

DIVERSIDADE DE ANUROS (Amphibia) EM ÁREAS RECUPERADAS DE ATIVIDADE MINERADORA E DE PLANTIO DE *Eucalyptus urophylla*, NO BRASIL CENTRAL

ANURA DIVERSITY (Amphibia) IN RECOVERED AREAS OF MINING ACTIVITY IN CERRADO AND *Eucalyptus urophylla* PLANTING IN CENTRAL BRAZIL

Fausto NOMURA¹; Natan Medeiros MACIEL¹; Elisa Barreto PEREIRA²;
Rogério Pereira BASTOS¹

1. Professor, Doutor, Laboratório de Herpetologia e Comportamento Animal, Departamento de Ecologia, Universidade Federal de Goiás, Campus II, Goiânia, GO, Brasil. Fausto_nomura@yahoo.com.br; 2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, Brasil.

RESUMO: A diversidade de anfíbios no Cerrado é ameaçada principalmente pelo aumento das atividades antrópicas. A legislação vigente exige de empreendimentos potencialmente impactantes a implantação de programas ambientais que incluem a recuperação de áreas degradadas e o estudo dos mecanismos ecológicos associados à recolonização de áreas alteradas. Os objetivos deste estudo foram: avaliar possíveis diferenças na composição de espécies em assembleias de anuros entre áreas de topografia modificada (ATM) e áreas de topografia não modificada (ATNM); e comparar a riqueza de anuros entre ATM e ATNM. Apesar do maior número de espécies registradas na ATM (28 espécies) em relação à ATNM (22 espécies), não houve diferença na riqueza quando comparamos as curvas de rarefação ou a riqueza estimada (*jackknife1*). Entretanto, as duas assembleias diferiram quanto às curvas de abundância relativa, especialmente quanto ao padrão das espécies mais abundantes. Localmente, a análise de co-ocorrência demonstrou que as espécies na ATM co-ocorrem menos do que o esperado ao acaso, o que indica a partilha dos ambientes para reprodução mediada por interações competitivas. A presença de corpos d'água artificiais com alta heterogeneidade estrutural, associados a fragmentos florestais em bom estado de conservação são fatores que contribuem para a manutenção de uma alta diversidade de anfíbios na área.

PALAVRAS-CHAVE: Modelos nulos. Análise de co-ocorrência. Recolonização. Impactos ambientais. Fidelidade de sítio.

INTRODUÇÃO

Uma das principais causas da perda de diversidade biológica em geral, e de anfíbios em particular, é a destruição e modificação de hábitat (Silvano; Segalla, 2005). Estes impactos muitas vezes são resultado de atividades humanas e são de difícil mitigação, porque modificam a paisagem dos ambientes (ou ecossistemas) explorados (FOLEY et al., 2005). Estes impactos, além de poder abranger grandes extensões geográficas, também podem apresentar longa duração. Por exemplo, as atividades mineradoras não só alteram a topografia e a paisagem local para extração do minério localizado no subsolo, como também podem manter a extração por muitos anos, até que os recursos se esgotem completamente ou que a exploração deixe de ser economicamente viável. Entretanto, a legislação brasileira exige que as empresas mineradoras implementem programas ambientais visando compensar ou minimizar os impactos negativos gerados pela remoção da cobertura vegetal e modificação da paisagem local (LEITE; NEVES 2008). Entre estes programas, a

recuperação de áreas degradadas, com a recomposição da cobertura vegetal e a reconformação topográfica, é obrigatória (LEITE; NEVES, 2008; artigo 225 da Constituição Federal Brasileira).

A recuperação da vegetação e a alteração topográfica originam uma condição ecológica peculiar, comparável ao processo de formação de novas paisagens, com subsequente recolonização pela fauna e flora, a partir do *pool* regional de espécies. Desta maneira, é possível estudar o efeito da recuperação de hábitat, com o objetivo de verificar como processos locais podem afetar a diversidade de espécies. Anfíbios são ideais para este tipo de estudo, uma vez que apresentam requerimentos específicos de hábitat (DUELLMAN; TRUEB, 1986, WELLS, 2005), o que faz com que as espécies se agreguem em corpos d'água durante a reprodução, o que facilita o monitoramento das espécies que compõem a assembleia (DUELLMAN, TRUEB 1986, WELLS, 2005).

Neste trabalho, utilizamos áreas onde a topografia foi modificada para acompanhar a recolonização de anuros para responder às

perguntas: (i) existem diferenças na composição de espécies nas assembléias de anuros de áreas em processo de recuperação (como modelo de topografias modificadas - ATM) e áreas não mineradas (como modelo de topografias antigas, não modificadas - ATNM)? (ii) existe diferença na riqueza de anfíbios anuros entre ATM e ATNM? Como os sistemas ecológicos em áreas de Cerrado apresentam uma grande imprevisibilidade climática, o que altera as condições de volume e hidropéριο dos ambientes de reprodução ano a ano (ROSSA-FERES; NOMURA 2006; SILVA et al. 2011), e muitas espécies de anuros apresentam fidelidade de sítio (SINSCH, 1990, 1991; HELS, 2002), nós esperamos que os ambientes com topografia modificada (ATM) apresentem menor riqueza e que as espécies não apresentem nenhum padrão de estruturação espacial, quando comparados aos locais (ou sítios) onde os ambientes de reprodução são mais antigos (ATNM). Para testar essas predições, inventariamos uma área de Cerrado modificada por um empreendimento de mineração em estágio inicial de recuperação da paisagem e comparamos o resultado deste inventariamento com uma segunda área, a qual a topografia não foi modificada. Nesse contexto, os objetivos deste estudo foram: (i) avaliar possíveis diferenças na composição de espécies em assembléias de anuros entre áreas de topografia modificada (ATM) e áreas de topografia não modificada (ATNM); (ii) comparar a riqueza de anuros entre ATM e ATNM

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Tabela 1. Localidades inventariadas na área de topografia modificada (ATM) e área de topografia não modificada (ATNM) na região de Niquelândia, Goiás, Brasil.

| | Latitude | Longitude | Tipo | Hidropéριο |
|----------|-------------|-------------|------|------------|
| ATM | | | | |
| sítio 1 | 14°07'49,1" | 48°20'41,3" | Poça | Permanente |
| sítio 2 | 14°07'50,4" | 48°20'36,6" | Poça | Permanente |
| sítio 3 | ? | ? | Poça | Permanente |
| sítio 4 | ? | ? | Poça | Permanente |
| sítio 5 | ? | ? | Poça | Permanente |
| sítio 6 | 14°08'56,0" | 48°20'35,6" | Poça | Permanente |
| sítio 7 | 14°08'45,5" | 48°20'43,0" | Poça | Permanente |
| sítio 8 | ? | ? | Poça | Permanente |
| sítio 9 | 14°12'10,1" | 48°22'33,7" | Poça | Permanente |
| sítio 10 | 14°11'39,3" | 48°22'11,8" | Poça | Permanente |
| sítio 11 | 14°11'41,3" | 48°22'04,1" | Poça | Temporária |
| sítio 12 | 14°07'48,8" | 48°21'38,8" | Poça | Temporária |
| sítio 13 | 14°09'32,9" | 48°20'26,2" | Poça | Temporária |

O estudo foi realizado no município de Niquelândia (14°09'34" S; 48°20'06" O), Estado de Goiás, Brasil, entre outubro de 2009 e março de 2010, em seis campanhas com 10 dias de duração cada. Os ambientes estudados estão localizados na região da Serra da Mesa, caracterizada por diversas unidades de embasamento cristalino, grande variedade de rochas do embasamento, com geração de topografias aplainadas e com elevados níveis de lateritas (GOIÁS, 2005).

Os solos das fitofisionomias presentes nas áreas amostradas diferem na concentração de níquel, cobalto, cromo e magnésio, característicos de solos do tipo serpentínicos. À medida que a concentração destes elementos aumenta, ocorre a substituição das formações florestais por savânicas e destas por formações campestres (BROOKS et al., 1990). A precipitação média anual é de 1400 mm, com a estação chuvosa estendendo-se entre outubro a abril, com temperatura e umidade relativa médias de 27°C e 77%, respectivamente, e a estação seca com duração entre maio e setembro, e temperatura e umidade relativa médias de 35°C e 51% respectivamente (SOUZA, 2003).

As áreas selecionadas para o estudo foram exploradas devido à alta concentração de minério de níquel, e se encontram agora na etapa de recuperação da cobertura vegetal e recomposição da topografia. A área foi explorada por aproximadamente 30 anos e a parte degradada está sendo reconstituída desde 2007, com a redução da exploração mineral. Nesta área, selecionamos 18 corpos d'água para a realização do inventariamento (área de topografia modificada – ATM, Tabela 1).

| | | | | |
|----------|-------------|-------------|--------|------------|
| sítio 14 | 14°08'58,6" | 48°21'23,8" | Poça | Temporária |
| sítio 15 | 14°08'51,8" | 48°20'34,1" | Poça | Temporária |
| sítio 16 | ? | ? | Riacho | Permanente |
| sítio 17 | ? | ? | Riacho | Permanente |
| sítio 18 | 14°08'36,7" | 48°20'51,7" | Poça | Permanente |
| ATMN | | | | |
| sítio 1 | 14°23'52,4" | 48°41'45,2" | Poça | Temporária |
| sítio 2 | 14°23'57,1" | 48°43'02,7" | Riacho | Permanente |
| sítio 3 | 14°26'02,3" | 48°42'23,2" | Riacho | Permanente |
| sítio 4 | ? | ? | Poça | Temporária |
| sítio 5 | 14°25'12,7" | 48°44'08,5" | Riacho | Permanente |
| sítio 6 | 14°20'51,5" | 48°45'18,0" | Poça | Permanente |
| sítio 7 | 14°26'52,3" | 48°43'07,9" | Poça | Permanente |

Adicionalmente, realizamos inventariamento em uma área de plantio de *Eucalyptus urophylla*, cuja madeira é utilizada como combustível no processamento do minério de níquel. Devido à natureza desta atividade, a quantidade de modificação da topografia é muito menor do que na área minerada, sendo basicamente restrita à substituição da cobertura florestal original pelo cultivo de eucalipto e correção do solo. Nesta localidade, selecionamos sete corpos d'água para o inventariamento (área de topografia não modificada – ATNM, Tabela 1), que estão inseridos em uma matriz de eucalipto estabelecida entre 1990 e 1997. Estes corpos d'água correspondem a riachos e lagoas ou poças permanentes localizadas em áreas de cerrado ou mata ciliar secundárias, próximas às áreas onde ocorre o plantio de *Eucalyptus urophylla*.

A exploração da madeira neste local tem um ciclo de aproximadamente 13 anos, com posterior replantio com clones de *Eucalyptus urophylla*. Desta maneira, a matriz circundante dos sítios amostrados na ATNM foi explorada pelo menos uma vez, com exceção dos sítios três e cinco, os quais ainda não foram explorados. Entretanto, a última modificação da matriz de *Eucalyptus urophylla* na ATNM ocorreu em 2003, e desde então não tiveram a topografia tão intensamente modificada quanto áreas minerárias.

Inventariamento

Todos os corpos d'água foram estudados pelo método de levantamento em sítio de reprodução (SCOTT; WOODWARD, 1994), percorrendo as margens dos ambientes selecionados em velocidade constante, para padronização do esforço amostral em função do tamanho do corpo d'água, entre 20:00h e 00:00h. A abundância dos indivíduos de cada espécie, em cada corpo d'água, foi estimada por encontro visual ou auditivo, com a

coleta de até dois indivíduos de cada espécie como material testemunho.

Para todas as análises, utilizamos a abundância relativa das espécies, considerando o total de registros em todas as campanhas de campo. Alguns autores sugerem que o uso do mês de maior registro de indivíduos pode reduzir o erro associado à superestimativa da abundância com relação à recontagem de indivíduos em amostragens sucessivas (GOTTSBERGER; GRUBER, 2004; CONTE; ROSSA-FERES, 2006). Entretanto, uma compilação de dados sobre estimativas de recaptura da literatura indica que o número de indivíduos que participam de mais de um evento reprodutivo por estação chuvosa pode variar muito entre as espécies, mas tende a ser menor do que o número de indivíduos presentes em um único evento de reprodução (*Dendropsophus bipunctatus* – 12,3% de recaptura, Wogel & Pombal 2007; *Pseudacris illinoensis* – 18,34% de recaptura, Tucker 1995; *Dermatonotus muelleri* – 32,2% de recaptura, Nomura 2003; *Pelobates fuscus* – 32,7% de recaptura, Hels 2002; *Hypsiboas albopunctatus* – 33% de recaptura, Santos 2008; *H. multifasciatus* – 33% de recaptura, Heming 2007; *Gastrophryne olivacea* – 33,5% de recaptura, Freiburg 1951; *Phyllomedusa rohdei* – 40% de recaptura, Wogel et al. 2006; *Hylodes dactylocinus* – 66,8% de recaptura, Narvaes & Rodrigues 2005; *Phyllomedusa azurea* – 67% de recaptura, Costa 2008). Com base nestas informações, a utilização da abundância total observada no período de estudo apresenta um erro menor quando comparado com a utilização do mês de maior registro de indivíduos como estimativa de abundância.

Os animais coletados foram anestesiados em solução de lidocaína e fixados em solução de formalina a 10% e, posteriormente conservados em álcool a 70%. Exemplos testemunhos foram

depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal de Goiás (ZUFG). Adicionalmente, construímos a curva de abundância relativa para as áreas de estudo, para compararmos a dominância entre cada taxocenose. Esta curva foi gerada plotando-se no eixo Y de um plano cartesiano o resultado da razão entre a abundância observada da espécie *i* pela abundância total entre todas as espécies registradas para ATM e ATNM, com as espécies organizadas em ordem decrescente no eixo X.

Curvas de rarefação e estimativa de riqueza

A riqueza de espécies observada está diretamente relacionada ao tamanho da amostra (LANDE et al. 2000) e tende a aumentar à medida que aumenta o tamanho da área amostrada (TOCHER et al. 1997, COLWELL et al. 2004). Como amostras de tamanhos desiguais muitas vezes podem não ser comparáveis, a riqueza entre os ambientes inventariados neste estudo foi comparada utilizando-se o método de rarefação, que plota a riqueza de espécies contra o tamanho da amostra (LANDE et al. 2000). Cada ponto amostral na curva de rarefação foi o resultado de 5.000 aleatorizações na matriz observada, apresentado juntamente com os intervalos de confiança a 95%. As curvas de rarefação para as áreas foram construídas utilizando-se o programa Estimates (COLWELL, 2004), segundo o método de rarefação por interpolação baseada na amostra (COLWELLET al. 2004).

A riqueza de espécies em uma localidade também depende do esforço de coleta utilizado (Santos 2003). Em qualquer inventariamento, o esforço de coleta raramente leva ao registro de todas as espécies em uma área. Assim, métodos de estimativa de riqueza são utilizados para se comparar áreas inventariadas pelo mesmo método, mas com esforço amostral distinto. Em nosso estudo, utilizamos o algoritmo de *Jackknife* (BURHAM; OVERTON 1979; HELLMAN; FOWLER 1999) para estimarmos e compararmos a riqueza de espécie estimada entre ATM e ATNM. Este é um método não-paramétrico, podendo ser aplicado a dados com diferentes distribuições de abundância e não necessitam necessariamente de que as coletas estejam divididas em classes amostrais (Santos 2003). O algoritmo de *Jackknife* também se mostrou melhor desempenho geral, sendo menos afetado por fatores externos em testes simulados em ambiente computacional e em testes com dados reais (BALTANÁS, 1992; PALMER, 1991; WALTHER; MORAND, 1998). Para a estimativa de riqueza baseada no

esforço utilizamos o programa Estimates (COLWELL, 2004).

Análise de co-ocorrência

Um dos possíveis efeitos da recolonização é que um grupo ecomorfológico (i.e., espécies arborícolas, terrícolas, semi-aquáticas ou fossoriais; EMERSON, 1976, NOMURA, 2008) de anfíbios possa ter vantagem sobre outros grupos morfofuncionais no novo tipo de topografia formado. Para testar se ocorre esta predominância, realizamos uma comparação no padrão de co-ocorrência de anuros entre os ambientes inventariados (uma matriz de dados binários – presença ou ausência – de espécies) com matrizes aleatórias, geradas pelo programa Ecosim, v. 7.0 (GOTELLI; ENTSMINGER, 2011), para cada conjunto de ambientes (ATM e ATNM) separadamente. Desta maneira, procuramos testar se a estrutura de cada comunidade (ATM e ATNM) é organizada de forma similar. Caso encontremos pares de espécies que tendam a co-ocorrer mais frequentemente do que o esperado ao acaso (valores de *C-score* significativamente menores do que os gerados pelo modelo nulo) podemos interpretar que estas espécies apresentam características morfofuncionais ou de história de vida que favorecem a ocupação dos ambientes onde co-ocorrem. Se os valores de *C-score* forem significativamente maiores, podemos interpretar que mecanismos de interação interespecíficos atuam na partilha dos novos ambientes, ou seja, espécies com características ecomorfológicas ou de história de vida similares tendem a promover a exclusão competitiva. Se ambas as comunidades (ATM e ATNM) estão estruturadas de forma similar, é provável que o mesmo processo ecológico esteja atuando nos dois tipos de ambientes modificados.

O modelo nulo foi construído aleatorizando-se a ocorrência das espécies entre os ambientes amostrados, assumindo que os ambientes são equiprováveis, i.e., a probabilidade de cada ambiente conter uma determinada espécie é a mesma. Este modelo representa uma comunidade simples, na qual o padrão de colonização de um dado ambiente ocorre de maneira independente da colonização de outros ambientes (GOTELLI; ENTSMINGER, 2011).

RESULTADOS

Composição de espécies

Foram registradas 34 espécies de anfíbios, distribuídas em sete famílias: Bufonidae, Cycloramphidae, Hylidae, Leiuperidae, Leptodactylidae, Microhylidae e Strabomantidae

(*sensu* Frost, 2010) (Tabela 2). Na ATM encontramos 28 espécies, sendo *Scinax fuscovarius* e *Dendropsophus soaresi* as mais abundantes e *Pseudopaludicola* sp. a menos abundante, enquanto

que na ATNM registamos 22 espécies, com *Dendropsophus cruzi* sendo a mais abundante e *Rhinella schneideri*, *Scinax centralis* e *Scinax fuscovarius* as menos abundantes.

Tabela 2. Espécies de anfíbios encontradas nas áreas de topografia modificada (ATM) e de topografia não modificada (ATNM). X = presente, - = ausente.

| TÁXON | ATM | ATNM |
|--|-----|------|
| AMPHIBIA | | |
| Anura | | |
| Bufonidae | | |
| <i>Rhinella schneideri</i> | X | X |
| Cycloramphidae | | |
| <i>Proceratophrys goianus</i> | X | X |
| Hylidae | | |
| <i>Dendropsophus cruzi</i> | X | X |
| <i>Dendropsophus minutus</i> | X | X |
| <i>Dendropsophus nanus</i> | X | |
| <i>Dendropsophus rubicundulus</i> | X | X |
| <i>Dendropsophus</i> aff. <i>melanargyreus</i> | X | X |
| <i>Hypsiboas albopunctatus</i> | X | X |
| <i>Hypsiboas lundii</i> | X | - |
| <i>Hypsiboas paranaiba</i> | X | - |
| <i>Hypsiboas raniceps</i> | X | - |
| <i>Phyllomedusa azurea</i> | X | X |
| <i>Scinax</i> aff. <i>similis</i> | X | - |
| <i>Scinax centralis</i> | - | X |
| <i>Scinax fuscovarius</i> | X | X |
| <i>Scinax fuscomarginatus</i> | X | X |
| <i>Trachycephalus typhonius</i> | - | X |
| Leiuperidae | | |
| <i>Eupemphix nattereri</i> | X | - |
| <i>Physalaemus centralis</i> | - | X |
| <i>Physalaemus cuvieri</i> | X | X |
| <i>Pseudopaludicola</i> sp. | X | - |
| Leptodactylidae | | |
| <i>Leptodactylus fuscus</i> | X | X |
| <i>Leptodactylus labyrinthicus</i> | X | - |
| <i>Leptodactylus leptodactyloides</i> | X | - |
| <i>Leptodactylus</i> gr. <i>marmoratus</i> | X | - |
| <i>Leptodactylus mystaceus</i> | X | X |
| <i>Leptodactylus mystacinus</i> | X | X |
| <i>Leptodactylus latrans</i> | X | X |
| <i>Leptodactylus syphax</i> | X | X |
| Microhylidae | | |
| <i>Chiasmocleis albopunctatus</i> | - | X |
| <i>Elachistocleis cesarii</i> | X | - |
| <i>Elachistocleis</i> sp. | - | X |
| Strabomantidae | | |
| <i>Barycholos ternetzi</i> | X | X |

Padrões de estrutura

As duas áreas, ATM e ATNM, diferiram quanto ao padrão de abundância entre as áreas nos

componentes dominância (inclinação das curvas) e riqueza (comprimento das curvas), sendo que a ATM apresenta menor inclinação e maior

comprimento do que ATNM (Kolmogorov-Smirnov test = 0,5517; $p < 0,001$, Figura 1). Ambas se ajustam ao padrão log-normal (ATNM: $X^2 = 3,776$; $p = 0,1514$ – ATM: $X^2 = 1,155$; $p = 0,6345$).

Entretanto, as curvas rarefeitas para a riqueza de espécies (Figura 2) e para a riqueza estimada (Figura 3) indicam que a diferença encontrada na riqueza observada não é significativa.

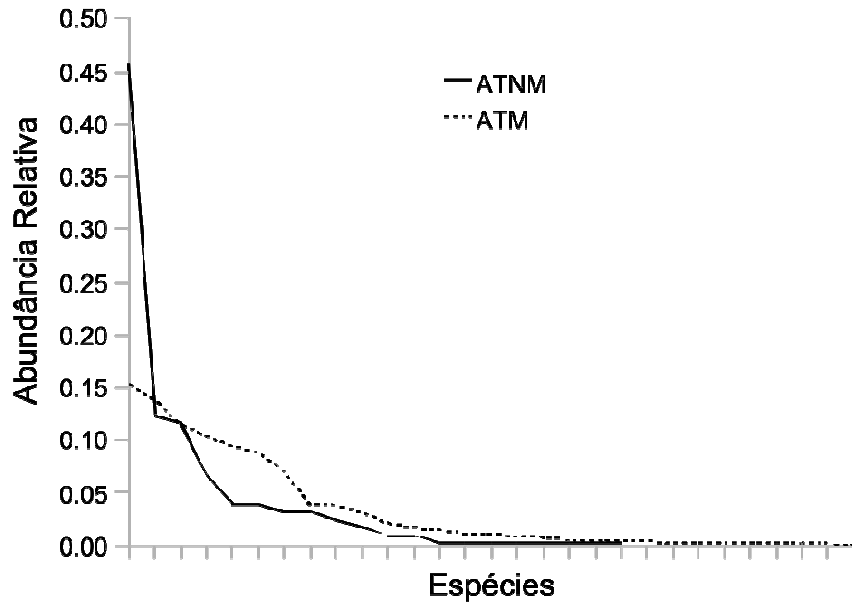


Figura 1. Curva de abundância relativa para a área de topografia modificada (ATM) e para a área de topografia não modificada (ATNM).

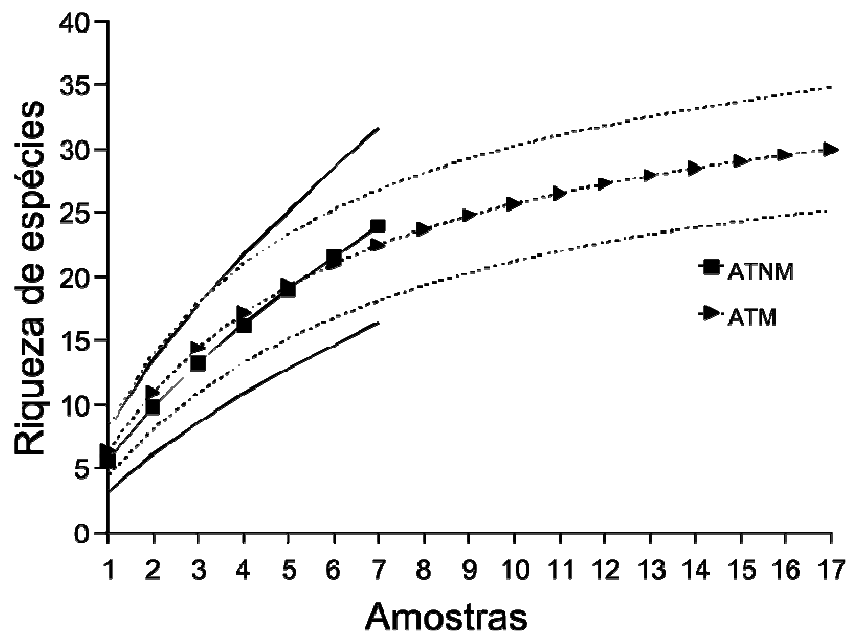


Figura 2. Curvas de rarefação por amostra da riqueza observada (Mao Tau) para as áreas de topografia modificada (ATM) e de topografia não modificada (ATNM). As linhas contínuas representam os limites superior e inferior do intervalo de confiança a 95% para a ATNM e as linhas tracejadas os limites superior e inferior do intervalo de confiança a 95% para a ATM.

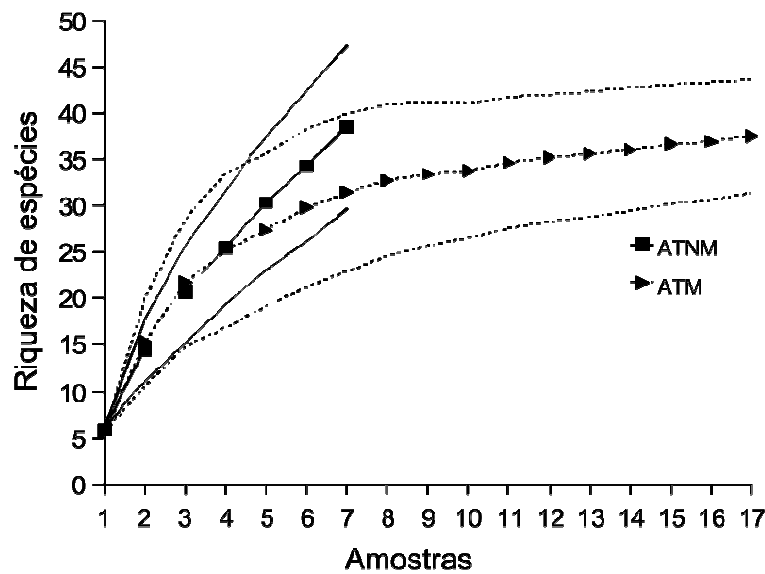


Figura 3. Riqueza estimada para as áreas de topografia modificada (ATM) e de topografia não modificada (ATNM), obtidas pelo índice de Jackknife1. As linhas contínuas representam os limites superior e inferior do intervalo de confiança a 95% para a ATNM e as linhas tracejadas os limites superior e inferior do intervalo de confiança a 95% para a ATM.

Padrões temporais e espaciais

O mês de outubro/2010 foi o mês que registramos o maior número de espécies (30), e apenas seis espécies foram registradas em todas as excursões (Tabela 3). Em comparação, março/2010 foi o mês onde registramos o menor número de espécies (15), e apenas seis espécies foram registradas em um único mês (Tabela 3). Para a ATM, o valor

observado para o índice *C-score* foi significativamente menor do que o esperado ao acaso ($C-score_{observado} = 5,88$; $C-score_{simulado} = 8,21 \pm 0,25$ DP; $p < 0,001$), enquanto que na ATNM, o valor observado não diferiu dos valores gerados pelo modelo nulo ($C-score_{observado} = 1,28$; $C-score_{simulado} = 1,30 \pm 0,08$ DP; $p > 0,05$).

Tabela3. Padrão de distribuição temporal da abundância para as espécies de anfíbios anuros encontrada em áreas de topografia modificada e não modificada na região de Niquelândia, GO. O (*) indica o registro de machos em atividade de forrageio ou deslocamento.

| | 2009 | | | 2010 | | |
|--|------|-----|-----|------|-----|-----|
| | Out | Nov | Dez | Jan | Fev | Mar |
| <i>Barycholos ternetzi</i> | 26 | 26 | 10 | 3 | 1 | 25 |
| <i>Chiasmocleis albopunctatus</i> | 1* | - | - | - | - | - |
| <i>Dendropsophus cruzi</i> | 45 | - | 92 | - | 6 | - |
| <i>Dendropsophus minutus</i> | 1 | 10 | 18 | 8 | 54 | 48 |
| <i>Dendropsophus nanus</i> | - | - | - | 50 | - | - |
| <i>Dendropsophus rubicundulus</i> | 11 | 50 | 1 | 50 | 5 | - |
| <i>Dendropsophus aff.melanargyreus</i> | 171 | 3 | 4 | 1 | - | - |
| <i>Elachistocleis cesarii</i> | 6 | 1 | 5 | 2 | - | - |
| <i>Elachistocleis sp.</i> | 12 | - | - | - | - | - |
| <i>Eupemphix nattereri</i> | 3 | - | - | - | - | - |
| <i>Hypsiboas albopunctatus</i> | 1 | 2 | 12 | 7 | 9 | 1 |
| <i>Hypsiboas lundii</i> | 1 | - | 1 | 1 | 9 | - |
| <i>Hypsiboas paranaiba</i> | - | 5 | - | - | - | - |
| <i>Hypsiboas raniceps</i> | 2 | 2 | - | 101 | 29 | 2 |
| <i>Leptodactylus mystaceus</i> | 3 | - | 6 | - | 2 | 2 |

| | | | | | | |
|---------------------------------------|----|----|----|----|----|----|
| <i>Leptodactylus mystacinus</i> | 2 | - | - | 1 | - | 1 |
| <i>Leptodactylus fuscus</i> | 31 | 9 | 1 | 1 | - | 5 |
| <i>Leptodactylus labyrinthicus</i> | 11 | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 |
| <i>Leptodactylus leptodactyloides</i> | 1 | - | - | 3 | - | - |
| <i>Leptodactylus gr. marmoratus</i> | 26 | 1 | - | 1 | 2 | 9 |
| <i>Leptodactylus latrans</i> | 8 | 1 | 3 | - | - | - |
| <i>Leptodactylus syphax</i> | 1 | 10 | 5 | 1 | - | 2 |
| <i>Phyllomedusa azurea</i> | 19 | 1 | 1 | 4 | 7 | 19 |
| <i>Physalaemus centralis</i> | 35 | 1 | 45 | - | - | - |
| <i>Physalaemus cuvieri</i> | 45 | 92 | - | 27 | 14 | 24 |
| <i>Proceratophrys goianus</i> | 2 | - | 1 | - | 2 | - |
| <i>Pseudopaludicola</i> sp. | - | - | - | 1 | - | - |
| <i>Rhinella schneideri</i> | 2 | 1 | 1 | 1 | - | - |
| <i>Scinax centralis</i> | 1 | - | - | - | - | - |
| <i>Scinax fuscovarius</i> | 32 | 51 | 2 | 96 | 11 | 12 |
| <i>Scinax fuscomarginatus</i> | 18 | - | 31 | - | 3 | 10 |
| <i>Scinax aff. similis</i> | 2 | - | - | 80 | 39 | 1 |
| <i>Trachycephalus typhonius</i> | 1* | - | 7 | - | - | - |
| Riqueza de espécies | 30 | 18 | 21 | 22 | 16 | 15 |

DISCUSSÃO

Composição de espécies

Neste estudo, encontramos 34 espécies de anuros, distribuídos em sete famílias. Em um estudo anterior conduzido na mesma área houve o registro de 29 espécies de anfíbios anuros, distribuídos em oito famílias (Odaet al. 2009). Comparado a este estudo anterior, não registramos apenas *Ameerega flavopicta* (Dendrobatidae), *Ischnocnema* sp. (Brachycephalidae), *Odontophrynus salvatori* e

Proceratophrys aff. *cristiceps* (Cycloramphidae), mas encontramos nove espécies (*Dendropsophus nanus*, *Dendropsophus rubicundulus*, *Scinax* aff. *similis*, *Scinax centralis*, *Trachycephalus typhonius*, *Eupemphix nattereri*, *Physalaemus centralis*, *Pseudopaludicola* sp. e *Elachistocleis* sp.) que não haviam sido registradas anteriormente. Desta maneira, consideramos um total de 38 espécies atualmente registradas para a área, uma das maiores riquezas de espécies de anuros para áreas de cerrado (Tabela 4).

Tabela 4. Riqueza de espécies de anfíbios anuros em algumas localidades de Cerrado.

| Localidade | Riqueza | Referência |
|----------------------------|---------|---|
| Santuário do Caraça, MG | 45 | Afonso & Eterovick, 2007; Canelas & Bertolucci 2007; Knopp&Etereovick2006 |
| Serra do Cipó, MG | 43 | Eterovick & Sazima 2004 |
| Anglo American/Codemin, GO | 38 | Presente estudo |
| FLONA Silvânia, GO | 29 | Bastos et al. 2003 |
| P.N. Serra da Canastra, MG | 29 | Haddad et al. 1988 |
| E.E. Itirapina, SP | 28 | Brasileiro et al. 2005 |
| E.E. Águas Emendadas, GO | 26 | Brandão & Araújo 1998 |
| E.E. Assis, SP | 19 | Bertolucci et al. 2007 |

Padrões de estrutura

Nossos dados não corroboraram nossas predições. Apesar do maior número de espécies registradas na ATM, essa diferença entre as áreas estudadas (ATM e ATNM) não é significativa. Tanto a riqueza rarefeita, quanto a riqueza estimada, apontam valores semelhantes entre as áreas estudadas. Esse resultado indica que a ATM suporta uma riqueza de espécies equivalente ao da ATNM.

Um dos principais efeitos da alteração topográfica na ATM é a presença de muitas depressões, resultantes de lavras minerárias esgotadas, que acumulam água. Na área estudada, a presença destes corpos d'água em áreas submetidas a programas ambientais obrigatórios, como a de recuperação de áreas degradadas, na qual ocorrem processos de recomposição da cobertura vegetal associada à reconformação topográfica (LEITE; NEVES, 2008),

origina um mosaico de ambientes associado à vegetação em diversos estágios de recuperação. Em consequência, a heterogeneidade da área e a oferta de ambientes adequados para a reprodução de anuros é aumentada de forma artificial. O efeito de corpos d'água artificiais na diversidade de espécies de anuros já é conhecida (e.g., HAZELL et al. 2001), mas este é o primeiro trabalho a detectar este efeito na riqueza de espécies de anuros em ambientes minerários artificiais. Adicionalmente, a maior oferta de corpos d'água artificiais pode ocasionar uma maior oportunidade de encontro destes novos ambientes reprodutivos pelos indivíduos de anuros durante o período reprodutivo.

Devido ao histórico de exploração da área e considerando que os programas de reconformação topográfica e revegetação foram iniciados em 2007, a assembleia de anuros apresentou uma rápida capacidade de colonização destas novas áreas. Diferenças na capacidade de dispersão entre as espécies de anuros (SINSCH 1991, NYSTRÖM et al., 2002) podem explicar as diferenças encontradas no componente de dominância entre as taxocenoses, afetando as oportunidades de encontros ou de reprodução dos indivíduos. Por exemplo, *D. cruzi*, que representou quase 50% dos indivíduos registrados na ATNM, também foi registrada na ATM, mas com uma abundância relativa bem menor e em menor número de ambientes (seis na ATNM e dois na ATM). Como *D. cruzi* é uma espécie de tamanho reduzido, o que limita a sua habilidade de dispersão, ambientes mais estáveis proporcionam uma maior oportunidade de estabelecimento em diferentes corpos d'água e aumento da população. Esta hipótese pode ser facilmente testada com a continuidade dos monitoramentos na área, onde esperamos que a população de *D. cruzi* atinja os mesmos patamares populacionais encontrados na ATNM.

Padrões espaciais e temporais

O padrão de co-ocorrência encontrado, associado à similaridade na riqueza de espécies entre as áreas, indica que em áreas recentemente alteradas, as espécies de anuros tendem a formar blocos de ocorrência de espécies, com alguns grupos de espécies co-ocorrendo mais do que o esperado ao acaso. Uma vez que ambientes propícios à reprodução tendem a ser limitante em áreas de cerrado (ROSSA-FERES; NOMURA 2006; SILVA et al., 2011), é provável que este padrão de co-ocorrência seja resultante de um aumentona partilha dos microambientes disponíveis nos sítios de reprodução, quando comparadas às áreas com topografias não modificadas. Este resultado é

especialmente importante se considerarmos que muitas espécies de anuros apresentam fidelidade de sítio (SINSCH, 1990, 1991; HELS, 2002). A fidelidade de sítio é considerada vantajosa, especialmente em locais onde a instabilidade climática aumenta a incerteza quanto às condições necessárias disponíveis para a reprodução. A reprodução da maioria dos anuros é dependente da água ou de ambientes úmidos, por isso é geralmente limitada à estação chuvosa (TOLEDO et al, 2003, PRADO et al., 2004, BRASILEIRO et al., 2005). Em áreas de Cerrado, a pronunciada estação seca altera as condições de volume e hidroperíodo dos ambientes de reprodução ano a ano. Ao retornar ao corpo d'água onde o acasalamento foi bem sucedido em tentativas anteriores, machos e fêmeas eliminam a necessidade de busca por sítio adequado (Sinsch 1988, 1990). Entretanto, o comportamento de fidelidade de sítio não impede que outros ambientes sejam utilizados, nos casos onde o indivíduo encontre, ao acaso, um ambiente adequado para a reprodução enquanto se desloca entre áreas de alimentação e reprodução (Sinsch 1988, 1990). Neste caso, quando ocupam novos ambientes, interações interespecíficas, mediadas pela capacidade de dispersão, devem atuar na partilha dos ambientes.

Existem diferenças na composição de espécies em assembleias de anuros entre ATM e ATNM, mas que as diferenças são resultantes do padrão de co-ocorrência das espécies, que interpretamos como sendo resultado de um efeito de recolonização da ATM e da oportunidade de encontro dos sítios reprodutivos dos indivíduos entre as duas áreas. A ocupação de novos ambientes para a reprodução pelas espécies de anuros não ocorre de forma uniforme, i.e., existe uma partilha destes novos ambientes mediadas por pelas características ecomorfológicas das espécies de anuros, quando comparamos com áreas com ambientes de reprodução mais antigos, tal qual evidenciadas pelos modelos nulos.

A riqueza de anfíbios anuros entre a ATM e a ATNM foi equivalente em nosso estudo. A disponibilidade de ambientes adequados à reprodução parece ser o principal fator limitante da riqueza de anuros em áreas de cerrado. Este resultado é similar ao encontrado para outras localidades com características similares (HAZELL et al., 2001). Apesar dos anuros serem recursos ecológicos importantes, atuando como conexões-chaves (*sensu* Pimm et al. 1991) nas teias tróficas os quais integram, e sensíveis a diversos fatores ambientais, tanto naturais quanto antropogênicos (LYNN; LINDLE 2002), da mesma maneira que

fatores naturais podem ter impactos negativos na diversidade de anuros (*e.g.* HEYER et al. 1988), fatores antropogênicos também podem gerar impactos positivos. A presença de corpos d'água artificiais com alta heterogeneidade estrutural, temporários ou permanentes, associados a fragmentos florestais em bom estado de conservação (HAZELL et al. 2001) são fatores que contribuem para a manutenção de uma alta diversidade de anfíbios na área, independente do histórico de modificação topológica.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos dois assessores anônimos pelas sugestões e leitura crítica do manuscrito. Ao F. R. Gonçalves pelo auxílio na coleta de dados. A Anglo American Brasil pelo acesso às áreas de estudo. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)/Centro de Pesquisa de Répteis e Anfíbios (RAN) pela licença de coleta e transporte concedida. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas concedidas a RPB (produtividade em pesquisa) e EBP (PIBIC). A Anglo American Brasil e Fundação de Apoio a Pesquisa da Universidade Federal de Goiás (FUNAPE/UFG) pelos auxílios financeiros.

ABSTRACT: One of the main threats affecting the Cerrado biome is the long-term use of environment resources by human activities. Brazilian current legislation requires the implementation of certain procedures to recover degraded areas. These procedures predict the study the ecological mechanisms associated to recolonization of disturbed areas. This study was undertaken to to evaluate possible differences in the composition of anuran species assemblies among areas of modified topography (ATM) and topography areas no modified (ATNM); and to compare the anuran richness between ATM and ATNMI. Despite the higher richness values recorded in modified topographic area (28 species) when compared to the unmodified area (22 species), no difference was found between these areas regarding the species richness values. However, both assemblages differed in the curves of relative abundance, especially regarding the pattern of the most abundant species. At local scale, the analysis showed that co-occurring species in the ATM co-occur less than expected by chance, indicating partition of environments for reproduction mediated by competitive interactions. The presence of artificial water bodies with high structural heterogeneity, associated with forest fragments in good condition are factors that contribute to maintaining a high diversity of amphibians in the area.

KEYWORDS: Null models. Co-occurrence analysis. Recolonization. Environmental impacts. Site fidelity

REFERÊNCIAS

AFONSO, L. G.; ETEROVICK, P. C. Spatial and temporal distribution of breeding anurans in streams in southeastern Brazil. *J. Nat. Hist., London*, v. 41, p. 949-963, 2007.

BALTANÁS, A. On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos, Leiden*, v. 65, p. 484-492, 1992.

BASTOS, R. P.; MOTTA, J. A. O.; LIMA, L. P.; GUIMARÃES, L. D. Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, estado de Goiás. Goiânia: FUNAPE, 2003.

BERTOLUCCI, J.; BRASSALOTI, R. A.; JÚNIOR, J. W. R.; VILELA, V. M. F. N.; SAWAKUCHI, H. O. Species composition and similarities among anuran assemblages of forests in southeastern Brazil. *Scientia, Recife*, v. 64, p. 364-374, 2007.

BRANDÃO, R. A.; ARAÚJO, A. F. B. A herpetofauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas. In: MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F.; GUIMARÃES, M. (eds.). Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas, História Natural e ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil Central. Brasília: SEMATEC/IEMA, 1998. p. 9-21.

BRASILEIRO, C. A.; SAWAYA, R. J.; KIEFER, M. C.; MARTINS, M. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotr., Campinas*, v. 5, n. 2, p. 1-17, 2005.

- BROOKS, R. R.; REEVES, R. D.; BAKER, A. J. M.; RIZZO, J. A.; DIAZ-FERREIRA, H. The Brazilian Serpentine Plant Expedition (BRASPEX), 1988. Natl. Geogr. Res., Gaithersburg, v. 6, n. 2, p. 205-219, 1990.
- BURHAM, K. P.; OVERTON, W. S. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animal. Ecology, Tempe, v. 60, p. 927-936, 1979.
- CANELAS, M. A. S.; BERTOLUCI, J. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. Iheringia Ser. Zool., Porto Alegre, v.97, p. 21-26, 2007.
- COLWELL, R. K.; MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. Ecology, Tempe, v. 85, n. 10, p. 2717-2727, 2004.
- COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species for samples. Version 7. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. 2004. Acessado em: 25 fev. 2011.
- CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool., Curitiba, v. 23, n. 1, p. 162-175, 2006.
- COSTA, T. B. Ecologia reprodutiva de *Phyllomedusa azurea* Cope, 1862 (Amphibia, Anura, Hylidae) no município de Cocalzinho de Goiás, Centro-oeste do Brasil. 2008. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008.
- DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. Biology of Amphibians. Toronto: McGraw-Hill Book Company, 1986.
- ETEROVICK, P. C.; SAZIMA, I. Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. Belo Horizonte: PUC/Minas, 2004.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. Science, Washington, v.309, p. 570-574, 2005.
- FREIBURG, R. E. An ecological study of the narrow-mouthed toad (*Microhyla*) in northeastern Kansas. T. Kansas Acad. Sciences, Lawrence, v. 54, p. 374-386, 1951.
- FROST, D. R. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.4 <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>. 2010. Acessado em: 08 abr. 2010.
- GOIÁS (Estado). Mapa Geomorfológico do Estado de Goiás: Relatório Final. Goiânia, 2005. p. 81.
- GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>. 2011. Acesso em: 28 fev. 2011.
- GOTTSBERGER, B.; GRUBER, E. Temporal partitioning of reproductive activity in a neotropical anuran community. J. Trop. Ecol., Cambridge, v.20, p. 271-280, 2004.
- HADDAD, C. F. B.; ANDRADE, G. V.; CARDOSO, A. J. Anfíbios anuros no Parque Nacional da Serrada da Canastra, Estado de Minas Gerais. Brasil Florestal, Brasília, v. 64, p. 9-20, 1998.
- HAZELL, D.; CUNNINGHAM, R.; LINDENMAYER, D.; MACKEY, B.; OSBORNE, W. Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. Biol. Conserv., Essex, v. 102, p. 155-169, 2001.

- HELLMAN, J. J.; FOWLER, G. W. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. *Ecol. Appl.*, Tempe, v. 9, p. 824-834, 1999.
- HELMS, T. Population dynamics in a Danish metapopulation of spadefoot toads *Pelobates fuscus*. *Ecography*, Copenhagen, v. 25, p. 303-313, 2002.
- HEMING, N. M. Ecologia reprodutiva de *Hypsioboas multifasciatus* (Gunther, 1859) (Anura, Hylidae) no Núcleo de Preservação Ambiental Bioparque Jaó, Goiânia GO. 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.
- HEYER, W. R.; RAND, A. S.; CRUZ, C. A. G.; PEIXOTO, O. L. Decimations, extinctions, and colonizations of frogs populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica*, Washington, v. 20, p. 230-235, 1988.
- KOPP, K.; ETEROVICK, P. C. Factors influencing spatial and temporal structure of frog assemblages at pond in southeastern Brazil. *J. Nat. Hist.*, London, v.40, p. 1813-1830, 2006.
- LANDE, R.; DEVRIES, P. J.; WALLA, T. R. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. *Oikos*, Copenhagen, v. 89, n. 3, p. 601-605, 2000.
- LEITE, F. A. S.; NEVES, M. P. Reflexões sobre fechamento de mina. *E-scientia*, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 1-14, 2008.
- LYNN, S. G.; LINDLE, C. The effect of anthropogenic habitat modification on habitat use by *Afranaangolensis* along the Dodwe River, Tanzania. *Afr. J. Herpetol.*, Durban North, v. 51, p. 69-73, 2002.
- NARVAES, P.; RODRIGUES, M. T. Visual communication, reproductive behavior, and home range of *Hylodes dactylocinus* (Anura, leptodactylidae). *Phyllomedusa*, Piracicaba, v. 4, p. 147-158, 2005.
- NOMURA, F. Ecologia reprodutiva e comportamento de forrageio e escavação de *Dermatonotus muelleri* (Boettger, 1885) (Anura, Microhylidae). 2003. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2003.
- NYSTRÖM, P.; BIRKEDAL, L.; DAHLBERG, C.; BRÖNMARK, C. The declining spadefoot toad *Pelobates fuscus*: calling site choice and conservation. *Ecography*, Copenhagen, v. 25, p. 488-498, 2002.
- ODA, F. H.; BASTOS, R. P.; LIMA, M. A. C. S. Taxocenose de anfíbios anuros no Cerrado do Alto Tocantins, Niquelândia, Estado de Goiás: diversidade, distribuição local e sazonalidade. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 9, n. 4, p. 219-232, 2009.
- PALMER, M. W. Estimating species richness: the second-order jackknife reconsidered. *Ecology*, Tempe, v. 72, p. 1512-1513, 1991.
- PIMM, S. L.; LAWTON, J. H.; COHEN, J. E. Food web patterns and their consequences. *Nature*, London, v. 350, p. 669-674, 1991.
- PRADO, C. P. A.; UETANABARO, M.; HADDAD, C. F. B. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-Reptilia*, Leiden, v.26, p. 1-11, 2004.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann Bot-London*, London, v.80, p. 223-230, 1997.

- ROSSA-FERES, D. C.; NOMURA, F. Morphological characterization and taxonomic key for tadpoles (Amphibia: Anura) from northwestern region of São Paulo state, Brazil. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 6, n. 1, p. 1-26, 2006.
- SANTOS, A. J. Estimativa de riqueza em espécies. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (eds.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Editora UFPR, 2003. p. 19-41.
- SANTOS, M. P. Ecologia reprodutiva de *Hypsiboas albopunctatus* (Spix 1824) (Anura, Hylidae), no município de Cocalzinho de Goiás, leste do estado de Goiás. 2008. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Curso de Pós Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008.
- SCOTT JR., N.; WOODWARD, B. D. 1994. Surveys at breeding sites. In: HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; McDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. S. (eds.). Measuring and Monitoring Biological Diversity - Standard Methods for Amphibians. Washington: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 118-125.
- SILVA, F. R.; GIBBS, J. P.; ROSSA-FERES, D. C. Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands*, v. 31, p. 1079-1087, 2011.
- SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservation of Brazilian Amphibians. *Conserv. Biol.*, Essex, v. 19, n. 3, p. 653-658, 2005.
- SINSCH, U. 1988. Seasonal Changes in the Migratory Behavior of the Toad *Bufo bufo*: Direction and Magnitude of Movements. *Oecologia*, Berlin, v. 76, p. 390-398, 1988.
- SINSCH, U. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethol. Ecol. Evol.*, Firenze, v. 2, p. 65-79, 1990.
- SINSCH, U. The orientation behaviour of amphibians. *Herpetol. J.*, London, v. 1, p. 541-544, 1991.
- SOUZA, D. R. História da Codemin. Goiânia: Editora Terra, 2003.
- TOCHER, M. D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B. L. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JR, R. O. (eds.). Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 124-137.
- TOLEDO, L. F.; ZINA, J.; HADDAD, C. F. B. Distribuição Espacial e Temporal de uma Comunidade de Anfíbios Anuros do Município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. *HolosEnvr.*, Rio Claro, v. 3, p. 136-149, 2003.
- TUCKER, J. K. Early post-transformational growth in the Illinois chorus frog (*Pseudacris streckeri illinoensis*). *J. Herpetol.*, Athens, v. 29, p. 314-316, 1995.
- WELLS, K. D. The Ecology and Behavior of Amphibians. Chicago: University of Chicago, 2007.
- WOGEL, H.; ABRUNHOSA, P. S.; POMBAL, J. P. Chorus organization of the leaf-frog *Phyllomedusa rohdei* (Anura, Hylidae). *Herpetol. J.*, London, v. 16, p. 21-27, 2006.
- WOGEL, H.; POMBAL, J. P. Comportamento reprodutivo e seleção sexual em *Dendropsophus bipunctatus* (Spix, 1824) (Anura, Hylidae). *Pap. Avulsos Zool.*, São Paulo, v. 47, p. 165-174, 2007