de 0,499 e foi significativamente maior que o esperado ao acaso (Sobreposição esperada = 0,233, $p = 0,012$).

Tabela 1. Frequência de ocorrência e valores dos índices de importância (entre parênteses) das categorias de presas nos estômagos de *Leptodactylus chaquensis* (n = 121), *L. elenae* (n = 27), *L. podicipinus* (n = 40) e *Rhinella granulosa* (n = 50) capturados em campos de arroz da Fazenda San Francisco, Miranda – MS. Os valores em negrito correspondem aos maiores valores de importância de presa para cada espécie. Os valores contendo * foram retirados das análises de comparação da dieta entre as espécies por corresponderem a frequências de ocorrência muito baixas.

Categoria de presa	Espécie			
	<i>L. chaquensis</i>	<i>L. elenae</i>	<i>L. podicipinus</i>	<i>R. granulosa</i>
Blattaria	0,83* (0)	11,11 (166,24)	2,5* (0)	0 (0)
Coleoptera	57,85 (3842,44)	25,93 (613,69)	47,5 (2006,55)	82 (5195,78)
Collembola	2,48* (0)	0 (0)	0 (0)	2* (0)
Diptera	17,35 (25,94)	11,11 (63,23)	30 (249,79)	26 (93,14)
Hemiptera	42,15 (3297,15)	14,81 (394,22)	27,5 (1107,66)	20 (1440,39)
Homoptera	21,49 (148)	3,7 (12,06)	22,5 (388,08)	4 (1,18)
Hymenoptera	23,14 (18,15)	14,81 (179,04)	20 (183,39)	92 (6265,09)
Isoptera	1,65* (0)	0 (0)	2,5* (0)	12 (37,67)
Larva de Hexapoda	32,23 (640,74)	25,83 (769,89)	27,5 (874,96)	16 (78,08)
Lepidoptera	2,48* (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Odonata	2,48* (0)	0 (0)	5 (21,39)	0 (0)
Orthoptera	19,83 (40,90)	40,74 (2850,86)	10 (115,19)	6 (3,34)
Psocoptera	0,83* (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Acari	2,48* (0)	0 (0)	2,5* (0)	0 (0)
Araneae	21,49 (17,22)	18,51 (260,24)	15 (139,2)	18 (16,93)
Crustacea	1,66* (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Diplopoda	0,83* (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Mollusca	3,31* (0)	0 (0)	5 (24,51)	0 (0)
Anura	2,48* (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Characiforme	0,83* (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)

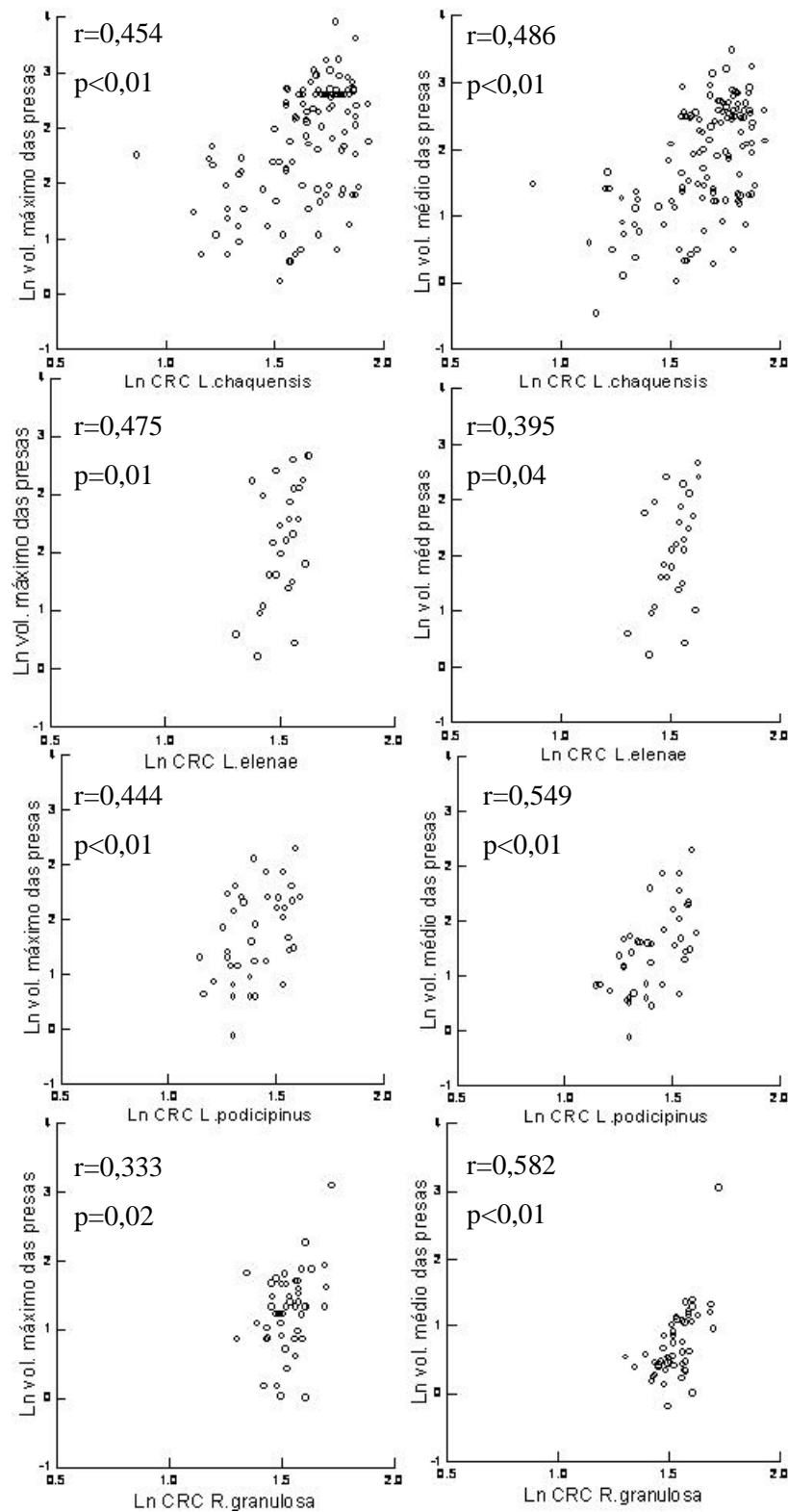


Figura 2. Relação entre comprimento rostro-cloacal (CRC) e o volume máximo e médio de presas ingeridas por *L. chaquensis*, *L. elenae*, *L. podicipinus* e *R. granulosa* em campos de arroz da Fazenda San Francisco, Miranda-MS. r - valores do coeficiente de Correlação de Spearman; p – valores de significância do teste.

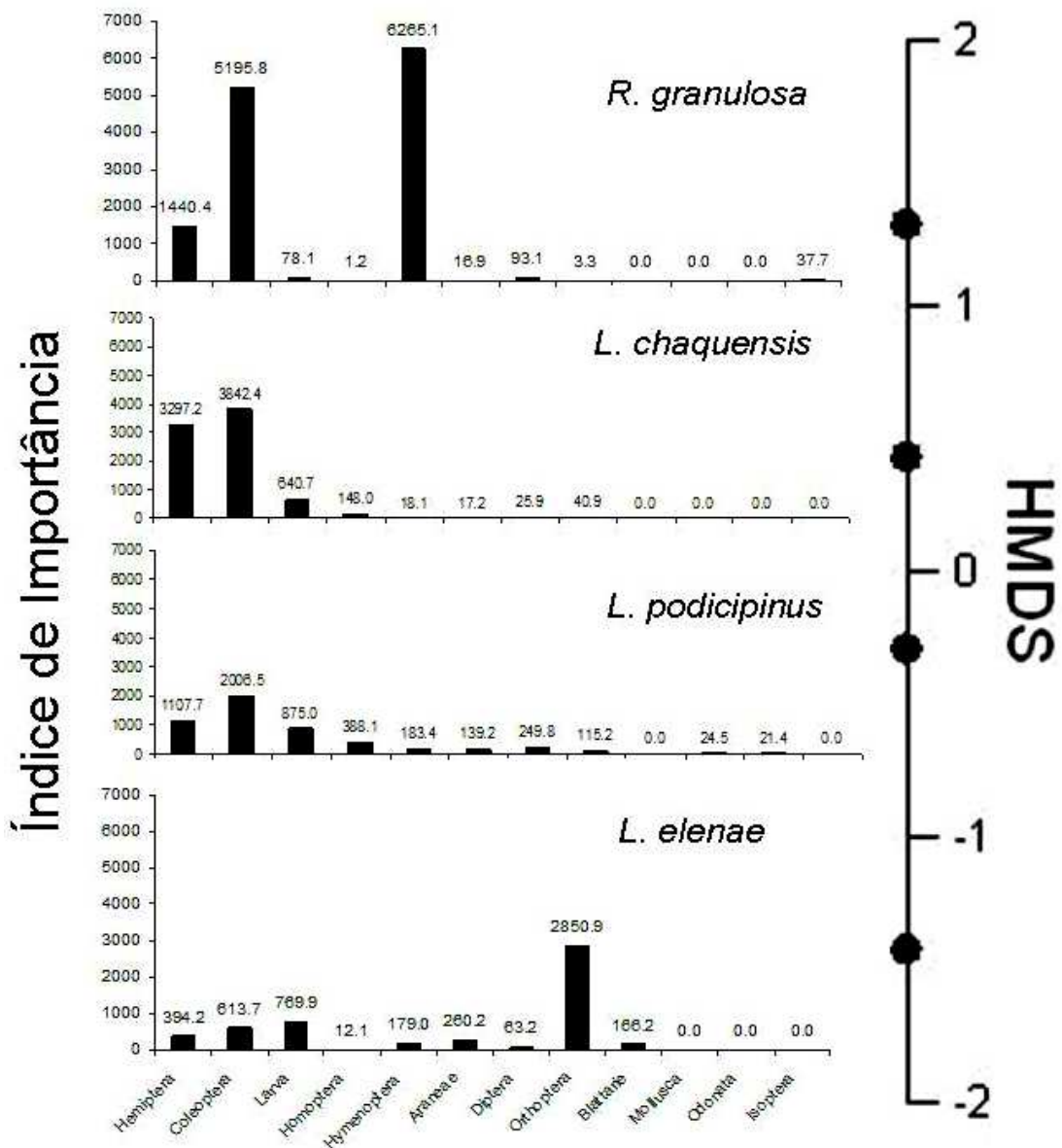


Figura 3. Variação dos valores de Índice de Importância de Pinkas (1971) dos itens alimentares consumidos por *Leptodactylus chaquensis*, *L. elenae*, *L. podicipinus* e *Rhinella granulosa* e ordenação (HMDS) em uma dimensão (stress = 0,194, $r^2 = 0,952$) das espécies com base na dieta dos indivíduos.

Discussão

Leptodactílídeos, em geral, apresentam-se como generalista na dieta, com estratégia de forrageamento considerada intermediária entre ativa e tipo senta-espera e como predadores não seletivos, com ingestão de nutrientes otimizada pelo consumo elevado de presas com maiores tamanhos conforme ocorre o aumento do corpo e boca do indivíduo (Araújo *et al.* 2007). Entre as três espécies de Leptodactylidae aqui analisadas, *L. chaquensis* apresentou um maior tamanho corpóreo e uma maior riqueza de presas consumidas, sendo que a maioria das presas exclusivamente consumidas por eles foram aquelas de grande tamanho (peixes, anuros, lepidópteras), fato que pode ser atribuído ao maior comprimento rostro-cloacal de *L. chaquensis* em relação às demais espécies.

Leptodactylus podicipinus, a espécie que apresentou dieta mais semelhante à *L. chaquensis*, foi a espécie com a segunda maior riqueza de presas consumidas. A grande semelhança encontrada nas dietas talvez reflita a proximidade filogenética da das duas espécies (Ponssa 2008), resultando em estratégias de forrageamento e uso de hábitat parecidas e explicando o alto valor de sobreposição de nicho encontrado entre as elas. As diferenças encontradas, por sua vez, podem ser atribuídas às limitações morfológicas de *L. podicipinus*, que possui um menor tamanho corpóreo. Presas pequenas, como dípteras, tiveram maior índice de importância e maior frequência de ocorrência em *L. podicipinus* comparado a *L. chaquensis*.

A menor riqueza de presas encontradas nos estômagos de *L. elenae* pode ser reflexo do menor número amostral de indivíduos dessa espécie em relação às demais. Porém, os altos valores de índice de importância e frequência de ocorrência encontrados para Orthoptera parecem apontar um padrão de consumo diferenciado do encontrado para as outras congêneres.

Os indivíduos de *L. chaquensis* capturados nos campos de arroz se alimentaram principalmente de coleópteras, hemípteras e larvas de Hexapoda. Em uma população estudada na Argentina, os coleópteros também foram as presas mais importantes numérica e volumetricamente, bem como apresentou valores volumétrico relativamente elevados para hemípteras e numericamente relevantes para larvas de insetos (Schaefer *et al.* 2006). O consumo de Hymenoptera foi o que mais se diferenciou entre as duas populações, tendo valores menores de importância e ocorrência na população dos campos de arroz aqui analisada. Estudos com populações de *L. ocellatus*, uma espécie

pertencente ao mesmo grupo e morfologicamente semelhante a *L. chaquensis*, de áreas naturais da região sudeste do Brasil (França *et al.* 2004), do Uruguai (Maneyro *et al.* 2004) e da Argentina (Gallardo 1964, Basso 1990) mostram que sua dieta é geralmente dominada por coleópteras e também tem como importantes itens orthópteras, hemípteras, hymenópteras e larvas de insetos.

A análise da dieta de *Leptodactylus podicipinus* em regiões naturais do Pantanal do Abobral classificou coleópteros, hymenópteros e dípteros como itens mais frequentes (Rodrigues *et al.* 2004). Em região de floresta úmida no nordeste brasileiro *Leptodactylus natalensis*, espécie do mesmo grupo de *L. podicipinus*, apresentou uma dieta bastante diversa e consumiu principalmente hymenópteras, hemípteras, coleópteras, ácaros e aranhas (Santos *et al.* 2004). Assim como aconteceu com *L. chaquensis*, a grande diferença entre a importância dos itens alimentares de indivíduos capturados no arroz e indivíduos de outros estudos esteve no consumo menor de hymenópteras no presente estudo comparado às populações de outras áreas. O alto consumo de hymenópteras por espécies generalistas de anuros é frequentemente explicado por esses serem uma das ordens de artrópodes mais abundantemente disponíveis em solos de regiões tropicais (Borror & DeLong 1988). Segundo Toft (1981) e Strüssmann *et al.* (1984), leptodactylídeos consomem formigas em uma proporção muito menor que a disponível no ambiente. A menor importância deste item encontrada para os leptodactylídeos em campos de arroz de Miranda, juntamente com a importância elevada de hemípteras comparada a estudos de dieta em outras regiões poderia ser atribuída às mudanças sofridas na comunidade de artrópodes da área devido à modificação do ambiente pelo cultivo do arroz irrigado. Por exemplo, observa-se que grande parte dos hemípteras consumidos pelos anuros nessa área pertence a duas espécies (*Oebalus poecila* e *Tibraca limbativentris*) consideradas praga de lavouras de arroz (Ferreira *et al.* 2001). Além disso, habitats menos heterogêneos propiciam menor riqueza e abundância de formigas (Vargas *et al.* 2007).

O padrão encontrado para *L. elenae* nos campos de arroz foi bastante similar ao encontrado na dieta de *L. fuscus* (espécies do mesmo grupo) em áreas naturais do Pantanal de Miranda, com orthópteras e coleópteras tendo importância bastante elevada em comparação aos demais itens (Sugai 2008), mas difere com estudos dessa espécie em áreas do cerrado (Araújo *et al.* 2007) e na Floresta Amazônica (Caldwell & Vitt 1999). Nos dois últimos, as maiores importâncias se alternam entre larva de insetos, coleópteras e hemípteras, sendo que orthópteras representaram o terceiro item no

ranking de porcentagem de volume das presas. Esse fato parece refletir uma diferença de disponibilidade de orthópteras entre as áreas abertas do Pantanal e os demais biomas, visto que esses insetos são encontradas geralmente em maiores abundâncias em áreas menos complexas (Borror & DeLong 1988), como áreas com domínio de gramíneas onde foram realizadas as coletas do presente estudo e de Sugai (2008). Estudos visando associar a disponibilidade de presas com a dieta de anuros em diversos ambientes podem elucidar vários aspectos das estratégias de forrageamento de espécies ocupando áreas com diferentes níveis de heterogeneidade ambiental.

Apesar da hipótese de diminuição da disponibilidade de formigas anteriormente apresentada, *Rhinella granulosa* diferiu-se das demais espécies estudadas basicamente pelo elevado índice de importância e frequência de ocorrência de hymenópteras em sua dieta. Apesar de não terem sido quantificados os valores de importância das diferentes famílias dentro da ordem Hymenoptera, o consumo de Formicinae foi claramente dominante. Diversos autores classificam os membros da família Bufonidae como especialistas em formigas (Toft 1981, Flowers & Graves 1995, Rosa *et al.* 2002, Isacch & Barg 2002) e existe a idéia de que o consumo de formigas nesse grupo seja fonte de substâncias necessárias para a produção de toxinas de defesa (Damasceno 2005) como nos dendrobatídeos (Caldwell 1996, Daly *et al.* 2000, Lima *et al.* 2000). A maior importância de Hymenoptera na dieta de *R. granulosa*, seguido por coleópteras foi também registrado em uma população dessa espécie em dunas do Rio São Francisco, na Bahia (Damasceno 2005), e em outros estudos com espécies do gênero (Flowers & Graves 1995, Hirai & Matsui 2001, Maragno 2008). Se aceita a hipótese da especialização no consumo por formigas por *R. granulosa*, pode-se manter a idéia de que a modificação do ambiente pelo cultivo do arroz causou uma diminuição de formigas na área, enquanto aumentou a disponibilidade de outros artrópodes, fazendo com que somente espécies especialistas no consumo dos primeiros pudessem manter taxas de consumo de formigas normalmente encontradas em outras áreas.

Estudos quantificando a sobreposição de nicho alimentar entre espécies sintópicas e simpátricas de anuros têm encontrado valores elevados de sobreposição (por exemplo, Toft 1981, Rosa *et al.* 2002, França *et al.* 2004, Almeida-Gomes *et al.* 2007), mas dificilmente esse valor é testado quanto a sua diferença significativa entre valores gerados ao acaso. As justificativas apresentadas para esses padrões de alta sobreposição são geralmente atribuídas à abundância de recursos e/ou diferenças nos microhabitats de forrageamento.

No presente trabalho, segundo as aleatorizações de RA3, a sobreposição de nicho alimentar existente entre as quatro espécies mais abundantes nos campos de arroz de Miranda é maior do que esperada ao acaso. O fato sugere que a competição por recursos alimentares não é, ou não tem sido, uma força significativa na determinação da estrutura dessa comunidade de anuros. Duas interpretações tradicionais para casos como este são freqüentemente encontradas em estudos de partilha de recursos. Por um lado, a importância não significativa da competição (alta sobreposição de nichos) acontece porque os recursos tróficos disponíveis nos ambientes são suficientes para saciar todas as espécies sem que haja forte competição (Albrecht & Gotelli 2001). Por outro lado, o alto grau de sobreposição observado seria uma força que direcionaria para a competição entre as espécies, mas que ainda não teve tempo necessário para se expressar como uma divergência nas dietas (Sale 1974, Connel 1980). As duas hipóteses são aceitáveis para o presente estudo e podem não ser exclusivas.

Devido à homogeneização provocada pelo plantio de arroz, a diversidade de possíveis presas disponíveis aos anuros nessas áreas pode ter sofrido um decréscimo relevante (Brown *et al.* 2004, Corrêa *et al.* 2006). Porém, o que os dados de alimentação nos mostram é que certas presas parecem possuir abundância elevada (hemípteras, larvas de lepidópteras, coleópteras). Esse fato compensaria a queda de diversidade, permitindo assim que se acredite que haja uma elevada abundância de recurso trófico para os anuros dessas áreas. Deve-se levar em conta também que o número de espécies de anuros coexistindo na área de plantio também é menor do que em outras áreas naturais do mesmo bioma (Capítulo 1). Adicionalmente, não podemos desconsiderar que mesmo os animais tendo sido capturados ao mesmo tempo e nos mesmos lugares, diferenças sutis nos modos e horários de forrageamento podem ser as que realmente estejam permitindo a coexistência. Cunha e Vieira (2004) afirmam que diferenças no nicho espacial podem neutralizar a sobreposição completa na dieta. Logo, pode-se considerar que a competição por alimento não esteja atuando consideravelmente na estruturação na comunidade, pois as poucas espécies que foram capazes de permanecer no ambiente possuem presas em abundância e diferentes microhabitats de forrageamento disponíveis.

Quanto à alternativa de a competição não ter tido tempo suficiente de se expressar em segregação de nichos, Hutchinson (1961) sugere que o resultado de equilíbrio de uma interação competitiva pode não ser de importância suprema se o ambiente costuma mudar bastante antes que tal equilíbrio seja alcançado. Ou seja,

embora em um primeiro momento o ambiente tendesse a promover a exclusão de certa espécie por escassez de recursos disponível a todos, posteriormente ele pode (através das alterações) permitir a coexistência, ou até favorecer, agora, as espécies que antes estavam em desvantagem competitiva. Considerando que a área de plantio de arroz estudada caracteriza-se como um ambiente altamente dinâmico, sofrendo freqüentes e cíclicas alterações físicas e químicas, não se pode descartar a possibilidade de que a competição seja real e forte o suficiente para estruturar a comunidade se fosse mantida, pois ela pode não estar aparecendo quando se observa em escalas grandes, que incluam todo o ciclo de variações desse ambiente. Talvez, se fossem feitas observações de dieta e disponibilidade de alimento após cada grande mudança da região de plantio, um padrão de forte competição fosse encontrada em um determinado momento, e no momento seguinte esse padrão desapareça completamente ou seja invertido, permitindo, em longo prazo, a coexistência desses animais mesmo partilhando uma ampla gama de recursos.

Referências Bibliográficas

- Albrecht M. & Gotelli N.J. 2001. Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. **Oecologia** **126**: 134-141.
- Almeida-Gomes M., Hatano F.H., Sluys M.V. & Rocha C.F.D. 2007. Diet and microhabitat use by two Hylodinae species (Anura, Cycloramphidae) living in sympatry and syntopy in a Brazilian Atlantic Rainforest area. **Iheringia** **97(1)**: 27-30.
- Araújo M.S., Reis S.F., Giaretta A.A., Machado G. & Bolnick D. 2007. Intrapopulation diet variation in four frogs (Leptodactylidae) of the Brazilian Savanna. **Copeia** **2007 (4)**: 855-865.
- Basso N. 1990. Estratégias adaptativas de uma comunidade subtropical de anuros. **Monografias Asociación Herpetológica Argentina** **1**: 1-70.
- Biavati G.M., Wiederhecker H.C. & Colli G. 2004. Diet of *Epipedobates flavopictus* (Anura: Dendrobatidae) in a Neotropical Savanna. **Journal of Herpetology** **38(4)**: 510-518.
- Borror D.J. & DeLong D.M. 1988. **Introdução ao Estudo dos Insetos**. Editora Edgard Blucher. São Paulo, São Paulo.

- Brown G.G., Brandão O., Alberton O., Saridakis G.P., Benito N. & Torres E. 2004. Soil macroinvertebrates populations in various management systems in Paraná State, Brazil. **International Colloquium on Soil Zoology and Ecology 14**.
- Caldwell J.P. 1996. The evolution of myrmecophagy and correlates in poison frogs (Family Dendrobatidae). **Journal of Zoology London 240**: 75-101.
- Caldwell J.P. & Vitt L.J. 1999. Dietary asymmetry in leaf litter frogs and lizards in a transitional northern Amazonian rain forest. **Oikos 84**: 383-397.
- Connell J.H. 1980. Diversity and coevolution of competitors, or the ghost of competition past. **Oikos 35**: 131-138.
- Corrêa M.M., Fernandes W.D. & Leal I.R. 2006. Diversidade de formigas epigeicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense: relações entre diversidade e complexidade estrutural da área. **Neotropical Entomology 35**:724-730.
- Cunha A.A. & Vieira M.V. 2004. Two bodies cannot occupy the same place at the same time, or the importance of space in the ecological niche. **Bulletin of the Ecological Society of America 85**: 25-26.
- Daly J.M., Garrafo H.M., Jain P., Spande T.F., Snelling R.R., Jaramillo A. & Rand A.S. 2000. Arthropod-frog connection: decahydroquinoline and pyrrolizidine alkaloids common to microsympatric myrmicine ants and dendrobatid frogs. **Journal of Chemical Ecology 26**: 73-85.
- Damasceno R. 2005. Uso de recursos alimentares e eletividade na dieta de uma assembléia de anuros terrícolas das dunas do médio Rio São Francisco, Bahia. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (Zoologia).
- Duellman W.E. & Trueb L. 1994. **Biology of Amphibians**. Baltimore and London: McGraw-Hill, Londres.
- Duré M.I. & Kehr A. 2001. Differential exploitation of trophic resources by two pseudid frog from Corrientes, Argentina. **Journal of Herpetology 35(2)**: 340-343.
- Duré M.I. & Kehr A.I. 2004. Influence of microhabitat on the trophic ecology of two leptodactylids from northeastern Argentina. **Herpetologica 60**: 296-303.
- Ferreira E., Barrigossi J.A.F. & Vieira N.R.A. 2001. Percevejo das panículas do arroz: fauna heteroptera associada ao arroz. **Emprapa Arroz e Feijão – Circular Técnica 43**: 25-53.

- Flowers M.A. & Graves B.M. 1995. Prey selectivity and size-specific diet changes in *Bufo cognatus* and *Bufo woodhousii* during early postmetamorphic ontogeny. **Journal of Herpetology** **29(4)**: 606-612.
- França L., Facure K.G. & Giaretta A.A. 2004. Trophic and spatial niches of two large-sized species of *Leptodactylus* (Anura) in Southeastern Brazil. **Studies of Neotropical Fauna and Environment** **39(3)**: 243-248.
- Gallardo J.M. 1964. **Anfibios de los alrededores de Buenos Aires**. Editora Universia de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Gotelli N.J. & Entsminger G.L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & KesyBear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Haefner J.W. 1988. Niche shifts in greater antillean *Anolis* communities: effects of niche metric and biological resolution on null model tests. **Oecologia** **77**: 107-117.
- Hardin G. 1960. The competitive exclusion principle. **Science** **131**:1292-1297.
- Hirai T. & Matsui M. 2001. Foods habitats of an endangered Japanese frog, *Rana porosa brevipoda*. **Ecological Research** **16**: 737-743.
- Hutchinson G.E. 1961. The paradoxo of the plankton. **American Naturalist** **95**: 137-145.
- Isacch J.P. & Barg M. 2002. Are bufonid toads specialized ant-feeders? A case test from Argentinian flooding pampa. **Journal of Natural History** **36**: 2005-2012.
- Jaksic F.M., Feisinger P. & Jiménez J.E. 1993. A long-term study on the dynamics of guild structure among predatory vertebrates at semi-arid Neotropical site. **Oikos** **67**:87-96.
- Lawlor L.R. 1980. Structure and stability in natural and randomly constructed competitive communities. **American Naturalist** **112**: 445-447.
- Lima A.P. 1998. The effects of size in the diets of six sympatric species of postmetamorphic litter anurans in Central Amazônia. **Journal of Herpetology** **32(3)**: 392-399.
- Lima A.P. & Magnusson W.E. 1998 Partitioning seasonal time: interactions among size, foraging activity and diet in leaf-litter frogs. **Oecologia** **116**: 259-266.
- Lima A.P., Magnusson W.E. & Williams D.G. 2000. Differences in diet among frogs and lizards coexisting in subtropical forest of Australia. **Journal of Herpetology** **34(1)**: 40-46.

- Mahan R.D. & Johnson J.R. 2007. Diet of the gray treefrog (*Hyla versicolor*) in relation to foraging site location. **Journal of Herpetology** **41(1)**: 16-23.
- Maneyro R., Naya D.E., Rosa I., Canavero A. & Camargo A. 2004. Diet of the south american frog *Leptodactylus ocellatus* (Anura, Leptodactylidae) in Uruguay. **Inheringia** **94 (1)**: 57-61.
- Manly B.J. 1986. **Multivariate Statistical Methods Primer**. Caphman and Hall, New York.
- Maragno F.P. 2008. Uso do micro-hábitat e dieta de *Rhinella scitula* (Anura, Bufonidae) na região do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (Ecologia e Conservação).
- Minchin P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio** **69**: 89-107.
- Pianka E.R. 1973. The structure of lizard communities. **Annual Review Ecological Systems** **4**: 53-74.
- Pinkas I., Oliphant M.S. & Iverson Z.L. 1971. Foods habitats of albacore bluefin, tuna and bonito in California waters. **California Department of Fish and Game Bulletin** **152**: 1-350.
- Ponssa M.L. 2008. Cladistic analysis and osteological descriptions of the frog species in the *Leptodactylus fuscus* species group (Anura, Leptodactylidae). **Journal Zoology System Evolution Research** **46(3)**: 249-266.
- Richter-Boix A., Llorente G.A., Montori A. & Garcia J. 2008. Tadpole diet selection with the ecological context in predictable ways. **Basic and Applied Ecology** **8**: 467-474.
- Rosa I., Canavero A., Maneyro R., Naya D.E. & Camargo A. 2002 Diet of four sympatric anuran species in a temperate environmet. **Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay** **13**: 12-20.
- Rodrigues D.J., Uetanabaro M. & Prado C.P.A. 2004. Seasonal and ontogenetic variation in diet composition of *Leptodactylus podicipinus* (Anura, Leptodactylidae) in the southern Pantanal, Brazil. **Revista Española de Herpetología** **18**: 19-28.
- Sale P.F. 1974. Overlap in resource use, and interspecific competition. **Oecologia** **17**: 245-256.

- Santos E.M., Almeida A.V. & Vasconcelos S.D. 2004. Feeding habits of six anuran (Amphibia: Anura) species in a rainforest fragment in Northeastern Brazil. **Inheringia** **94(4)**: 433-438.
- Santos J.C., Coloma L.A. & Cannatella D.C. 2003. Multiple, recurring origins of aposematism and diet specialization in poison frogs. **Proceedings of the National Academy of Science of the USA** **100**: 12792-12797.
- Schaefer E.F., Hamann M.I., Kehr A.I., González C.E. & Duré M. 2006. Trophic, reproductive and parasitological aspects of the ecology of *Leptodactylus chaquensis* (anura: Leptodactylidae) in Argentina. **Herpetological Journal** **16**: 387-394.
- Schoener T.W. & Janzen D. 1968. Notes on environmental determinants of tropical versus temperate insect size patterns. **American Naturalist** **102**: 207-224.
- Simon M. & Toft C.A. 1991. Diet specialization in small vertebrate: mite-eating in frogs. **Oikos** **61**: 263-278.
- Sugai J.L.M.M. 2008. Dieta de *Leptodactylus fuscus* (Amphibia, Anura, Leptodactylidae) no Pantanal do Miranda e Abobral, MS. Monografia de Graduação do Curso de Ciências Biológicas – Bacharelado da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS.
- Strüssmann C., Vale M.B.R., Meneghini M.N. & Magnusson N.C. 1984. Diet and foraging mode of *Bufo marinus* e *Leptodactylus ocellatus*. **Journal Herpetology** **18(2)**: 138-146.
- Toft C.A. 1981. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. **Oecologia** **45**: 131-144.
- Vargas A.B., Mayhé-Nunes A.J., Queiroz J.M., Souza G.O. & Ramos E.F. 2007. Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna em comunidade de restinga no Rio de Janeiro, RJ. **Neotropical Entomology** **36**: 28-37.
- Werner E.E. & Peacor S.D. 2003. A review of trait-mediated indirect interactions in ecological communities. **Ecology** **84**: 1083-1100.
- Zar J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.