



TULASSY DEVI RICO SANDOVAL

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE UMA TAXOCENOSE DE SERPENTES SOB INFLUÊNCIA DO
RESERVATÓRIO DA HIDRELÉTRICA BARRA GRANDE, SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
Em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade
Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à
Obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biologia e Comportamento Animal – Ecologia Animal

Orientadora: Prof. Dra. Laura Verrastro Vinas
Coorientador: Dr. Rafael Lucchesi Balestrin

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PORTO ALEGRE
2015

**ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE UMA TAXOCENOSE DE SERPENTES SOB INFLUÊNCIA DO
RESERVATÓRIO DA HIDRELÉTRICA BARRA GRANDE, SUL DO BRASIL**

TULASSY DEVI RICO SANDOVAL

Aprovada em 15 de Julho de 2015.

Dr. Roberto Baptista de Oliveira

Seção de Zoologia de Vertebrados/Herpetologia

(MCN/FZBRS)-Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul

Dr. Dante Pavan

UEMA-Universidade Estadual do Maranhão, cesc.

Dr. Márcio Borges Martins

Laboratório de Herpetologia – Departamento de Zoologia

UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ao instituto de Biociências e a Capes, pela bolsa concebida durante estes dois anos e pelas múltiplas experiências e conhecimentos adquiridos neste tempo.

Agradecer especialmente aos meus orientadores Laura Verrastro e Rafael Balestrin, pelo apoio, pelo tempo dedicado na realização deste trabalho, e mais do que isso, pela amizade construída nestes anos, pelos ensinamentos que vão do português até o grande amor e paixão que significa a Herpetologia, assim como muitas experiências para a vida mesma.

A minha família, as mulheres de meu coração minha avó, mãe, irmãs, sobrinha e meu avô (sin ustedes no estaría donde estoy, los amo, gracias por el apoyo incondicional, la confianza y el amor).

A Jhon Gomez, por seu amor, apoio, sua confiança e motivação para continuar e não desistir diante de obstáculos, obrigado por tudo, por estes anos mágicos a teu lado, eu te amo.

A profe Maria João, pela sua colaboração e orientação, sempre grata pela ajuda, pelas boas ideias e soluções, assim como sempre estar disposta a ajudar-me.

Ao pessoal da FZB, Moema, Lu, Paty, Cassia, Flavio e Beto pelo tempo e bons momentos compartilhados dentro e fora da fundação, muito obrigada.

A Martin, Adri, Lize, Leti e os muitos amigos da especialização importantes neste caminho.

Aos meus amigos e companheiros do laboratório de Herpetologia, pelos muitos momentos compartilhados, saídas de campo, disciplinas e até feriados que criaram um lugar especial no meu coração e muitas boas lembranças. As muitas mulheres do lab, amigas queridas Raissa, Nathi, Lidi, Cami, Cássia, Mila, Thay, Mi, Juliá, Ju, Deboras, Mari, Valen, Rê Perez e Rê Cardozo, Lau, manu e a todas, assim como a o professor Marcio, Diego, Matheus, Ezequiel, Alexis e Rodri são todos muito especiais. Devo agradecer aos meus amigos de sala por suportar as muitas perguntas e duvidas constantes, pela companhia, ajuda e os bons momentos a Diego, Renata e Tobias.

“Muchas gracias a todos, Porto Alegre me trajo grandes amigos para la vida, el amor de mi vida y muchas experiencias nuevas, un grande amor y gusto por la herpetología, gracias”.

Sumário

Introdução Geral	1
Objetivo geral	4
Objetivos específicos.....	4
ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE UMA TAXOCENOSE DE SERPENTES SOB INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO DA HIDRELÉTRICA BARRA GRANDE SUL DO BRASIL	5
Resumo.....	5
Abstract	6
Introdução.....	7
Material e métodos.....	9
Área de estudo	9
Coleta de dados.....	12
Dados primários	12
Registros de Coleção	14
Análise dos Dados	15
Resultados.....	16
Riqueza, diversidade e composição	16
Métodos de amostragem.....	25
Dados biométricos	26
Estrutura etária e sexual	27
Reprodução	29
Dieta	32
Discussão.....	34
Riqueza, diversidade e composição	34
Métodos de amostragem.....	36
Estrutura etária e sexual	37
Reprodução	38
Dieta	39
Considerações finais-	41
Referências bibliográficas	43
Anexos.....	1

Introdução Geral

A história natural brinda informação importante sobre os organismos desde diferentes perspectivas, que contribuem na compreensão de seu comportamento, evolução, adaptações e ajuda na conservação de muitas espécies (Green 1986). Por outro lado, permite conhecer o organismo, a relação que têm com seu entorno e com as outras espécies com as quais coexiste dentro de uma comunidade (Hartmann et al. 2009).

Estudos de taxocenoses reúnem conjuntos de espécies pertencentes a uma mesma linhagem. Possibilitando a ampliação das informações e o conhecimento sobre como os diversos fatores ecológicos ou filogenéticos atuam em relação às diversas espécies que a conformam. Também fornecem dados sobre a estruturação e composição das taxocenoses, assim como a resposta das espécies a diversos fatores que interagem com elas (Cadle & Greene 1993).

O grupo das aves foi o precursor dos estudos em taxocenoses, o qual permitiu o desenvolvimento de hipóteses na área (Pianka 1986) que possibilitou a aplicação destas aos outros grupos de vertebrados como as serpentes, onde nas últimas décadas, em algumas regiões, foram desenvolvidos diversos estudos sobre taxocenoses. Grande parte dos estudos com taxocenoses de serpentes foram desenvolvidos em áreas tropicais da Austrália e regiões temperadas da América do Norte (Shine 1977, Seigel & Collins 1993). Por outro lado, apesar do aumento no número de estudos na região neotropical especificamente, o registro de novas espécies apresentou também um incremento nas últimas décadas, sendo um indicador de que ainda faltam estudos em diversas regiões (Souza 2002).

Alguns dos assuntos abordados pelos estudos de taxocenoses herpetológicas concentram-se principalmente nos fatores que influenciam sua estruturação, como, por exemplo, a competição (Inger & Colwell 1977, Vitt & Vangilder 1983, Pianka 1986, Vitt 1987), predação (Connel 1975), atividade, reprodução, morfologia e uso do substrato (Duellman 1989, 1990, Cadle e Greene 1993), variações sazonais de temperatura (Di-Bernardo et al. 1997, Marques 1998), disponibilidade de chuvas (Martins 1994) assim com distúrbios físicos (Krebs 2001), e fatores históricos, como a biogeografia e filogenia (Cadle & Greene 1993, Martins 1994, Marques 1998). Estes estudos permitem fazer uma aproximação da história natural destas taxocenoses e espécies em particular, assim como deixam evidências de que ainda se têm um amplo desconhecimento nesta área.

Dentro da herpetofauna Brasileira, não são desenvolvidos diversos estudos que contemplam a taxocenoses de diversas áreas, as quais consideram os diferentes tipos de biomas, ressaltando que dentro deles o mais representativo é a Floresta Amazônica (Cunha & Nascimento 1978, Zimmermann & Rodrigues 1990, Martins 1994, Martins & Oliveira 1998, Santos-Costa 2003, Bernarde & Abe 2006). Outros estudos registram-se no Cerrado: (Pavan 2007, Sawaya et al. 2008, Dal Vechio et al. 2013); Caatinga: (Vitt & Vangilder 1983); Pantanal: (Strüssmann & Sazima 1993, Strüssmann 2003); Mata Atlântica: (Marques 1998, 2001, Marques & Sazima 2004, Zanella & Cecchin 2006, Hartmann et al. 2009); e Mata de Araucária: (Morato 1995, Deiques et al. 2009, Di-Bernardo et al. 1997).

Dentro da floresta Amazônica existem trabalhos centrados em serpentes de mata na região de Manaus e Rondônia (Martins & Oliveira 1998, Bernarde & Abe 2006) identificando nas espécies um agrupamento baseado no uso de habitat, dieta e período de atividade, o qual indica que os hábitos são um componente importante para estruturar uma taxocenose. No cerrado se descreve uma alta influencia da biogeografia sobre a conformação das taxocenoses, onde este bioma apresenta uma alta coesão no grupo das serpentes que pode ser evidenciado no alto numero de endemismos que foi registrado (Sawaya et al. 2008). Loebmann & Haddad (2010), em um estudo realizado na caatinga, descrevem uma falta de conhecimento da herpetofauna neste bioma, registrando uma ampla riqueza dentro do grupo dos repteis e um elevado número de espécies consideradas raras e com distribuição restrita a áreas abertas e de altitude.

Para a Mata Atlântica no sul do Brasil destaca-se o trabalho feito por Cechin (1999) na área da depressão central, assim como para o planalto médio do RS, (Zanella & Cecchin 2006). Nesses estudos, os autores identificam uma maior riqueza e menor dominância para área de campo em comparação à áreas de floresta.

No litoral norte do Estado de São Paulo Hartmann et al. (2009) apresentam um estudo entre duas taxocenoses de serpentes uma no litoral (Núcleo Picinguaba) e outra em região de altitude (Núcleo Santa Virgínia), dentro do Parque Estadual da Serra do Mar. Onde 26 e 27 espécies foram registradas respectivamente, com uma maior abundância dos viperídeos nas duas áreas, assim como se descreve uma influencia maior da variação atitudinal em relação ao fator distância entre as duas áreas amostradas na estruturação desta taxocenose. Dentro dos remanescentes de mata atlântica em outros estados se encontram trabalhos como o de Condez et al. (2009) os quais elaboram um levantamento nos remanescentes de Mata Atlântica no Planalto Atlântico de São Paulo, registrando 46 espécies de serpentes distribuídas em três famílias. Para o estado de Minas Gerais em uma porção da Mata Atlântica no Município de Viçosa (Costa et al. 2010), registram 36 espécies de serpentes com uma alta representação da família Dipsadidae, sendo a espécie mais abundante *Bothrops jararaca*. No Município de Ritópolis, MG Foram registradas 18 espécies de serpentes, contidas em quatro famílias e 10 espécies (Sousa et al. 2010). Vieira et al. (2008) estudam um fragmento de Floresta Atlântica no estado da Paraíba, obtendo um total de 16 espécies de serpentes reportando ausência do gênero *Bothrops* na área de estudo.

Para o Planalto das Araucárias, área de interesse do presente estudo, encontrasse o trabalho feito por Morato (1995) o qual analisa a composição e o padrão de distribuição das serpentes registradas na Floresta de Araucária (43 espécies) e ecossistemas associados. Registrando uma alta similaridade na composição ofiofaunistica entre a Floresta Atlântica e a Floresta de Araucária. Deiques et al. (2007) realizaram um estudo por quatro anos no Parque Nacional de Aparados da Serra (PNAS) para os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, registrando nesse período 22 espécies de serpentes, com uma alta representação da família Dipsadidae; finalmente, Di-Bernardo et al. (2007) apresentaram um análises comparativo de uma taxocenose de serpentes do Planalto das Araucárias com taxocenoses estudadas na Depressão Central, Planalto Médio e Litoral Norte do Rio Grande do Sul. Considerando que a floresta de araucária é a segunda maior formação vegetal do sul do Brasil, pode presumir-se que ainda se

tem um amplo desconhecimento da Herpetofauna e suas relações neste tipo de formação especificamente para o estado de Santa Catarina.

Os resultados e análises dos trabalhos anteriormente mencionados, nos oferecem informações importantes de aspectos biológicos, ecológicos e outros componentes que interveem na estrutura das taxocenoses, e nos permite fazer uma aproximação e aplicação a outras taxocenoses assim como uma melhor compreensão das espécies que as compõem. No entanto, em várias regiões do país muitas taxocenoses animais e especificamente de serpentes estão sendo influenciadas pelos desenvolvimentos de empreendimentos hidrelétricos que podem estar gerando fortes impactos sobre esta fauna.

No cerrado, na bacia do rio Tocantins, Pavan (2007) avalia os impactos por empreendimentos hidroelétricos na herpetofauna. Evidenciando que, a perda e fragmentação do habitat afeta profundamente as espécies com distribuição restrita, assim como as taxocenoses da margem dos rios, sendo necessário um maior esforço amostral do que é implementado normalmente para poder caracterizar a herpetofauna de uma área.

Neste contexto, para o estado de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, no Planalto das Araucárias, foi constituída a Usina Hidrelétrica (UHE) Barra Grande, cuja área de abrangência, direta e indireta, foi monitorado nas duas fases de pré e pós-enchimento. A empresa Bourscheid S.A.- Engenharia e meio Ambiente desenvolveu desde 2002 a 2005 o estudo de Monitoramento da Fauna Pré-enchimento do Reservatório em quatro áreas afetadas direta ou indiretamente pelo empreendimento. A Universidade Federal do Rio Grande do Sul, através do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências, desenvolveu o trabalho de Monitoramento da Fauna Pós-Enchimento desde maio de 2006 até março de 2010. Nas duas fases foram aplicadas as mesmas metodologias, esforços e áreas de interesse, visando estabelecer parâmetros de comparação entre os dois períodos. Foram registradas 23 espécies de serpentes na fase de pré-enchimento e 34 espécies na fase de pós-enchimento, com registro de algumas espécies raras, ameaçadas de extinção e associadas exclusivamente às Matas de Araucária (Di-Bernardo et al. 2007). Ao longo de, aproximadamente, oito anos de monitoramento entre as fases de pré-enchimento e pós-enchimento criou-se um banco de dados robusto (observações de campo e material testemunho) que abrange informações pertinentes para a caracterização da herpetofauna local em vários aspectos de sua ecologia e história natural.

Nessa perspectiva, considerando a ausência de dados sobre a taxocenoses de serpentes do Planalto das Araucárias no estado de Santa Catarina, associado a grande disponibilidade de dados armazenados ao longo de oito anos de monitoramento de fauna do Reservatório da UHE Barra Grande, o presente estudo pretende conhecer e descrever essa taxocenoses de serpentes em relação à sua riqueza e abundância, período de atividade, uso do ambiente, dieta e reprodução, avaliando a influencia da implantação da hidroelétrica na ofiofauna e dessa forma aportar para o conhecimento e compreensão das interações da taxocenose nesse ecossistema.

Objetivo geral

Determinar a estrutura e composição da taxocenose de serpentes que ocorrem no Planalto das Araucárias, identificando os aspectos de sua história natural, baseado nos registros obtidos ao longo dos anos de monitoramento da Fauna Silvestre do Reservatório de Barra Grande.

Objetivos específicos

Caracterizar a taxocenose quanto á sua riqueza, abundância relativa, dieta e reprodução das espécies de serpentes do Planalto das Araucárias.

Avaliar a possível influencia do reservatório da UHE Barra Grande sobre a taxocenose de serpentes registrada na área do Planalto das Araucárias.

Realizar uma análise comparativa da taxocenose e dos padrões registrados no Monitoramento do Reservatório da UHE Barra Grande com os trabalhos realizados na floresta com araucária.

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE UMA TAXOCENOSE DE SERPENTES SOB INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO DA HIDRELÉTRICA BARRA GRANDE SUL DO BRASIL

Tulassy Rico Sandoval¹; Laura Verrastro Vinas²; Rafael Lucchesi Balestrin³
Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Biologia Animal.

¹Tulassydevi@gmail.com; ²lauraver@ufrgs.br; ³rlbalestrin@gmail.com

Resumo

Na implementação de empreendimento hidroelétrico no rio Pelotas, foi iniciado o programa de monitoramento de fauna do reservatório da UHE Barra Grande, o qual foi dividido em dois períodos: (1) Monitoramento na fase de pré-enchimento do reservatório, entre os anos de 2002 e 2005. (2) Monitoramento na fase de pós-enchimento realizado entre os anos de 2006 e 2010. Para tal, foram selecionadas quatro áreas de interesse, denominadas Área Controle Três (AC3), Área Destino Dois (AD2), Área Destino Seis (AD6) e Área Destino Oito (AD8), onde a exceção da AD6 que está localizada no estado do Rio Grande do Sul, município de Bom Jesus, todas as demais estão localizadas no estado de Santa Catarina nos Municípios de Campo Belo do Sul (AD2 e AC3) e Anita Garibaldi (AD8). Durante o processo de monitoramento os métodos de amostragem da herpetofauna foram padronizados nos diferentes momentos de pré e pós-enchimento aplicando-se especificamente, para a fauna de serpentes: censo de visualização, armadilhas de interceptação e queda e registros ocasionais. Durante os oito anos de estudos na UHE Barra Grande foram coletados 334 indivíduos de 31 espécies de serpentes pertencentes a cinco famílias, Dipsadidae (75%), Viperidae (19%), Colubridae (3%), Elapidae (2%) e Leptotyphlopidae (1%), correspondendo 114 indivíduos ao pré-enchimento e 221 ao pós-enchimento. As espécies mais abundantes na UHE Barra Grande foram *Bothrops jararaca* (15%), *Oxyrhopus rhombifer* (11%), *Helicops infrataeniatus* (10%) e *Erythrolamprus poecilogyrus* (10%), com diferenciação na abundância de cada uma das espécies entre os dois períodos, observando também uma maior riqueza no pós-enchimento. A ANOSIM indicou uma similaridade baixa ($R= 0,32$) entre a estrutura da taxocenose entre os dois períodos, confirmando pela análise de SIMPER que as espécies mencionadas anteriormente foram responsáveis por 54% da diferenciação entre o pré e pós-enchimento, de forma que espécies de floresta tem maior dominância no pré-enchimento e espécies associadas a áreas abertas ao pós-enchimento. Evidencia-se uma reprodução sazonal com maiores picos de atividade nos meses de maior temperatura (entre outubro e março), demonstrando diferenças na maturidade das espécies analisadas, de forma que se observou 52% de adultos no pré-enchimento e 39% no pós-enchimento, com maiores tamanhos dos folículos vitelogênicos e testículos para o pré-enchimento. Em razão da dieta, observou-se um baixo registro de indivíduos com conteúdo estomacal, sendo os roedores o item alimentar de maior ocorrência no pré-enchimento e os anfíbios no período do pós-enchimento.

Abstract

When the Barra Grande Hydroelectric Powerplant was built, it was initiated the Fauna Monitoring Program that was divided into two periods: (1) Monitoring of the reservoir prior to the filling, between 2002 and 2005; and (2) Monitoring of the reservoir after to the filling, between 2006 and 2010. To carry out this monitoring, four areas of interest were selected and denominated Control Area Three (AC3), Destin Area Two (AD2), Destin Area Six (AD6), and Destin Area Eight (AD8). With the exception of AD6, which is located at the municipality of Bom Jesus, State of Rio Grande do Sul, all other areas are located at the State of Santa Catarina, at the municipalities of Campo Belo do Sul (AD2 and AC3) and Anita Garibaldi (AD8). During the monitoring process the sampling methods for herpetofauna were standardized on both periods (prior and after the reservoir filling). Specifically for snakes it was applied: transects, pitfall traps and occasional records. During the eight years of study at the Barra Grande Hydroelectric Powerplant 334 individuals belonging to five families, Dipsadidae (75%), Viperidae (19%), Colubridae (3%), Elapidae (2%) and Leptotyphlopidae (1%), were collected. From those, 114 individuals were collect prior and 221 were collected after the filling. The most abundant species were *Bothrops jararaca* (15%), *Oxyrhopus rhombifer* (11%), *Helicops infrataeniatus* (10%) and *Erythrolamprus poecilogyrus* (10%). There was a difference in the abundance of each species between the two study periods, and the largest richness was observed after the filling. The Analysis of Similarities (ANOSIM) indicated low similarity ($R=0.32$) of the taxocenosis structure of both periods, and the Similarity Percentages (SIMPER) confirmed that the species mentioned above were responsible for 54% of the difference between both study periods. It is noted that forest species have greater dominance in the pre-filling and species associated with open areas to post-filling. A seasonal reproduction became evident, with highest activity peaks in the months of higher temperature (October-March), demonstrating differences in maturity of the species analyzed; on the pre-filling period 52% of individuals captured were adults, while on the post-filling, there were only 39% of adults, with larger vitellogenic follicles and testis recorded pre-filling. Regarding the diet, a low number of individuals with stomach content was recorded, and rodents were the most frequent food item in the pre-filling and amphibians in the post-filling period.

Introdução

Grande parte dos estudos com taxocenoses de serpentes encontram-se concentrados em áreas tropicais da Austrália e regiões temperadas da América do Norte (Shine 1977, Seigel & Collins 1993). Porém nas últimas décadas, registrou-se um crescimento no número de estudos acerca de este tema na região neotropical e no Brasil. O Brasil abrange sete biomas dentro de seu território, com alta diversidade e heterogeneidade de ambientes. Até hoje, desenvolveram-se diversos estudos que procuram ampliar o conhecimento das espécies que ocorrem nestas áreas, assim como suas interações e relações com os habitats nos quais as taxocenoses se encontram inseridas, componentes ecológicos e históricos assim como com os fatores abióticos que caracterizam cada região (Martins 1994, Marques 1998; Di-Bernardo et al. 2007). Alguns dos principais estudos no Brasil abrangem os diferentes biomas como no Cerrado (Pavan 2007, Sawaya et al. 2008, Dal Vechio et al. 2013), na Caatinga: (Vitt & Vangilder 1983); no Pampa (Cechin 1999); no Pantanal (Strüssmann & Sazima 1993, Strüssmann 2003); na Floresta Amazônica (Cunha & Nascimento 1978, Zimmermann & Rodrigues 1990, Martins 1994, Martins & Oliveira 1998, Santos-Costa 2003, Bernarde & Abe 2006) na Mata Atlântica (Marques 1998, Marques & Sazima 2004, Zanella & Cecchin 2006, Hartmann et al. 2009) e no Planalto das Araucárias (Morato 1995, Deiques 2009, Di-Bernardo et al. 2007).

Dentro do bioma Mata Atlântica no sul do Brasil, se encontra o Planalto das Araucárias que apresenta amplas formações campestres (1374000 ha nos estados de RS e SC) intercaladas por uma ampla cobertura florestal (Boldrini 2009). A floresta com Araucária chamada cientificamente de Floresta Ombrófila Mista, se caracteriza pela presença do Pinheiro Brasileiro (*Araucaria angustifolia*) que é uma das espécies mais antigas da flora brasileira. Esta formação ocupava cerca de um 40% do estado do Paraná, 30% do estado de Santa Catarina (SC) e 25% do estado do Rio Grande do Sul (RS) (MMA 2002). A Floresta Ombrófila Mista constitui a principal tipologia florestal no estado de SC e a maior porção de florestas no RS, atualmente representada por menos de um quarto da sua cobertura vegetal original (12,84%), historicamente dominada por fisionomias agrícolas (53%) e um alto grau de homogeneização antrópica (62,81%)(Cordeiro & Hasenack 2009).

No estado do Rio Grande do Sul a maior porção remanescente destas florestas encontra-se ao norte do estado, em especial ao longo da calha do Rio Pelotas, na fronteira com o estado de Santa Catarina, onde esta fitofisionomia constitui a principal tipologia vegetal (Prochnow 2005, Cordeiro & Hasenack 2009). Apesar do alto grau de devastação, o Planalto das Araucárias abriga uma ampla biodiversidade de anfíbios e répteis (Deiques 2009, Di-Bernardo et al. 2007).

A partir de meados da década de 1950, o Brasil passou por um processo de industrialização bastante acelerado, sendo necessários grandes investimentos em infraestrutura básica para auxiliar o crescimento da indústria nacional e o crescimento populacional. De forma que foram implantados grandes projetos hidrelétricos (UHE e PCHs) e linhas de transmissão em longas distâncias, que permitiram atender as demandas energéticas (Santos 2007). Atualmente a energia consumida surge essencialmente da fonte hidráulica (62%), mas também conta com fontes importantes como a termelétrica, eólica e fotovoltaica. Atualmente, o país possui um total de 4.373 empreendimentos em operação, perfazendo 136.879.897 kW de potência

instaladas, dos quais 1175 correspondem a usinas hidroelétricas em operação e 223 em construção (ANEEL 2015).

Os projetos do setor elétrico são empreendimentos complexos, que envolvem aspectos socioeconômicos, políticos e ambientais, que são afetados em diferentes graus. Razão pela qual, se não implementado requisitos para a avaliação de impactos e para o licenciamento de obras com impacto no ambiente, como os estudos de Impacto Ambiental (EIA), Relatório de Impacto Ambiental (Rima) e monitoramentos a curto e longo prazo, que ainda apresentam grandes dificuldades conceituais e empíricas, como a avaliação dos reais impactos previstos e as ações mitigadoras para um determinado empreendimento, assim como a ausência de um consenso metodológico para avaliação dos impactos gerados. Evidenciando a importância e permanente atenção que deve se prestar a este tema, para obter resultados mais promissores com a implantação dos projetos hidrelétricos e outros empreendimentos (Santos 2007, Pavan 2007).

A implantação de hidroelétricas no Brasil, assim como a caça, a exploração agropecuária, a extração vegetal, a urbanização e a construção de infraestruturas para transporte e saneamento, foram identificadas como alguns dos principais fatores antrópicos pelos quais se gera a devastação das florestas nativas, as quais acompanham o processo de crescimento populacional (Fiszom et al. 2003). Barramentos dos rios tem desencadeado um grande processo de fragmentação, gerando diferentes modificações no ambiente e nas características naturais dos cursos de água, assim como nas comunidades biológicas (Gaeta et al. 2003).

Os anfíbios e répteis são considerados modelos ideais para estudos sobre o efeito da fragmentação, devido a sua baixa mobilidade, requerimentos fisiológicos e especificidade de habitat, porém com poucos estudos acerca deste tema. Destes estudos, identificou-se na Austrália numa população de lagartos da espécie *Gnypetoscincus queenslandiae* um alto grau de endemismo em fragmentos florestais (Cunninham & Moritz 1998). Na Suécia uma população da serpente *Vipera berus* apresentou menores tamanhos nas ninhadas, maior número de filhotes deformados e proles inviáveis assim como uma maior similaridade genética entre os indivíduos de uma população isolada pela fragmentação do habitat (Madsen et al. 1996). Na Costa Rica num estudo sobre uma taxocenose de anfíbios e lagartos identificou-se variação na composição em relação ao tamanho do fragmento, aumento na abundância de algumas espécies mais tolerantes ao processo de fragmentação como o anfíbio *Pristimantis ridense*, assim como o pouco registro de espécies mais sensíveis, ressaltando a importância de manter a conectividade entre os pequenos fragmentos (Bell & Donnelly 2006). Em São Paulo (Brasil) registrou-se para uma taxocenose de anfíbios uma maior riqueza em áreas fragmentadas em relação a áreas contínuas, maior número de registro de espécies generalistas em áreas fragmentadas, assim como uma composição semelhante entre elas (Brusgagin et al. 2014). No Planalto Atlântico de São Paulo, identificou-se que espécies florestais e endêmicas regionais são mais afetadas pelos efeitos da fragmentação florestal (Condez et al. 2009).

No Cerrado, Pavan (2007) identificou os impactos sob a herpetofauna pela implantação da Usina Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães (UHE LEM), de forma que as espécies com maior impacto pelo empreendimento foram as que apresentavam distribuição restrita ou em habitats exclusivos que foram inundados, assim como um grande efeito da fragmentação no

habitat causada pelo reservatório, interrompendo a continuidade dos habitats que foram alagados.

No vale do Rio Pelotas, que divide os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, foi implementada a Usina Hidrelétrica (UHE) Barra Grande. A qual conta com um reservatório de 94 km² e uma barragem principal com 190 m de altura e 665 m de comprimento. Para a sua construção foi subtraído 2077 ha de matas primárias, 2158 ha de vegetação em estágio avançado de regeneração, 2415 ha em estágios médios e iniciais de regeneração, assim como 1100 ha de campos naturais, o que representa no total de, aproximadamente, 8140 ha (Prochnow 2005). Em função da escassez de estudos que apontem a influência de empreendimentos hidrelétricos bem como a diversidade de serpentes na floresta com araucária e os possíveis impactos sob a fauna pela perda de habitat, o presente estudo tem como objetivo avaliar a estrutura e composição de uma taxocenose de serpentes sob a influência da Usina Hidroelétrica Barra Grande, com base na compilação de oito anos de amostragem dentro do programa de monitoramento de fauna terrestre, sendo que os quatro primeiros anos corresponderam ao período do pré-enchimento (2002 a 2005) e os últimos quatro anos ao pós-enchimento (2006 a 2010).

Material e métodos

Área de estudo

A UHE Barra Grande (-27.776667 Lat, -51.189727 Long) está localizada no vale do Rio Pelotas, divisa de Santa Catarina (SC) com Rio Grande do Sul (RS) (Figura 1). Seu reservatório abrange uma área com 94 km² a qual abarca parcialmente terras dentro dos municípios de Anita Garibaldi, Cerro Negro, Campo Belo do Sul, Capão Alto e Lages, no estado de Santa Catarina; e Pinhal da Serra, Esmeralda, Vacaria e Bom Jesus, no estado do Rio Grande do Sul (BAESA 2009).

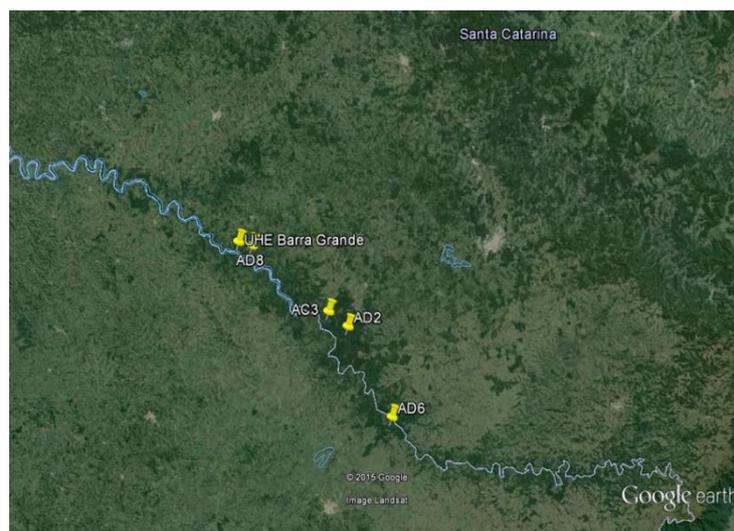


Figura 1. Área de estudo e localização dos pontos amostrados

O Planalto das Araucárias apresenta altitudes que variam em média de 600 a 800 m, podendo, em alguns lugares, ultrapassar os 1000 m, inseridos nas partes mais altas das montanhas do Sul. Caracteriza-se pela presença de florestas com *Araucaria angustifolia* (Pinheiro do Brasil ou Araucária), sendo esta a espécie mais representativa, atingindo uma altura de até 38 m. As espécies arbóreo-arbustivas revelam uma alta heterogeneidade florística, sendo as famílias Myrtaceae (98 espécies), Fabaceae (51), Lauraceae (44), Melastomataceae (35) e Solanaceae (32) as mais representativas na área (45%) (Jarenkow & Budke 2009). Dentro das 583 espécies vegetais descritas para todo o Planalto das Araucárias, 16 espécies apresentam uma constância relativa superior a 80%. Algumas das mais representativas são *Araucaria angustifolia*, *Prunus myrtifolia* (97,4%), *Matayba elaeagnoides* (92,1%) e *Sebastiania commersoniana* (89%) (Jarenkow & Budke 2009).

O Planalto das Araucárias está inserida sob domínio do clima Cfb de Köppen, o qual se caracteriza por um clima temperado e úmido, com precipitações bem distribuídas ao longo do ano, variando em média entre 1500 a 1700 mm anualmente. As temperaturas variam de 30°C, no verão, até alguns graus negativos no inverno, sendo frequente a formação de geada. A temperatura média anual varia entre 14 e 16°C, sendo que a temperatura mais baixa se registra no mês de julho e em janeiro a mais alta. (Almeida 2009, Backes 1999, Maluf 2000).

Para os estudos de monitoramento ambiental da fauna terrestre foram selecionadas quatro áreas ao longo do reservatório constituído pelo barramento do Rio Pelotas. Sendo três áreas de destino (ADs) dos animais resgatados no processo pré-construção da UHE Barra Grande (Trabalho de Resgate de Fauna), e uma área controle (AC) para a qual não foram destinados animais resgatados. Desta forma, as áreas escolhidas foram denominadas: área controle três (AC3), área destino dois (AD2), área destino seis (AD6) e área destino oito (AD8) (Figura 2). Estas áreas foram selecionadas a partir de dez áreas analisadas nos estudos de impacto ambiental (EIA) através de critérios e características da paisagem, ecológicas e sistemáticas.

A AC3 (-27.990159 Lat, -50.903174 Long) possui 115751 ha e está localizada no município de Campo Belo do Sul, Santa Catarina, na porção superior do vale do Rio Pelotas, em altitudes que variam entre 700 m e 950 m. Nas bordas da mata, encontram-se árvores baixas e arbustos como *Schinus polygamus* (assobiadeira), *Escallonia bifida* (canudo-de-pito), *Baccharis spp.* (vassouras). Na porção mais baixa da AC3 ocorre a Floresta Estacional Decidua, estando mais restrita à encosta e vales, mesclada com espécies da Floresta com Araucária. Na localização respeito ao barramento se situa como a segunda área mais próxima, a qual se constituiu como área controle, que não recebeu animais provenientes do salvamento de fauna (Figura 2a)

A área AD2 (-28.035870 Lat, -50.841428 Long) está localizada nas encostas do vale do Rio Pelotas, na Fazenda Gateados, no município de Campo Belo do Sul, Santa Catarina. O relevo fortemente ondulado com altitudes que variam entre 650 e 800 m. A área AD2 possui uma das mais exuberantes florestas, no contato Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidua, porém as espécies da Floresta Ombrófila Mista apresentam frequência decrescente quando em cotas mais baixas. A submata muitas vezes é tomada por *Merostachys multiramea* (taquaruçu) (Figura 2b).

A área AD6 (-28.295769Lat, -50.714440 Long) está localizada no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul. Apresenta altitudes entre 700 e 1000 m, possuindo campos e matas distribuídos de forma mais ou menos equânime, com os campos (Estepe Gramíneo-Lenhosa) nas porções mais altas e planas, os quais podem ser baixos ou altos, estando os primeiros, geralmente, submetidos à pastagem intensiva. Enquanto as matas (Floresta Ombrófila Mista) distribuem-se nas encostas e vales, em especial do Rio Santana. A AD6 é a área que congrega a maior quantidade de corpos d'água (naturais e artificiais), sendo esta a área mais distal de influência do empreendimento (Figura 2c).

A área AD8 (-27.790466 Lat, -51.145160 Long) possui 549,69 ha, estando localizada no vale do Rio Pelotas, entre altitudes de 650 e 800 m, na porção mais oeste entre todas as áreas de monitoramento. Um aspecto que se destaca das demais áreas é o relevo mais ondulado e a baixa ocorrência de ambientes aquáticos (banhados, lagoas, etc). Atualmente, ocorre um mosaico de fragmentos florestais em diferentes estágios sucessionais (capoeiras e capoeirões), mesclados a áreas agrícolas, áreas de pecuária e de extensas áreas de silvicultura de Pinus. É a área mais próxima do barramento, onde um terço de esta sofreu supressão vegetal (Figura 2d).



Figura 2. Áreas amostradas na UHE Barra Grande: a. Área controle três AC3, b. Área destino dois (AD2), c. Área destino seis (AD6), d. Área destino oito (AD8).

Coleta de dados

Dados primários

O inventariamento ocorreu em dois períodos. Entre os anos 2002-2005 (pré-enchimento)(Figura 3a) E entre os anos 2006-2010 (Pós-enchimento) (Figura 3b), sendo que no ano 2005 entrou em operação à hidroelétrica. Foram realizadas campanhas sazonais, uma vez a cada três meses em cada área. Empregando três métodos para levantamento de dados: Censo de Visualização, Armadilhas de Interceptação e Queda e Registros Ocasionais. Os mesmos foram implementados nas quatro áreas amostradas (AC3, AD2, AD6 e D8),



Figura 3. a. Área da UHE Barra Grande no período do pré-enchimento (2002-2005), b. Área da Usina Hidroelétrica Barra grande, período do pós-enchimento (2006-2010).

Censo de visualização - VES (Visual Encounter Survey adaptado de Heyer et al.1994)

Para este método foram constituídas 16 transecções, cada uma com aproximadamente 300 m de comprimento, em cada área amostral (AC3, AD2, AD6 e AD8) onde dois coletores as percorriam lentamente a procura de animais visualmente ativos em ambos lados da trilha vasculhando ambientes propícios como abrigos utilizados pelas serpentes, tais como troncos, pedras, folhiço e tocas. A seleção das transecções contemplou a maior diversidade de habitats disponíveis nas áreas amostradas, estando oito transecções em áreas abertas e oito transecções em florestas (Figura 4). Cada transecção foi vasculhada uma vez por campanha de dia e noite, de forma aleatoria. Em cada campanha foram realizadas quatro transecções por dia com duas horas de duração em cada fração amostral (campo e floresta), totalizando oito horas/dia em cada área amostral, totalizando 32 horas por área por estação. Ressalta-se ainda, que as buscas foram realizadas em diferentes horários do dia e à noite, levando-se em consideração o fato de existirem espécies com diferentes turnos de atividade.



Figura 4. Censo de visualização – VES nos diferentes ambientes amostrados.

Armadilhas de Intercepção e Queda (AIQ) (Pitfall Traps with Drift Fences, adaptado de Cechin & Martins 2000)

As armadilhas de queda são linhas de armadilhas, as quais consistiram de baldes (pitfalls) enterrados no chão e interligados através de cercas guias (drift-fences) (Corn 1994). Em cada uma das quatro áreas monitoradas, foram utilizadas duas séries de 60 armadilhas nas unidades amostrais. Estas armadilhas foram instaladas na maior diversidade de micro habitats possíveis, cada armadilha esteve composta por quatro baldes com capacidade de 20 L, com disposição radial (em forma de “Y”), formando um ângulo de 120°C entre as cercas-guia. Cada cerca-guia possui três metros de comprimento e 45 cm de altura acima do nível do solo, o que confere a cada armadilha uma área total de 9,46 m². Durante as campanhas as armadilhas permaneceram abertas durante cinco dias, totalizando 480 horas/baldes/dia em cada uma das áreas. As armadilhas foram revisadas uma vez por dia, no primeiro período da manhã (9:00h) (

Figura 5).

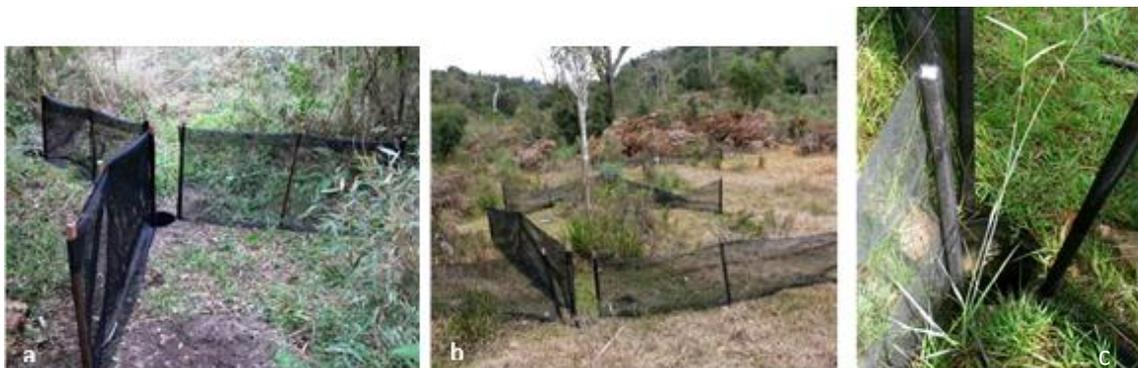


Figura 5 a. Armadilhas de Intercepção e Queda (AIQ) instaladas na área AC3 com disposição

radial, b. Armadilhas de Intercepção e Queda na área AD8 evidenciando as cercas guias e a disposição radial de duas armadilhas, c. Pitfall central.

Registros ocasionais (RO)

Os registros ocasionais foram considerados como dados fornecidos por moradores próximos; espécimes encontrados mortos (atropelamentos ou por outra causa) com incerteza de localização correta; ou qualquer registro impossível de ser enquadrado nos métodos anteriores descritos foram considerados ocasionais.

Variáveis abióticas

Os dados de variáveis ambientais (temperatura máxima, temperatura mínima, temperatura média, umidade relativa do ar, precipitação e velocidade do vento) foram obtidos nos registros diários da estação meteorológica localizada no Município de Joaquim, SC código INMET A815 (BDMEP-INMET), (-28.300008 Lat, -49.930007 Long) entre os anos amostrados (2002 a 2010).

Registros de Coleção

Alguns exemplares testemunhos ou exemplares que despertavam algum interesse por serem raros e/ou objeto de estudo, foram coletados e tombados em coleções científicas. Desta forma os indivíduos coletados no pré-enchimento foram depositados no Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do RS (MCN) e no pós-enchimento na coleção científica do laboratório de Herpetologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Das serpentes depositadas em coleção, foram registrados os seguintes dados biométricos: comprimento rostro-cloacal (CRC), comprimento da cauda (CC), comprimento cabeça (CCab), Largura cabeça (LCab) e massa (M). As medições foram realizadas com paquímetros de precisão 0,1 mm e/ou fita milimétrica. A massa foi obtida com utilização de dinamômetros portáteis Pesola[®]. Para o registro da massa foi retirado o conteúdo estomacal e o excesso de formol. O habito de cada uma das espécies foi determinado através de revisões bibliográficas e em caso de incongruências entre autores foram levados em consideração características morfológicas e a dieta para obter-se um consenso do habito da espécie em questão.

A dieta foi avaliada através da dissecação e análise do conteúdo encontrado no tubo digestivo (estômago), dos espécimes coletados na área de estudo e tombados nas coleções científicas. Este conteúdo foi identificado até o menor nível taxonômico possível, assim como a posição em que foi ingerido (anteroposterior, póstero-anterior ou indeterminada) e o número de itens alimentares. Os conteúdos alimentares encontrados foram preservados em frascos contendo álcool 70%, recebendo o mesmo número de coleção do exemplar examinado e posteriormente tombado nas coleções de origem dos exemplares.

Foram empregadas as seguintes referências bibliográficas da descrição da dieta de cada uma das espécies, para comparação e análises dos conteúdos encontrados nos estômagos. *Atractus reticulatus* (Balestrin et al. 2007), *Boiruna maculata* (Pinto & Lema 2002), *Bothrops alternatus* (Di-Bernardo 1998, Cechin 1999), *Bothrops jararaca* (Sazima 1989, 1992, Sazima &

Haddad 1992), *Chironius bicarinatus* (Sazima & Haddad 1992, Marques & Sazima 2004, Guimarães 2007), *Crotalus durissus* (Tozetti 2006, Condez et al 2009, França et al 2008), *Echinanthera cyanopleura* (Di-Bernardo 1998, Zanella & Cechin 2010), *Erythrolamprus jaegeri* (Frota 2005), *Erythrolamprus miliaris* (Borges-Martins et al 2007), *Erythrolamprus poecilogyrus* (Maciel 2001), *Helicops infrataeniatus* (Borges-Martins et al 2007, Aguiar & Di-Bernardo 2004), *Micrurus altirostris* (Aguiar 2008), *Oxyrhopus clathratus* (Marques et al 2001, Marques & Sazima 2004), *Oxyrhopus rhombifer* (Maschio et al. 2003), *Paraphimophis rustica* (Pinto & Lema 2002), *Philodryas aestiva* (França et al 2008), *Philodryas arnaldoi* (Deiques 2009), *Philodryas offersii* (França et al 2008, Condez et al 2009), *Philodryas patagoniensis* (Lopez & Giraud, 2008), *Taeniophallus affinis* (Condez et al 2009), *Taeniophallus occipitalis* (França et al 2008), *Tantilla melanocephala* (Marques & Puerto 1998), *Thamnodynastes hypoconia* (França et al 2008), *Thamnodynastes strigatus* (Ruffato et al 2003), *Tomodon dorsatus* (Bizerra et al 2005), *Xenodon merremii* (Borges-Martins et al 2007), *Xenodon neuwiedii* (Condez et al 2009).

O status reprodutivo de cada exemplar foi determinado por meio do exame das gônadas. No caso dos machos, foram considerados maduros quando apresentaram canais deferentes enovelados e opacos (Shine 1988); assim como fêmeas maduras quando apresentaram folículos vitelogênicos secundários (diâmetro igual ou superior a 10 mm ou o tamanho dos folículos vitelogênicos já descrito na literatura, como acontece para as espécies *Atractus reticulatus* = 6 mm (Balestrin & Di-bernardo 2005), *Tantilla melanocephala*, *Thamnodynastes hypoconia*, *Thamnodynastes strigatus*, *Tomodon dorsatus* = 5 mm (Santos-Costa et al. 2006, Marques & Puerto 1998, Bellini et al. 2013, Bizerra et al. 2005), ovos ou embriões no oviduto. Através da correlação do *status* reprodutivo das estruturas sexuais com o período do ano, buscou-se estimar o período reprodutivo das espécies desta taxocenose.

Análise dos Dados

Foi estimada a riqueza, abundância e composição das espécies com base em todos os registros obtidos ao longo dos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório da UHE Barra Grande. A abundância relativa foi obtida dividindo-se o número de indivíduos coletados por cada espécie pelo número total de indivíduos capturados. Para estimar a riqueza foram utilizados estimadores não paramétricos *Jackknife* de primer e segundo ordem os quais demonstraram maior congruência com os resultados observados (Gotelli & Colwell 2011, González-Oreja et al. 2010).

Para comparar a riqueza entre os dois períodos amostrais (pré-enchimento e pós-enchimento) e verificar a abrangência das amostragens, foram calculadas a curva de suficiência amostral. Para estes análises foi utilizado o programa EstimateS win910 (Colwell 2013).

Os possíveis efeitos das estações, os períodos de amostragem (pré-enchimento e pós-enchimento) e a proporção de singletons foram testados por análise de variância (ANOVA), assim como pelo teste de Tukey HSD. A dominância (índice de Simpson) e a diversidade (índice de Shannon) foram testadas por teste t., calculados no software R.

A composição foi avaliada através da análise multivariada CCA (Análise de Correspondência Canônica). De forma que foi analisada a relação entre a abundância das espécies e as variáveis ambientais em cada período amostrado (pré-enchimento e pós-enchimento) ao longo dos oito

anos de amostragem na UHE Barra Grande, a fim de avaliar as diferenças na composição da taxocenose em cada um destes momentos. Para esta análise as abundâncias foram transformadas em Log1p (logaritmo natural da abundância + 1 para manter a ausência como zero) para reduzir a importância de observações com valores muito elevados, assim como estabilizar suas variâncias e as variáveis ambientais foram transformadas em logaritmo natural para que seus valores sejam comparáveis, normalizar as variáveis e estabilizar a variância (Borcard et al. 2011). Estas análises foram realizadas no software R.

Análises de similaridade (ANOSIM) foram utilizadas para comparar as amostras entre os dois períodos (pré e pós-enchimento), assim como entre as estações registradas. A análise de SIMPER foi utilizada para avaliar a contribuição de cada uma das espécies na diferenciação entre os dois períodos. Considerando a transformação das abundâncias descritas anteriormente. Estas análises foram realizadas com o software PAST 3.05. (Hammer et al. 2001).

Dados biométricos

As medidas de comprimento rostro-cloacal (CRC e mm) e a massa corpórea-M (g) foram comparadas entre os dois períodos por meio de teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, considerando como significativo um p-valor menor que 0,05. Estas comparações foram realizadas para espécies com presença nos dois períodos.

Reprodução

Para análises comparativas entre os tamanhos dos folículos vitelogênicos e dos testículos nos dois períodos, foram calculados os Resíduos destes, dividendo o tamanho do folículo pelo CRC (comprimento rostro-cloacal) de cada indivíduo analisado, obtendo o resíduo isolado para cada um destes, a fim de evitar a influencia dos tamanhos das diferentes espécies amostradas na taxocenoses.

Dieta

Foi calculada a porcentagem percentual de ocorrência de cada item alimentar (número de estômagos contendo o item alimentar, dividido pelo total de estômagos) x 100.

Resultados

Riqueza, diversidade e composição

Durante os oito anos de estudos na UHE Barra Grande foram coletados 335 indivíduos de 31 espécies de serpentes pertencentes a cinco famílias, Dipsadidae (75%), Viperidae (19%), Colubridae (3%), Elapidae (2%) e Leptotyphlopidae (1%) (Tabela 1). Estes resultados foram o produto de um esforço de captura total nas transecções de 7424 horas/homem, e nas armadilhas de queda de 278400 horas/balde no total das 29 campanhas e das quatro áreas. Do total observado, no pré-enchimento foram registrados 114 indivíduos de 22 espécies, pertencentes a quatro famílias (Dipsadidae (58%), Viperidae (37%), Elapidae (4%) e Colubridae

(2%) e no pós-enchimento 221 indivíduos de 30 espécies e cinco famílias (Dipsadidae (84%), Viperidae (10%), Colubridae (4%), Elapidae (1%) e Leptotyphlopidae (1%)). É importante ressaltar que no período do pré-enchimento ocorreram 16 nascimentos em cativeiro de fêmeas capturadas da espécie *Bothrops jararaca* que não foram considerados nos resultados.

Tabela 1. Espécies coletadas na área de influência da UHE Barra Grande no período de 2002-2010, abundância e riqueza. Pré (período pré-enchimento – 2002-2005), Pós (período pós-enchimento – 2006-2010), N = número de exemplares coletados, Fr – frequência

Espécie	Pré	Pós	N	Fr
Colubridae				
<i>Chironius bicarinatus</i> (Wied, 1820)	2	3	5	1%
<i>Tantilla melanocephala</i> (Linnaeus, 1758)	0	6	6	2%
Dipsadidae				
<i>Atractus reticulatus</i> (Boulenger, 1885)	2	7	9	3%
<i>Echinanthera cyanopleura</i> (Cope, 1885)	2	16	18	5%
<i>Taeniophallus affinis</i> (Günther, 1858)	2	2	4	1%
<i>Taeniophallus occipitalis</i> (Jan, 1863)	0	5	5	1%
<i>Phalotris reticulatus</i> (Peters, 1860)	0	6	6	2%
<i>Helicops infrataeniatus</i> (Jan, 1865)	5	28	33	10%
<i>Philodryas aestiva</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	3	6	9	3%
<i>Philodryas arnaldoi</i> (Amaral, 1933)	0	2	2	1%
<i>Philodryas olfersii</i> (Liechtenstein, 1823)	3	0	3	1%
<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1858)	10	10	20	6%
<i>Boiruna maculata</i> (Boulenger, 1896)	2	5	7	2%
<i>Oxyrhopus clathratus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854	1	2	3	1%
<i>Oxyrhopus rhombifer</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854	2	34	36	11%
<i>Paraphimophis rustica</i> (Cope, 1878)	0	5	5	1%
<i>Pseudoboa haasi</i> (Boettger, 1905)	0	2	2	1%
<i>Thamnodynastes hypoconia</i> (Cope, 1860)	0	2	2	1%
<i>Thamnodynastes strigatus</i> (Günther, 1858)	1	1	2	1%
<i>Tomodon dorsatus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854	4	2	6	2%
<i>Erythrolamprus jaegeri</i> (Günther, 1858)	1	1	2	1%
<i>Erythrolamprus miliaris</i> (Linnaeus, 1758)	5	5	10	3%
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i> (Wied, 1825)	5	27	32	10%
<i>Xenodon merremii</i> (Wagler in Spix, 1824)	10	11	21	6%
<i>Xenodon neuwiedii</i> Günther, 1863	8	7	15	4%
Elapidae				
<i>Micrurus altirostris</i> (Cope, 1859)	4	2	6	2%
Leptotyphlopidae				
<i>Epictia munoai</i> (Orejas-Miranda, 1961)	0	2	2	1%
Viperidae				
<i>Bothrops alternatus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854	4	2	6	2%
<i>Bothrops cotiara</i> (Gomes, 1913)	0	2	2	1%
<i>Bothrops jararaca</i> (Wied, 1824)	34	16	50	15%
<i>Crotalus durissus</i> (Laurenti, 1768)	4	2	6	2%
Abundância	114	221	335	100%
Riqueza (sp.)	22	30	31	

As espécies mais abundantes na UHE Barra Grande foram *Bothrops jararaca* (15%), *Oxyrhopus rhombifer* (11%), *Helicops infrataeniatus* (10%) e *Erythrolamprus poecilogyrus* (10%),

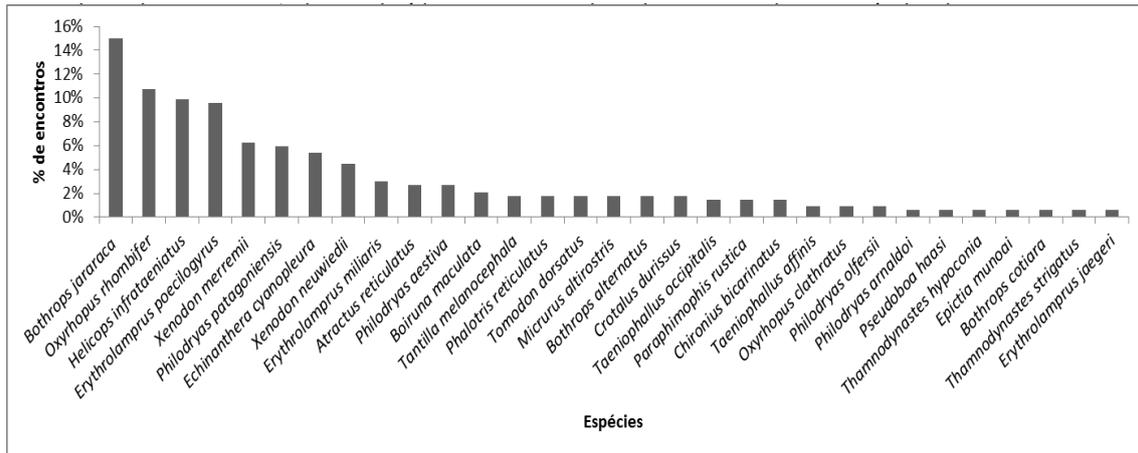


Figura 6). Considerando apenas os resultados obtidos no período de pré-enchimento, as espécies mais abundantes foram *Bothrops jararaca* (30%), *Philodryas patagoniensis* (9%) e *Xenodon merremii* (9%) representando 48% do total de indivíduos amostrados neste período. No pós-enchimento as espécies mais abundantes foram *Oxyrhopus rhombifer* (15%), *Helicops infrataeniatus* (13%) e *Erythrolamprus poecilogyrus* (12%), representando 40% do total de espécimes amostrados neste período (Erro! Fonte de referência não encontrada. Erro! Fonte de referência não encontrada.). Ressaltando que no pós-enchimento, apresentou-se no mês de janeiro do ano 2007 um dia que foram coletados 12 indivíduos de *Helicops infrataeniatus* que contribuiu ao alto número de indivíduos amostrados neste período.

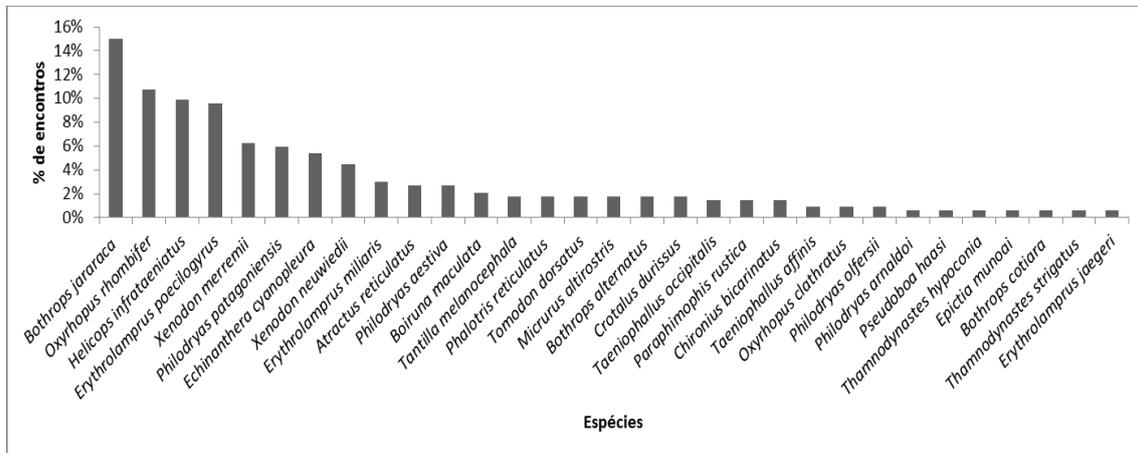


Figura 6. Abundância relativa de espécies na UHE Barra Grande (pré e pós-enchimento), indicando no eixo x as 31 espécies amostradas e no eixo y a porcentagem de indivíduos amostrados.

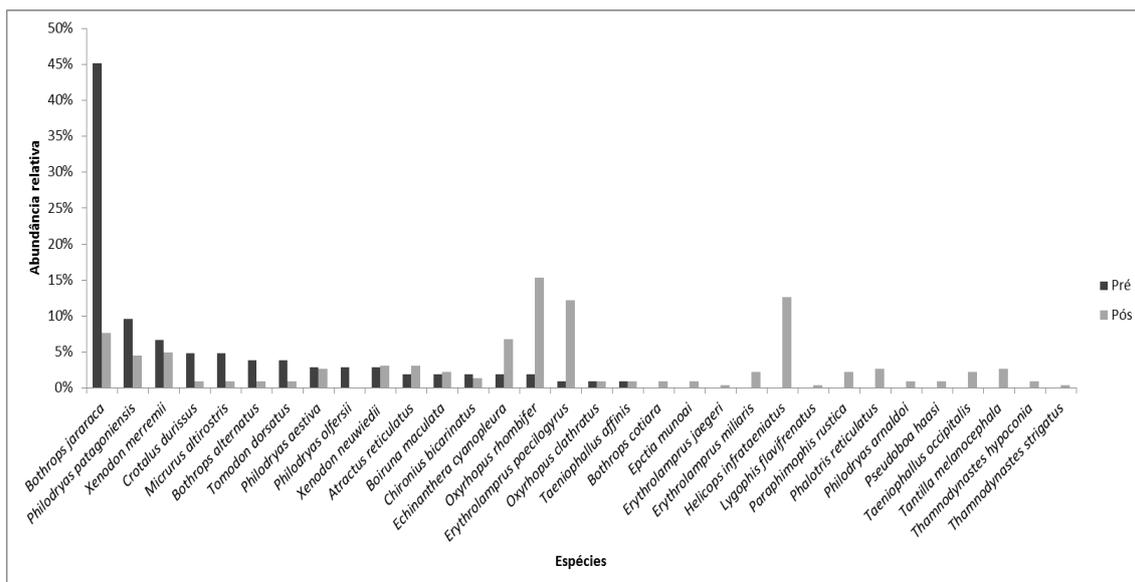


Figura 7. Abundância relativa de espécies na UHE Barra Grande, as barras em preto correspondem ao período do pré-enchimento e as barras em cinza ao período do pós-enchimento. No eixo (x) destacam-se as espécies amostradas e no eixo (y) a porcentagem de indivíduos amostrados.

Referente ao tipo de hábito se identificou que na UHE Barra Grande a maioria das espécies amostradas são terrestres (76%) seguidas por aquáticas (10%), fossórias (7%), semi-aquáticas (4%), e semi-arborícolas (4%). No pré-enchimento 80% das espécies apresentou hábito terrestre, 5% fossório, 5% semi-aquático, 5% semi-arborícola, e 4% aquático. No pós-enchimento 73% foram terrestres, 13% aquáticas, 8% fossórias, 4% semi-arborícolas e 3% semi-aquáticas.

Nas campanhas de resgate que foram feitas uma vez iniciado o enchimento do reservatório (04/07/05), os répteis foram o grupo mais abundante tanto em número de indivíduos (cerca de 483 indivíduos), como em número de espécies (cerca de 28 espécies). De forma que do total de animais resgatados (689 lotes de vertebrados) um 43% correspondiam a répteis. Do total de lotes de animais resgatados, apenas 2% teve de ser descartado, por estar sem condições de aproveitamento científico. Um número correspondente a 3% do total resgatado foi relocado em área destino monitorada (AD), 9% do material resgatado foi doado a criadouros autorizados e 86% do material foi doado às coleções científicas.

Nas áreas amostrais da UHE Barra Grande, após oito anos de coleta, 29 estações amostradas, pode se apreciar que as curvas de riqueza estão próximas a atingir a estabilidade (35 espécies estimadas e 31 observadas) ($SD=1,82$ jack1; $SD=1,68$ jack 2). Em uma análise dos dois momentos em separado, no pré-enchimento foram estimadas 25 espécies (22 observadas) ($SD=1,65$ jack1; $SD=2,38$ jack 2), e no pós-enchimento foram estimadas 35 espécies (30 observadas) ($SD=2,2$ jack1; $SD=4,95$ jack 2), indicando que foi coletado, aproximadamente, 89% da riqueza total estimada para a UHE Barra Grande, 88% para o pré-enchimento e 74% para o pós-enchimento(Erro! Fonte de referência não encontrada.).

No pré-enchimento tanto o número de singletons (dois), doubletons (cinco), unicatas (quatro) e as espécies estimadas sugerem uma estabilidade, o qual aumenta consideravelmente no

pós-enchimento, onde se evidencia um incremento no número de espécies raras, com cinco singletons, 11 doubletons e cinco unicatas.

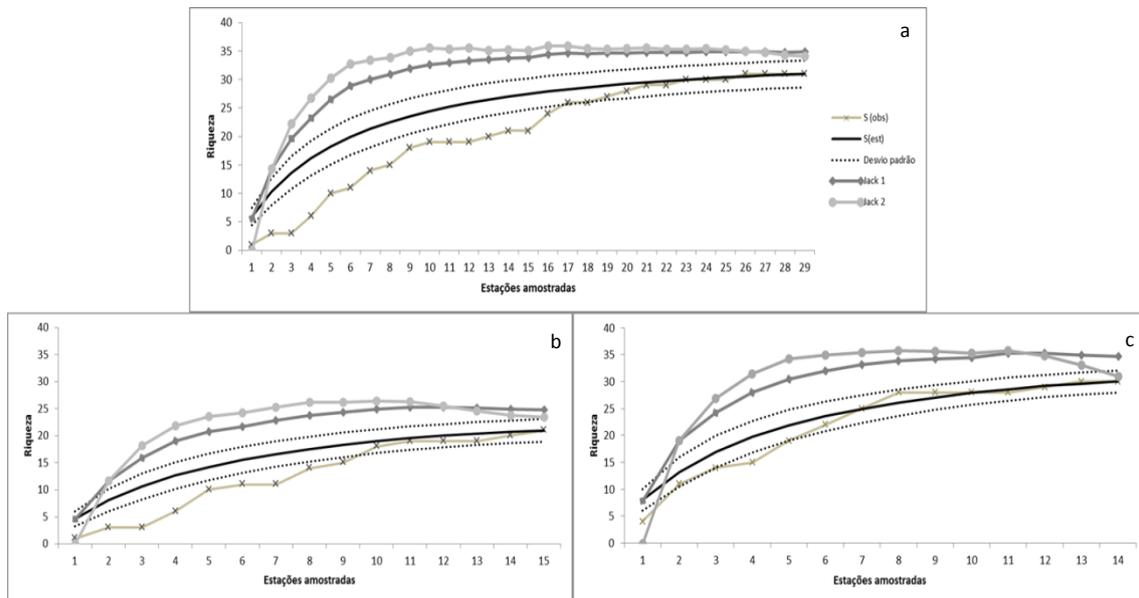


Figura 8. Curvas de rarefação de espécies na UHE Barra Grande, b. Curva de rarefação da riqueza no período do pré-enchimento, c. Curva de rarefação da riqueza no período do pós-enchimento. Indicando em preto a curva de rarefação de espécies observadas (Sest), as linhas pontilhadas indicam o desvio padrão, a linha marcada com xis indica a riqueza observada (Sobs), a linha com rombos corresponde ao estimador de riqueza jackknife de primeira ordem (jack 1) e a linha com círculos indica o estimador de riqueza jackknife de segundo ordem (Jack 2). No eixo (x) cada estação corresponde a um evento amostral e no eixo (y) o número de espécies.

A riqueza observada no somatório das áreas (89%) apresenta um panorama diferente quando são avaliadas as áreas de forma independente, as quais apresentam uma tendência a apresentar um incremento no número de espécies, especialmente nas áreas AD6 e AD8.

As áreas AD8 (24 espécies, 142 indivíduos) e AD6 (18 espécies, 126 indivíduos) foram as que registraram o maior número de espécies e espécimes nos oito anos de amostragem. Também apresentaram um alto número de espécies estimadas (48 espécies em cada uma), sendo que a AD8 amostrou 48% do total estimado e a AD6 38%. Na área AD2 registrou-se 67% (16 espécies, 56 indivíduos) e na AC3 59% (13 espécies, 29 indivíduos) do total de espécies estimadas para cada uma delas (**Erro! Fonte de referência não encontrada. Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

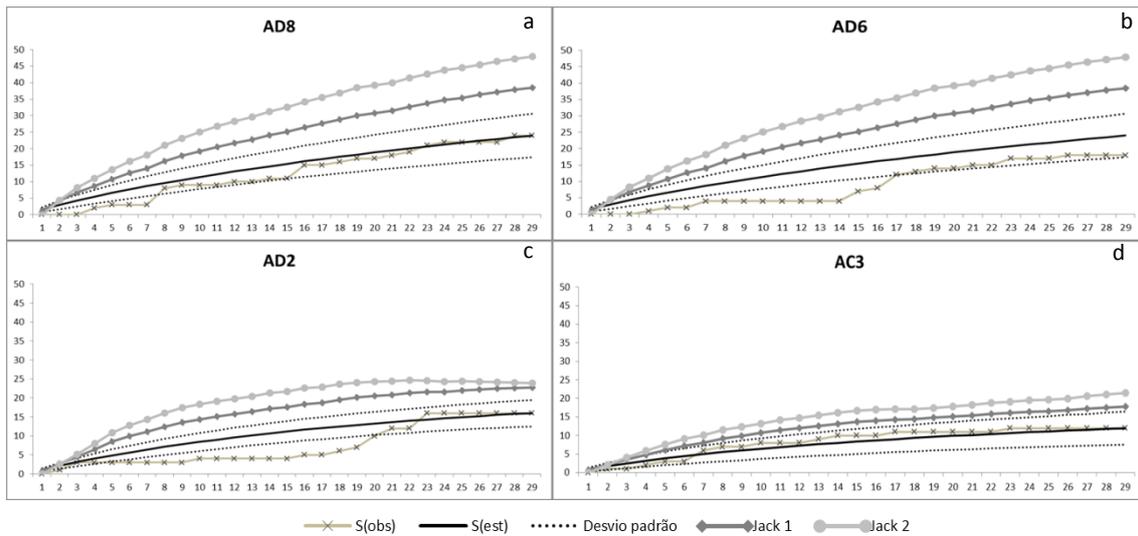


Figura 9. Riqueza em cada uma das áreas amostradas a. Área destino oito (AD8), b. Área destino seis (AD6), c. Área destino dois (AD2), c. Área controle três AC3, Indicando em preto a curva de rarefação de espécies observadas (Sest), as linhas pontilhadas indicam o desvio padrão, a linha marcada com xis indica a riqueza observada (Sobs), a linha com rombos corresponde ao estimador de riqueza jackknife de primeira ordem (jack 1) e a linha com círculos indica o estimador de riqueza jackknife de segundo ordem (Jack 2). No eixo (x) cada estação corresponde a um evento amostral e no eixo (y) o número de espécies.

Analisando cada uma das áreas em relação ao pré-enchimento e pós-enchimento, evidenciam-se mudanças nas espécies presentes em cada uma de elas, assim como das suas abundancias. A área mais próxima do reservatório a AC3 apresenta uma declínio das espécies presentes no pré-enchimento e observa-se também a dominância da espécie *Echinanthera cyanopleura* no pós-enchimento

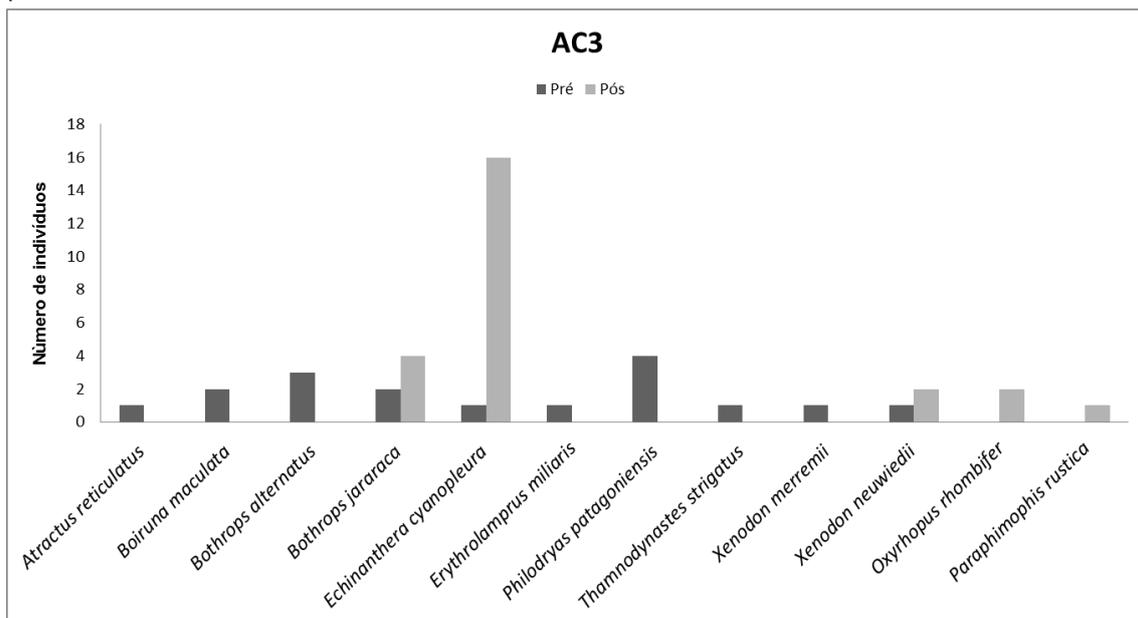


Figura 10). Na área AD2 evidencia-se um aumento na abundância e riqueza das espécies presentes nesta área no período do pós-enchimento a exceção da espécie *Taeniophallus affinis*

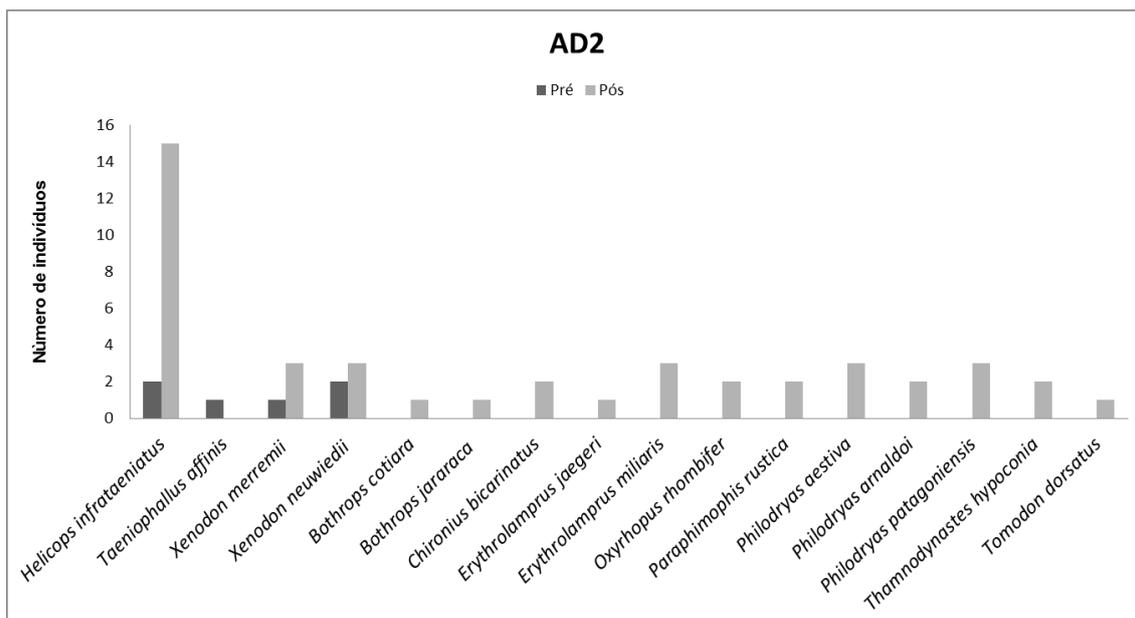


Figura 11). Na área AD8 pode se apreciar que espécies registradas no pré-enchimento foram observadas em baixo número ou não foram registradas no pós-enchimento, como também se apresentou no período do pós-enchimento o registro de novas espécies, que não foram amostradas anteriormente (Figura 8). Na área AD6 as espécies *Erythrolamprus miliaris* e *Crotalus durissus* foram amostradas em menor número no pós-enchimento, assim como foram acrescentadas outras espécies no pós, sendo *Erythrolamprus poecilogyrus* e *Oxyrhopus rhombifer* altamente dominantes neste período (

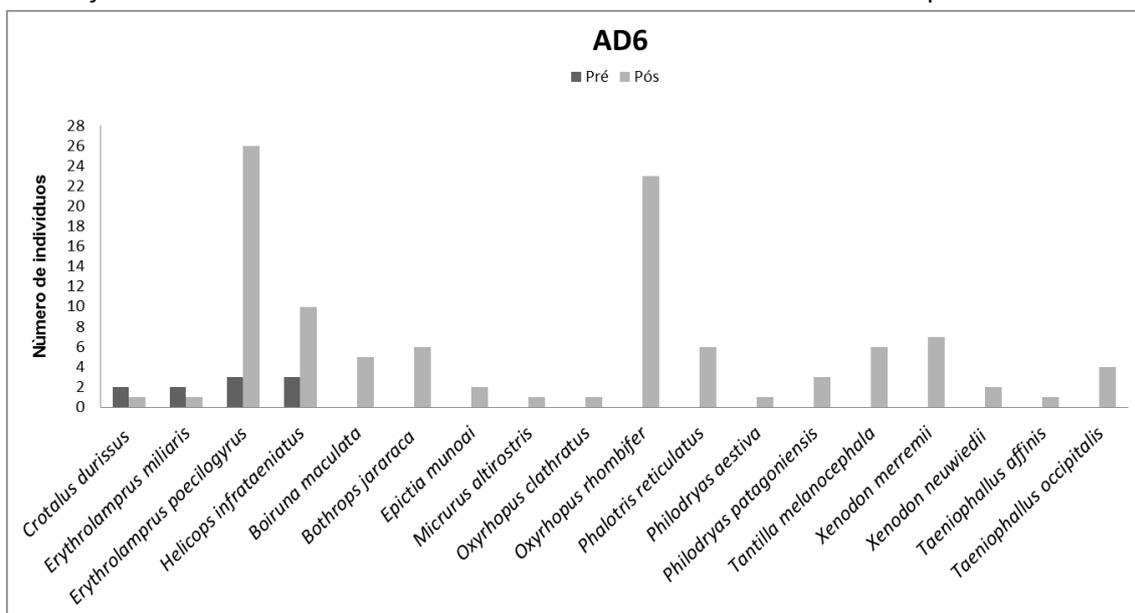


Figura 13).

Quando são consideradas as espécies mais abundantes em cada área, pode se apreciar que as áreas AD8 e AC3 se caracterizam por apresentar um alto número de indivíduos que habitam na floresta principalmente (*Bothrops jararaca* (n=34) e *Echinanthera cyanopleura* (n=17)), assim como nas áreas AD2 e AD6 se apresentam vários espécimens de áreas abertas (*Helicops infrataeniatus* (n=17), *Erythrolamprus poecilogyrus* (n=29), *Oxyrhopus rhombifer* (n=23)).

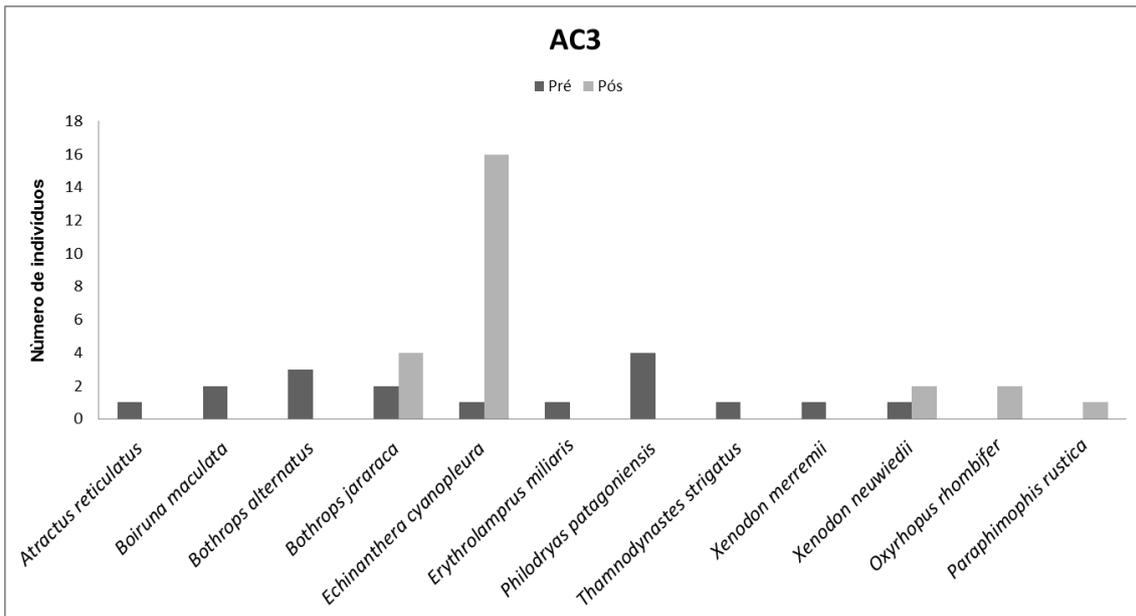


Figura 10. Número de espécies e indivíduos amostrados na área AC3. As barras em preto correspondem ao período do pré-enchimento e as barras em cinza ao período do pós-enchimento. No eixo (x) destaca-se o número de indivíduos e no eixo (y) as espécies amostradas.

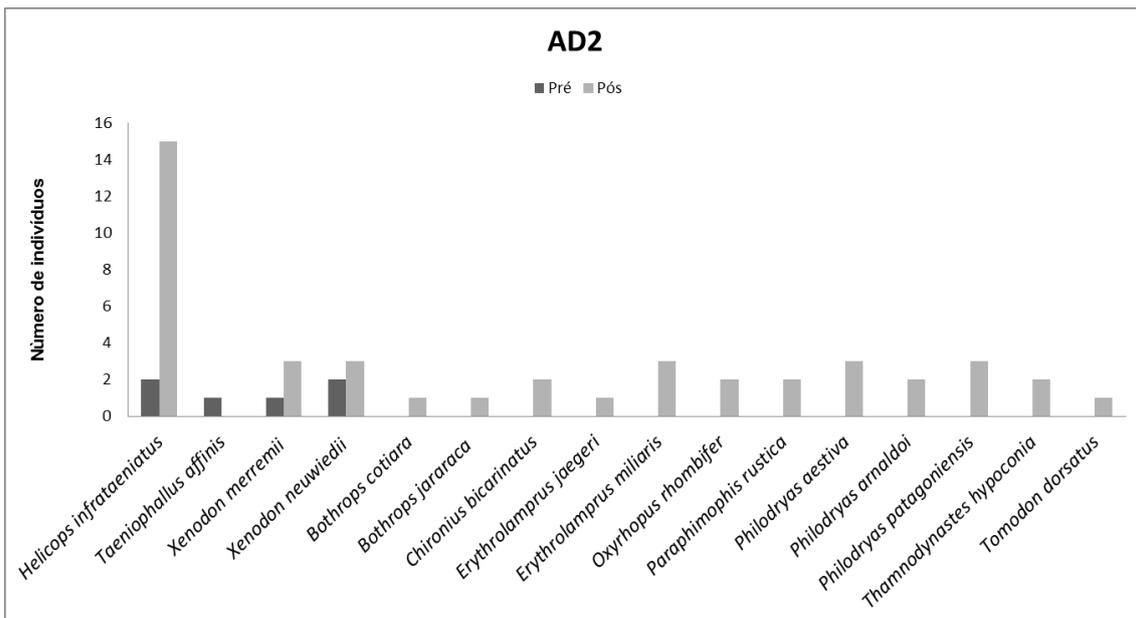


Figura 11. Número de espécies e indivíduos amostrados na área AD2. As barras em preto correspondem ao período do pré-enchimento e as barras em cinza ao período do pós-enchimento. No eixo (x) destaca-se o número de indivíduos e no eixo (y) as espécies amostradas.

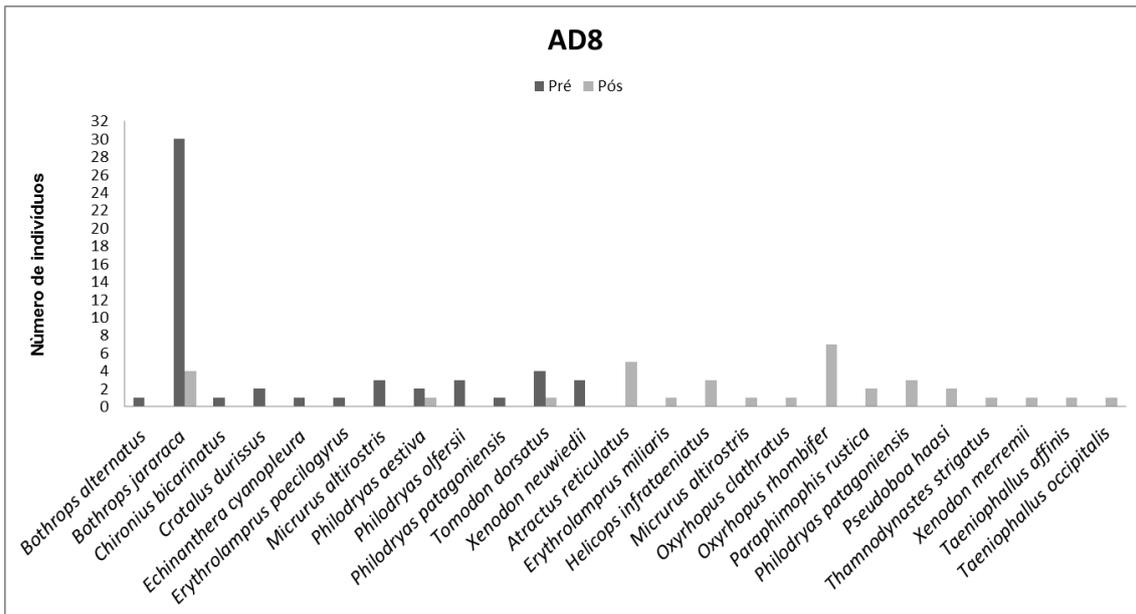


Figura 12. Número de espécies e indivíduos amostrados na área AD8. As barras em preto correspondem ao período do pré-enchimento e as barras em cinza ao período do pós-enchimento. No eixo (x) destaca-se o número de indivíduos e no eixo (y) as espécies

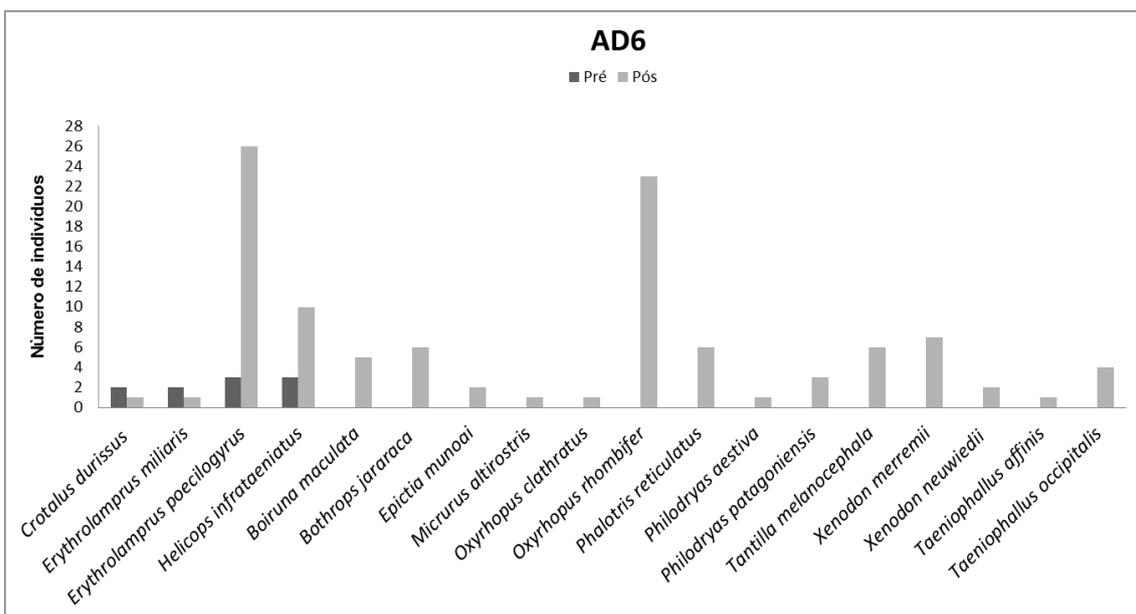


Figura 13. Número de espécies e indivíduos amostrados na área AD6. As barras em preto correspondem ao período do pré-enchimento e as barras em cinza ao período do pós-enchimento. No eixo (x) destaca-se o número de indivíduos e no eixo (y) as espécies

Os resultados indicados pelos estimadores de riqueza são semelhantes aos apresentados pelas curvas de rarefação baseada na abundância ou presença/ausência de indivíduos. As quais avaliam o esforço de amostragem, de forma que a curva do pós-enchimento indica que esta foi mais diversa do que o período do pré-enchimento (Figura 14).

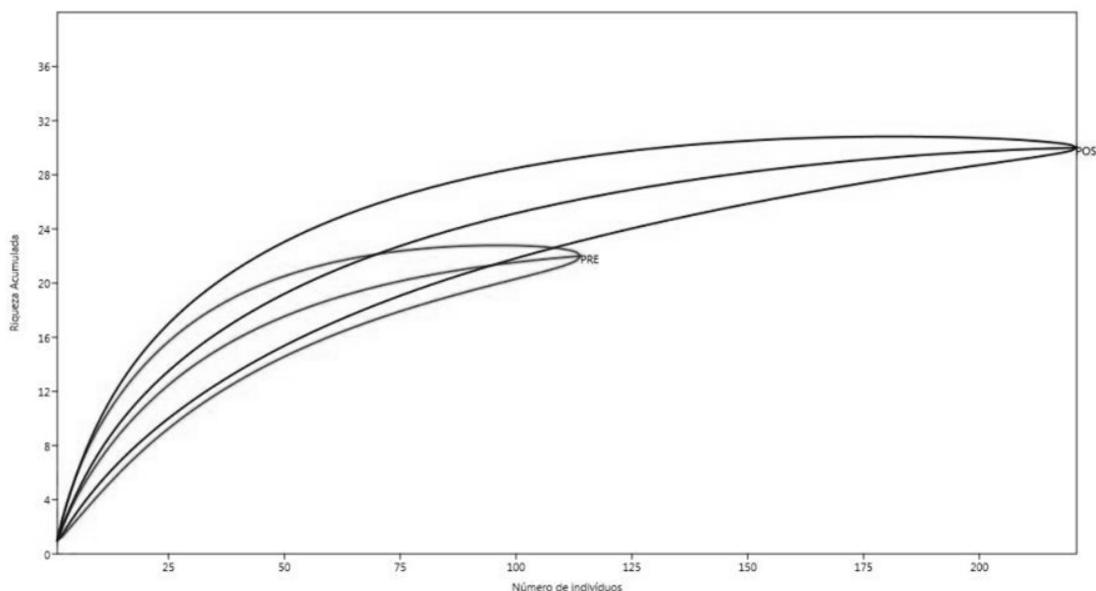


Figura 14. Curva de rarefação com os intervalos de confiança para cada período amostrado, pré-enchimento (linha inferior), pós-enchimento (linha superior).

A dominância apresentou diferenças significativas entre os dois períodos amostrados ($P=0,04$). De forma que no pré-enchimento ($D=0,12$) existiu uma maior dominância em relação ao pós-enchimento ($D=0,07$), isto pode ser evidenciado pelo alto número de *Bothrops jararaca* presente no pré-enchimento. O número de espécies compartilhadas entre os dois períodos foi de 21 espécies, que representa cerca de 67% da riqueza total.

Foi significativo o efeito dos dois períodos de amostragem (pré e pós-enchimento) sob a abundância para as duas análises ANOVA e Tukey HSD ($P=0,019$). Também a proporção média de singletons, a qual foi maior no pré-enchimento (54%) do que no pós-enchimento (49%), e em toda a UHE Barra Grande (40%) ($p<0,001$). Os índices de Shannon (pré=2,59; pós=2,90) e de Simpson (pré=0,87; pós=0,92) diferiram significativamente ($df=208,95$; $P=0,011$) entre os dois períodos de amostragem, sendo maior a diversidade no Pós-enchimento.

Não foram evidenciadas diferenças significativas em relação ao efeito da sazonalidade sob a abundância por nenhum dos testes aplicados (ANOVA, Tukey HSD). A estação do verão foi importante no pré-enchimento para acrescentar tanto na riqueza de espécies (Figura 15) como na abundância de espécimes neste período, assim como para o pós-enchimento a primavera foi representativa para a riqueza e o verão para a abundância, este padrão se exhibe da mesma forma avaliando todas as estações amostradas na UHE Barra Grande.

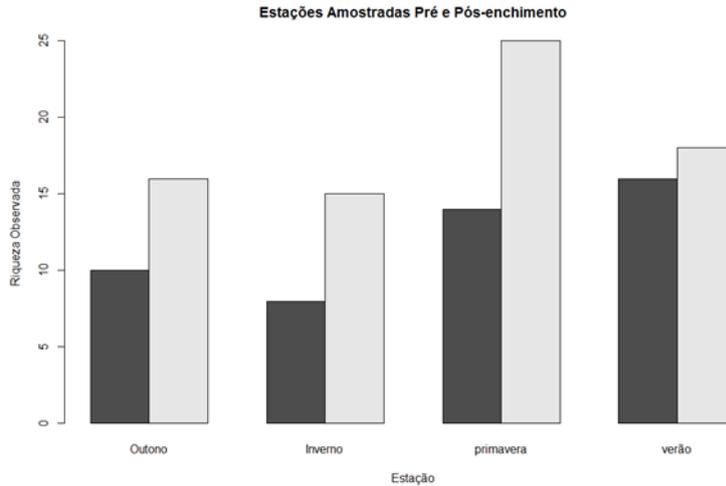


Figura 15. Riqueza observada em cada estação, para cada um dos períodos analisados, as barras em preto correspondem ao pré-enchimento e as barras em cinza ao pós-enchimento. No eixo (x) observam-se as estações e no eixo (y) a riqueza observada.

Em relação as variáveis ambientais, observa-se que a precipitação média foi menor no período do pré-enchimento em relação ao pós-enchimento, exceto na primavera de 2002 que apresentou a maior precipitação para o pré-enchimento (Figura 16). Quando comparados os meses com maior precipitação ao longo dos oito anos, observa-se que no pós-enchimento a precipitação média atingiu até 450mm (Agosto de 2009), com 753 dias de chuva neste período, em relação ao pré-enchimento onde a maior precipitação registrada foi de 325mm (dezembro de 2003), com 609 dias de chuva ao longo deste.

Em relação a temperatura média não se apresentaram grandes diferenças entre os dois períodos amostrados, sendo esta similar entre as estações ao longo dos anos (Figura 16). A menor temperatura média registrada oscilou entre 4 e 5°C, a qual se deu entre os meses de maio a agosto, e a temperatura média máxima se deu entre os mese de novembro a janeiro (24°C).

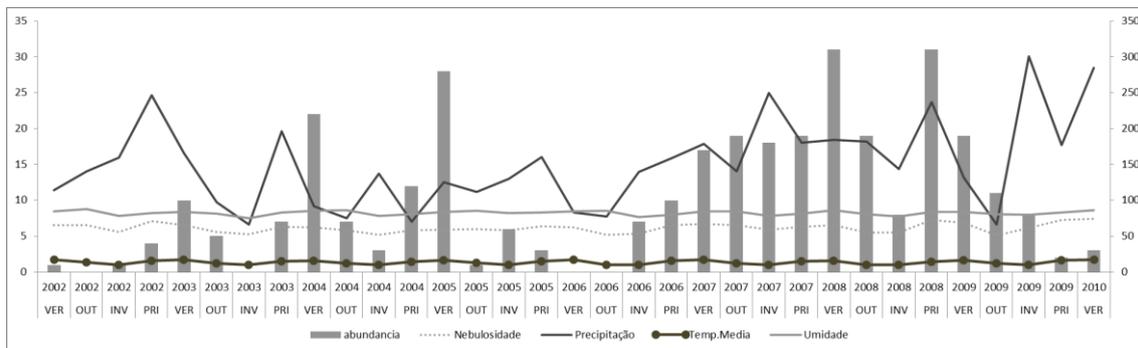


Figura 16. Abundância de serpentes amostradas em cada uma das estações. As barras cinza correspondem ao pré-enchimento (2002-2005) e as barras em cinza obscura ao período do pós-enchimento (2006-2010). A linha pontilhadas representa a nebulosidade (décimos), a linha com círculo descreve a temperatura média (°C) a linha preta corresponde à precipitação (mm) e a linha cinza à umidade (%).

Á ANOSIM indicou uma similaridade baixa ($R= 0,32$) entre a estrutura da taxocenose entre o pré-enchimento (grupo um) e o pós-enchimento (grupo dois) ($p=0,05$), evidenciando diferenças significativas em cada período (Figura 17). A análise de SIMPER mostrou que espécies como *Oxyrhopus rhombifer* (21%), *Erythrolamprus poecilogyrus* (14%), *Bothrops jararaca* (11%) e *Helicops infrataeniatus* (9%) foram responsáveis por 54% da diferenciação entre o pré e pós-enchimento, com uma dissimilaridade media total de 71%. Ressaltando que estas espécies se caracterizaram por serem abundantes em apenas um dos períodos, o qual é relevante na diferenciação entre os mesmos.

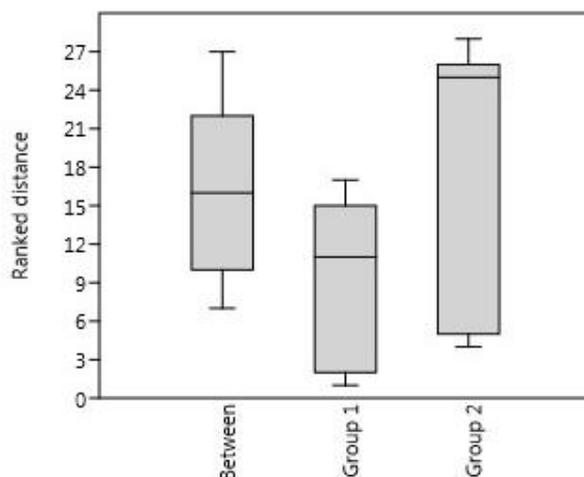


Figura 17. Box-plot do teste de Anosim (análise de similaridade) para comparação entre os dois períodos amostrados (between), assim como no pré-enchimento (group 1) e no pós-enchimento (group 2), ($R=0,32$; $P=0.05$).

A análise de correspondência canônica para o total de espécies de serpentes amostradas no pré-enchimento evidencia que a precipitação foi a variável ambiental mais influente no registro de serpentes para o pré-enchimento ($F=1,86$; $P=0,005$). Sendo que os dois primeiros eixos retiveram 66% da variabilidade explicada, sendo o primeiro eixo o responsável pelo 40% e o segundo eixo pelo 26% (Anexo 1).

No pós-enchimento as variáveis ambientais que se destacaram como relevantes neste período foram a temperatura máxima ($F=1,66$; $P= 0,005$) e temperatura mínima ($F=1,98$; $P= 0,010$). Sendo que os dois primeiros eixos retiveram 50% da variabilidade explicada, o primeiro responsável pelo 35% e o segundo eixo pelo 15% (Anexo 2).

Métodos de amostragem

Dos métodos de amostragem aplicados, observa-se que o mais eficiente foi o censo de visualização (VES) (57%), seguido pelos registros ocasionais (35%) e finalmente por armadilhas de interceptação e queda (AIQ) (2%). Especificamente para o período do pré-enchimento, 54% dos indivíduos foram amostrados pelo método do censo (VES), 44% nos registros ocasionais e um 1% nas armadilhas. Da mesma forma no pós-enchimento o método mais eficiente no

registro de serpentes foi o censo de visualização (VES) (58%), seguida pelos registros ocasionais (32%) e as armadilhas de interceptação e queda (3%).

Estes resultados também se observam no número de espécies amostradas por cada um dos métodos empregados. De forma que o censo de visualização amostrou 17 espécies no pré-enchimento e 24 espécies no pós-enchimento, pelo método de registros ocasionais registraram-se 15 espécies no pré e 22 espécies no pós, e as armadilhas de interceptação e queda amostraram seis espécies, uma no pré-enchimento e cinco no pós-enchimento. Sendo que nenhuma das espécies registradas por as armadilhas foram exclusivas, ou seja, todas foram registradas por algum dos outros métodos.

Dados biométricos

No pré-enchimento as serpentes maduras variaram em CRC de um tamanho mínimo de 195mm para a espécie *Atractus reticulatus*, até 1070mm para a espécie *Crotalus durissus* (média= 668, SD= 190). Assim como, no pós-enchimento o menor CRC registrado foi na espécie *Tantilla melanocephala* com 213mm e o maior tamanho na espécie *Chironius bicarinatus* com 753mm (média= 439, SD=160).

Em relação à massa, considerando os indivíduos maduros, foi encontrado o menor valor com 4.6g para a espécie *Atractus reticulatus* e o maior valor registrado foi de 1130g para a espécie *Crotalus durissus* (média=173, SD=204.9), no pós-enchimento a espécie *Phalotris reticulatus* apresentou o menor peso com 4.5g e a espécie *Crotalus durissus* foi à de maior peso com 265g (média= 49.75, SD= 57.5), encontrando espécies maduras com tamanhos e massas maiores no pré-enchimento.

Nas fêmeas maduras se observaram os maiores CRC no período do pré-enchimento. Exibindo-se uma distribuição mais homogênea em relação ao pós-enchimento, onde se tem maiores comprimentos nos meses de fevereiro e novembro. De forma que no pré-enchimento as fêmeas exibiram comprimentos entre os 390mm e 1004mm e no pós-enchimento apresentaram CRC entre 252mm e 753mm. Para os machos maduros se observam comprimentos entre 195mm e 1070mm com incrementos nos meses de janeiro a março para o pré-enchimento. Assim como no pós-enchimento nos meses de janeiro a março, se deram os maiores CRC com tamanhos que variaram entre 213mm e 720mm (

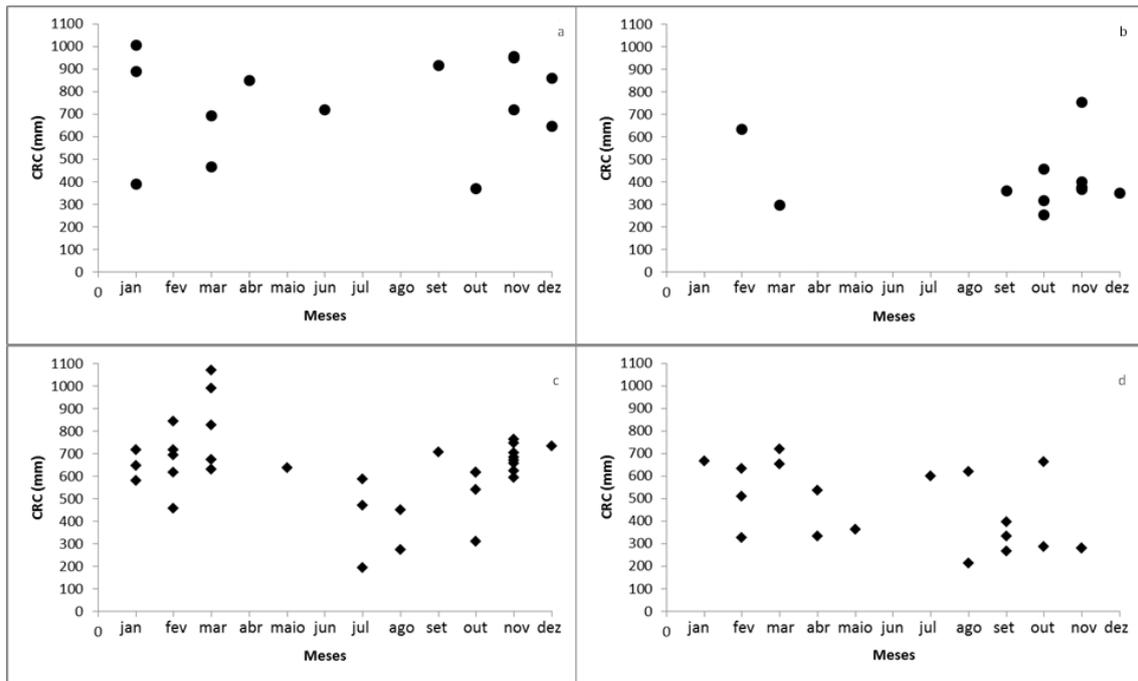


Figura 18).

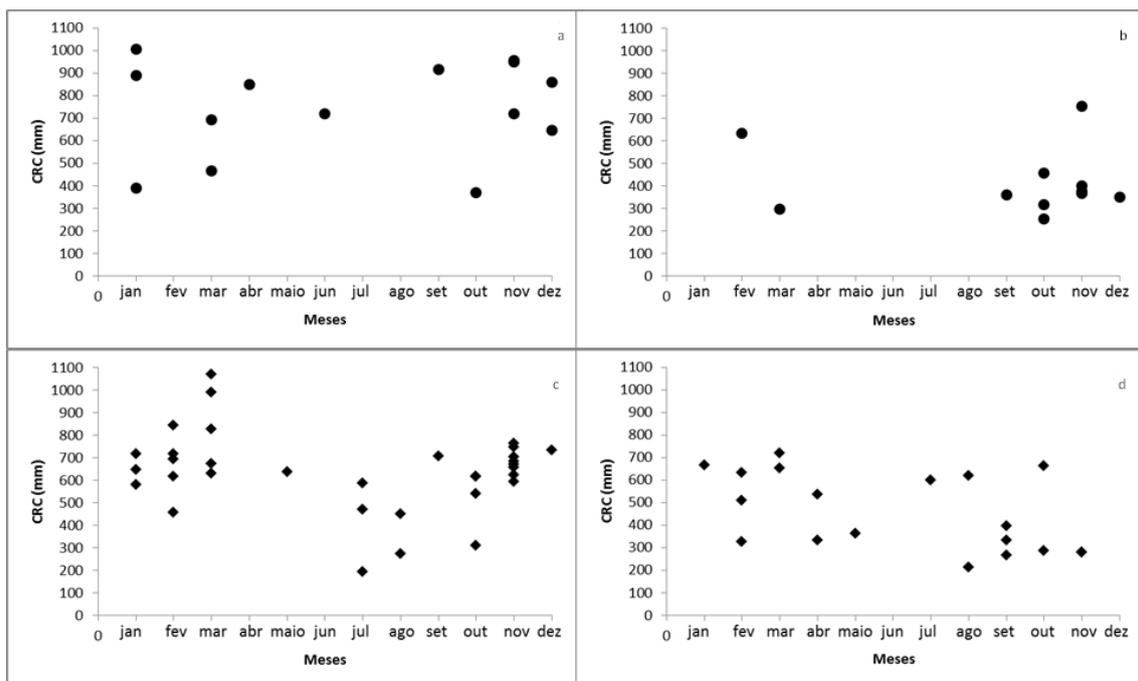


Figura 18. Comprimento rostral-cloacal de indivíduos maduros (CRC) das diferentes espécies amostradas, a. Fêmeas no período do pré-enchimento, b. Fêmeas no pós-enchimento, c. Machos no pré-enchimento, d. Machos no pós-enchimento. No eixo (x) se indica o mês do ano, e no eixo (y) o comprimento rostral-cloacal em mm.

Estrutura etária e sexual

Foram analisados no total 176 indivíduos, dos quais correspondem a 96 indivíduos do pré-enchimento e 80 do pós-enchimento (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Observando um maior número de machos em proporção as fêmeas para os dois períodos, assim como em toda a UHE Barra Grande.

SEXO	PRÉ	PÓS
Macho	58	48
Fêmeas	38	32
Total	96	80

Tabela 2. Número de machos e fêmeas registrados no pré-enchimento e pós-enchimento na área de influência da UHE Barra Grande.

Foram observados no pré-enchimento 35 machos maduros e 15 Fêmeas maduras (50 indivíduos no total) e para o pós-enchimento se registraram 19 machos maduros e 12 fêmeas (31 indivíduos no total). Representando 52% de adultos no pré-enchimento e 39% no pós-enchimento.

Avaliando de forma individual machos e fêmeas maduros de cada uma das espécies, observam-se diferenças entre os sexos e entre os dois períodos. No pré-enchimento foram registradas fêmeas maduras de sete espécies e nove espécies no pós-enchimento, sendo que *Philodryas patagoniensis* (Pré=4) e *Helicops infrataeniatus* (Pós=3) são as espécies com maior número de indivíduos adultos (

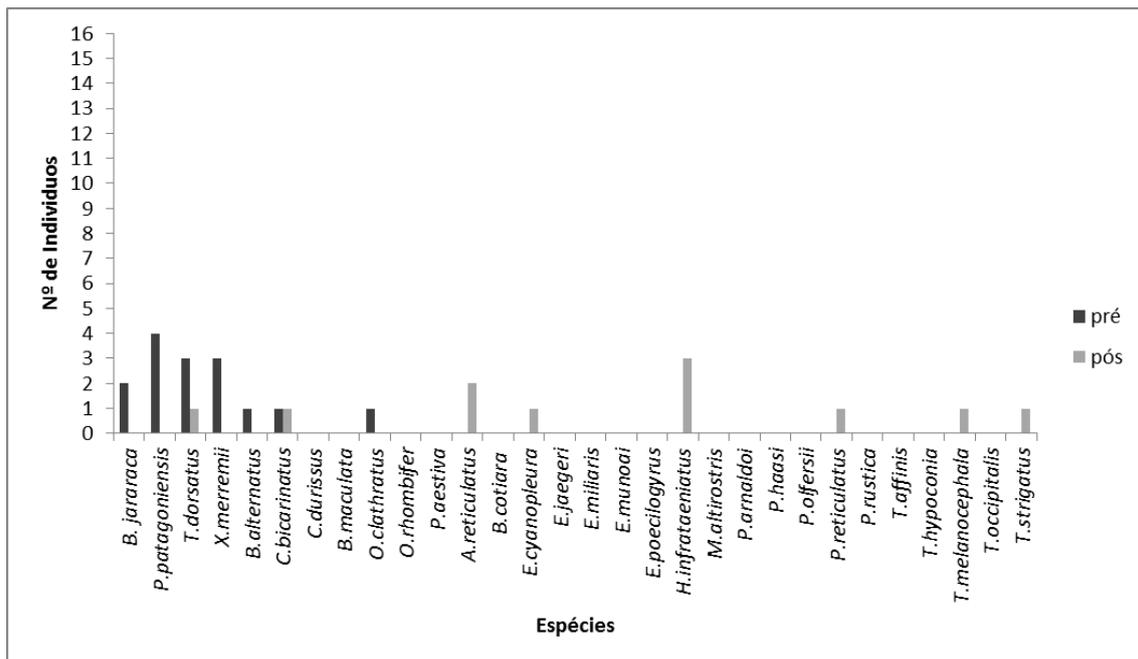


Figura 19).

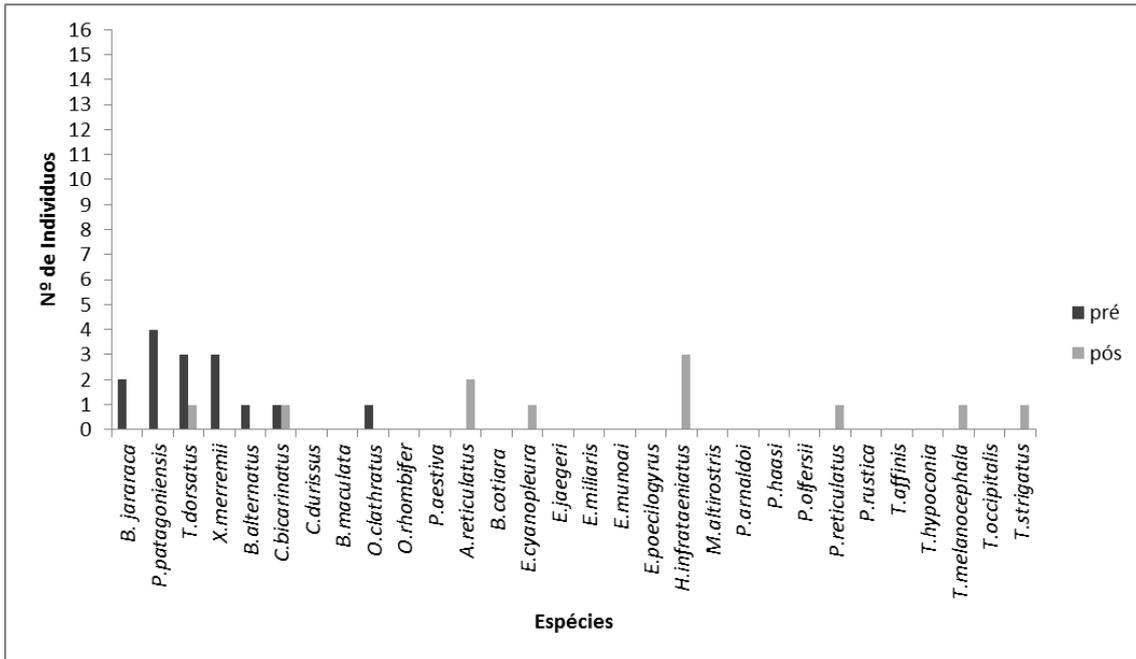


Figura 19. Número de fêmeas maduras de cada uma das espécies registradas. As barras em preto correspondem ao período do pré-enchimento (pré) e as barras cinza ao período do pós-enchimento (pós)

Em relação aos machos se obtiveram indivíduos maduros para 11 espécies maduras no pré-enchimento e 15 no pós-enchimento. A espécie *Bothrops jararaca* apresentou 15 indivíduos no pré-enchimento e as espécies *Boiruna maculata*, *Chironius bicarinatus*, *Helicops infrataeniatus* e *Phalotris reticulatus* apresentaram dois indivíduos maduros cada (

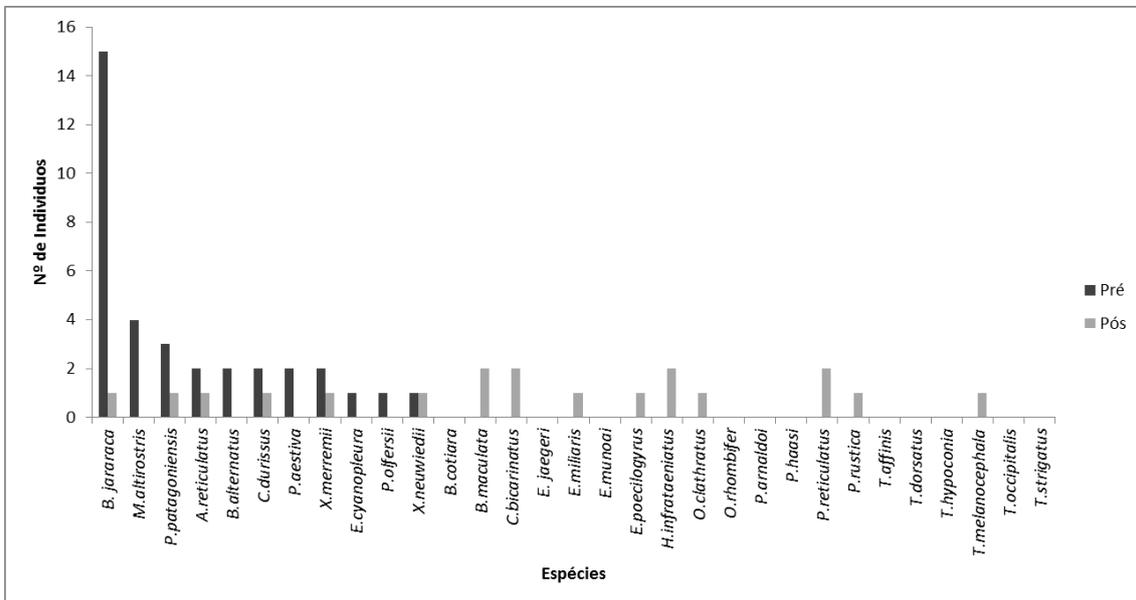


Figura 20).

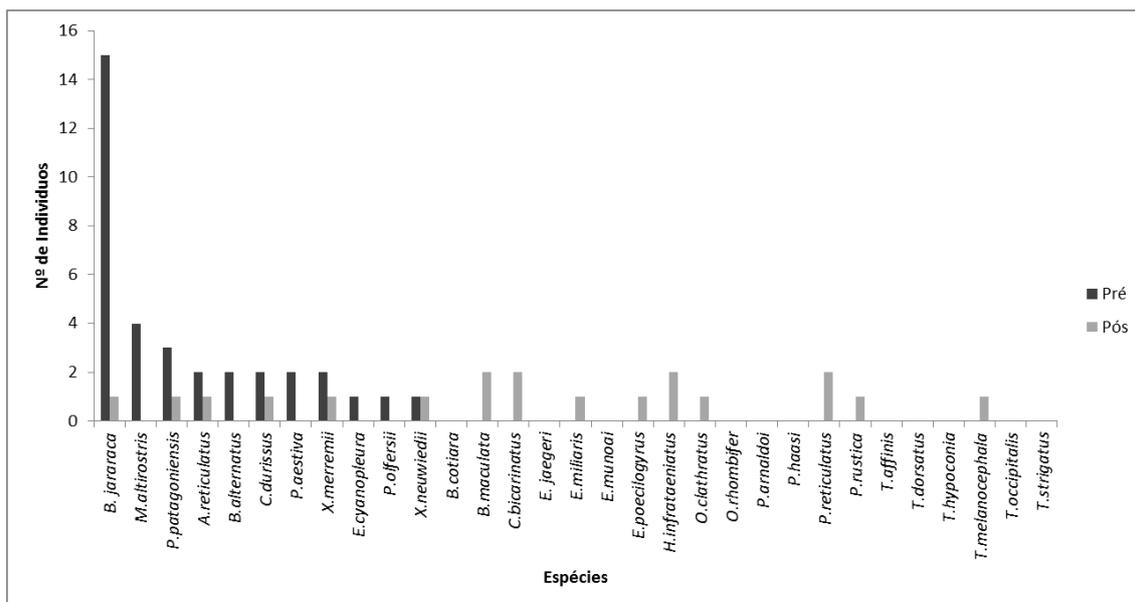


Figura 20. Número de machos maduros de cada uma das espécies registradas. As barras em preto correspondem ao período do pré-enchimento (pré) e as barras cinza ao período do pós-enchimento (pós)

Reprodução

As estações do ano em que se apresentaram os maiores registros de indivíduos maduros foram a primavera (N=35) e o verão (N=30), isso para ambos os sexos e períodos analisados. Evidenciando-se amplas diferenças entre estas estações com o inverno (N=7) e o outono (N=7), ressaltando que se contemplaram todas as espécies conjuntamente. A maioria das espécies são ovíparas (n= 23), e somente sete espécies apresentaram modo reprodutivo vivíparo.

Analisando conjuntamente os dois períodos, se exhibe nas fêmeas um maior número de indivíduos maduros entre os meses de setembro a novembro e de janeiro a abril. Para os machos de julho a novembro e de janeiro a março. Sendo novembro o mês que apresentou o maior número de indivíduos maduros para os dois sexos (

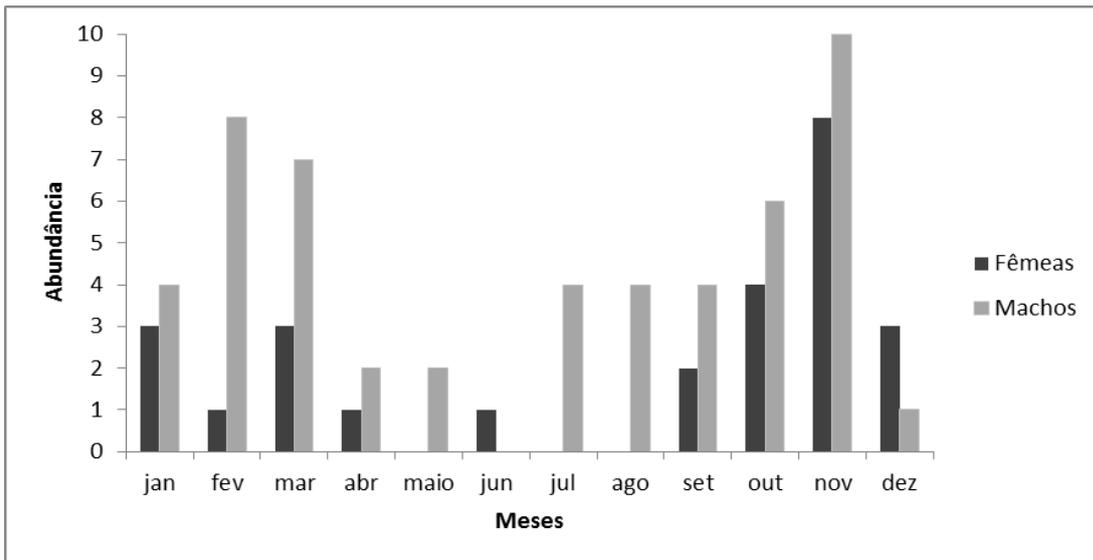


Figura 21 Erro! Fonte de referência não encontrada.).

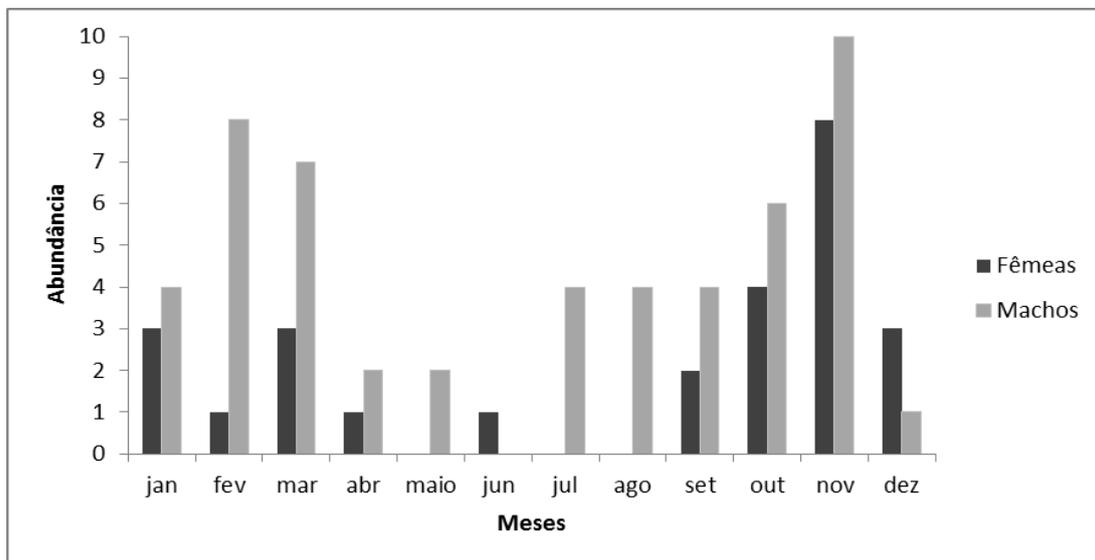


Figura 21. Número de machos e fêmeas maduros na UHE Barra Grande. . As barras em preto correspondem às fêmeas e as barras cinza aos machos.

Quando são analisados os dois períodos separadamente, observa-se no pós-enchimento um menor número de indivíduos maduros. Isto se evidencia especialmente no total de machos maduros no pós-enchimento (12 machos maduros e 19 fêmeas maduras) em relação ao período do pré-enchimento (33 machos maduros e 14 fêmeas), principalmente nos meses de janeiro, outubro e novembro (

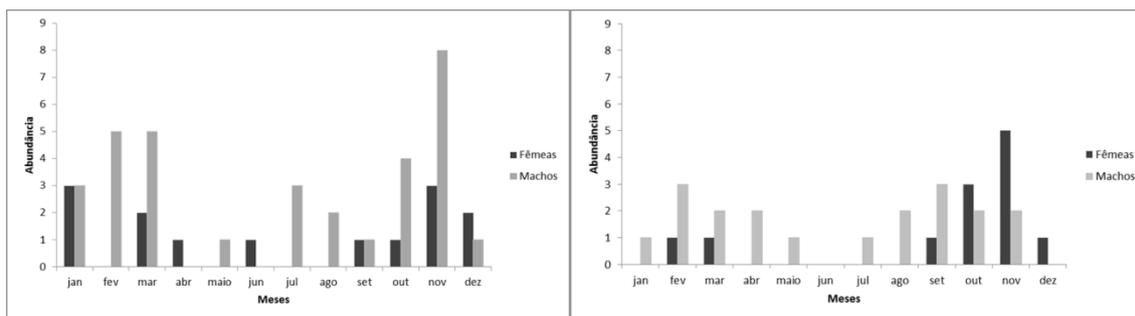


Figura 22).

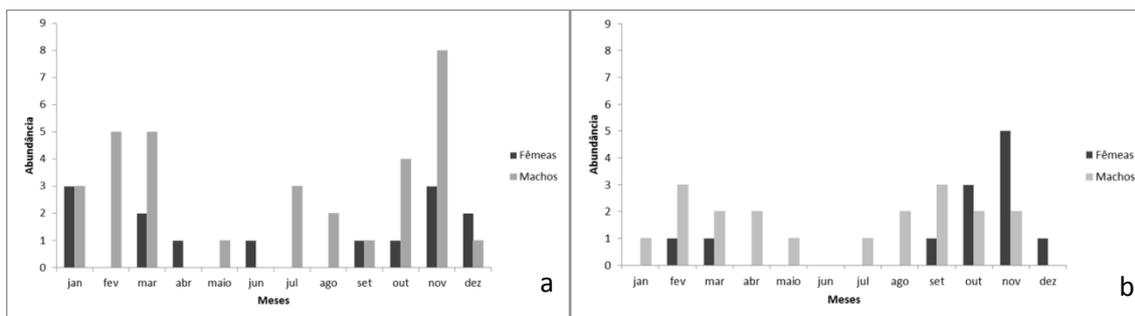


Figura 22. Número de machos e fêmeas maduros em cada um dos períodos amostrados, a. Período do pré-enchimento, b. períodos do pós-enchimento. As barras em preto correspondem às fêmeas e as barras cinza aos machos.

No pré-enchimento foram registradas dez fêmeas com ovos ou embriões das espécies *Bothrops alternatus*, *Bothrops jararaca*, *Chironius bicarinatus*, *Philodryas patagoniensis* e *Xenodon merremii* contendo entre cinco a 17 ovos/embriões, nos meses de novembro a janeiro. Uma fêmea da espécie *Xenodon merremii* apresentou ovos no mês de junho. Da mesma forma duas fêmeas da espécie *Tomodon dorsatus* continham entre oito e nove embriões nos meses de janeiro e março.

Para o pós-enchimento quatro fêmeas das espécies *Chironius bicarinatus*, *Echianthera cyanopleura*, *Helicops infrataeniatus* e *Phalotris reticulatus* se encontravam ovadas nos meses de outubro a dezembro. Não foram registradas fêmeas com embriões formados neste período.

Os maiores resíduos dos folículos vitelogênicos encontrados nas fêmeas para o período do pré-enchimento se encontraram nos meses de novembro a janeiro, e um indivíduo em junho da espécie *Xenodon merremii*. No período do pós-enchimento evidencia-se uma sazonalidade mais marcada entre os meses de setembro a dezembro, sem registros nos meses de junho e julho. Em relação aos machos, evidenciam-se no pré-enchimento os maiores resíduos nos meses de setembro até novembro e de fevereiro a março, assim como no pós-enchimento se apresentaram distribuídos ao longo do ano, com os maiores valores nos meses de fevereiro e abril

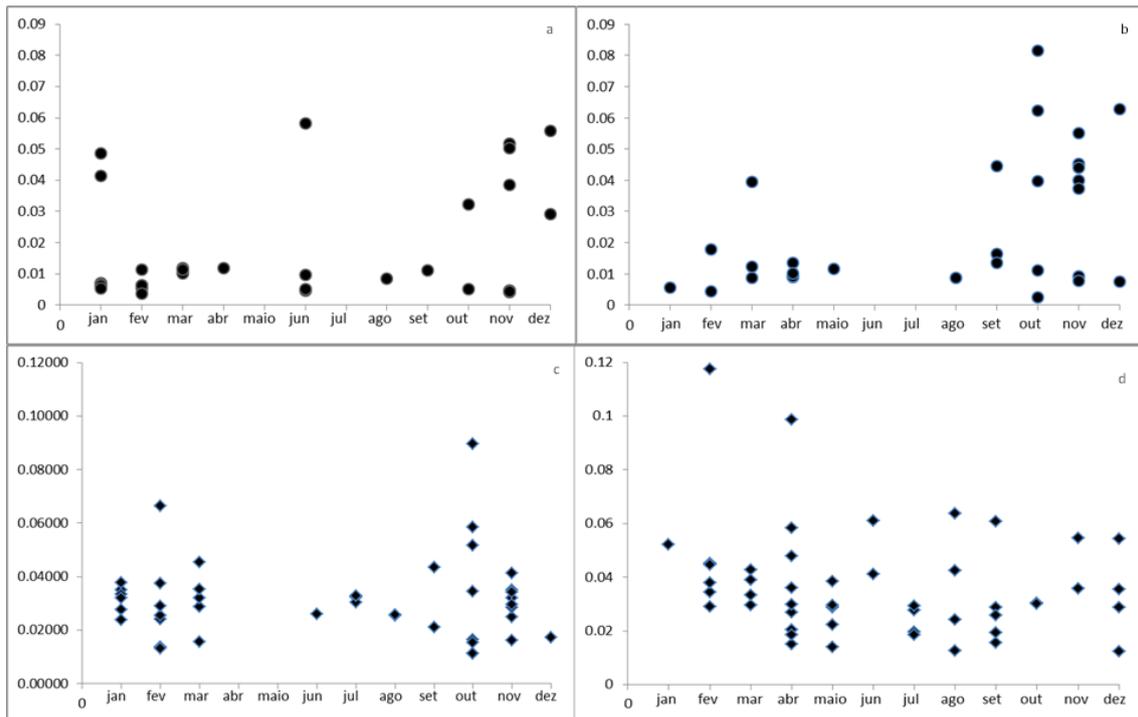


Figura 23).

No pré-enchimento folículos vitelogenicos maiores a 10mm foram observados especialmente em comprimentos maiores a 600mm (600-1000mm), e no pós-enchimento observan-se em indivíduos com comprimentos maiores a 250mm (250-800mm). Para os machos, considerando que não se tem um tamanho dos testiculos estabelecido, identificam-se os residuos com maior dispersão, de forma que se consideram valores acima de 0.06, no pré-enchimento observanse em comprimentos maiores a 300m (300-600mm) e no pós-enchimento entre 150 e 400mm (

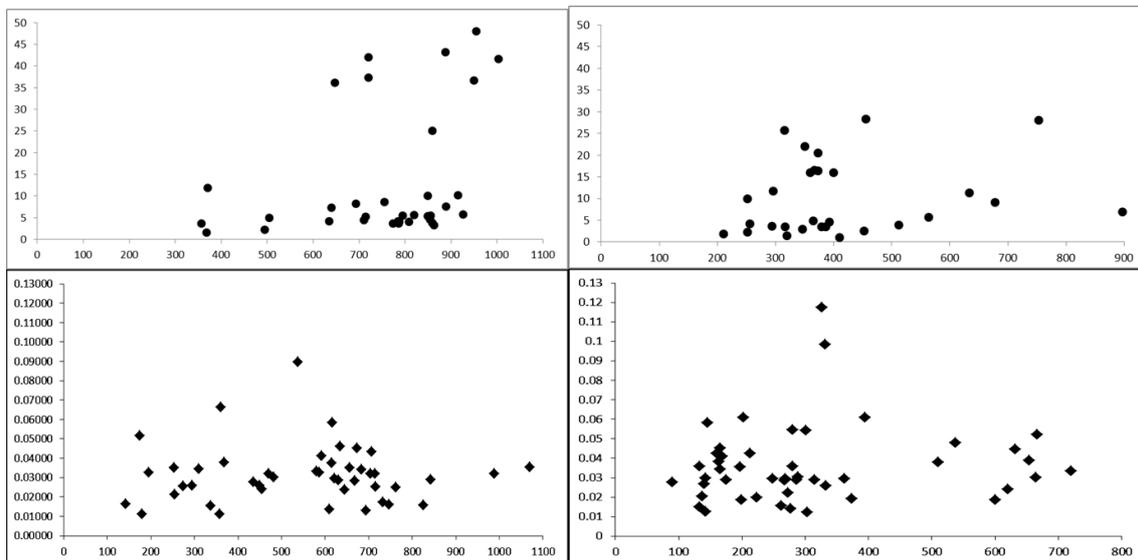


Figura 24).

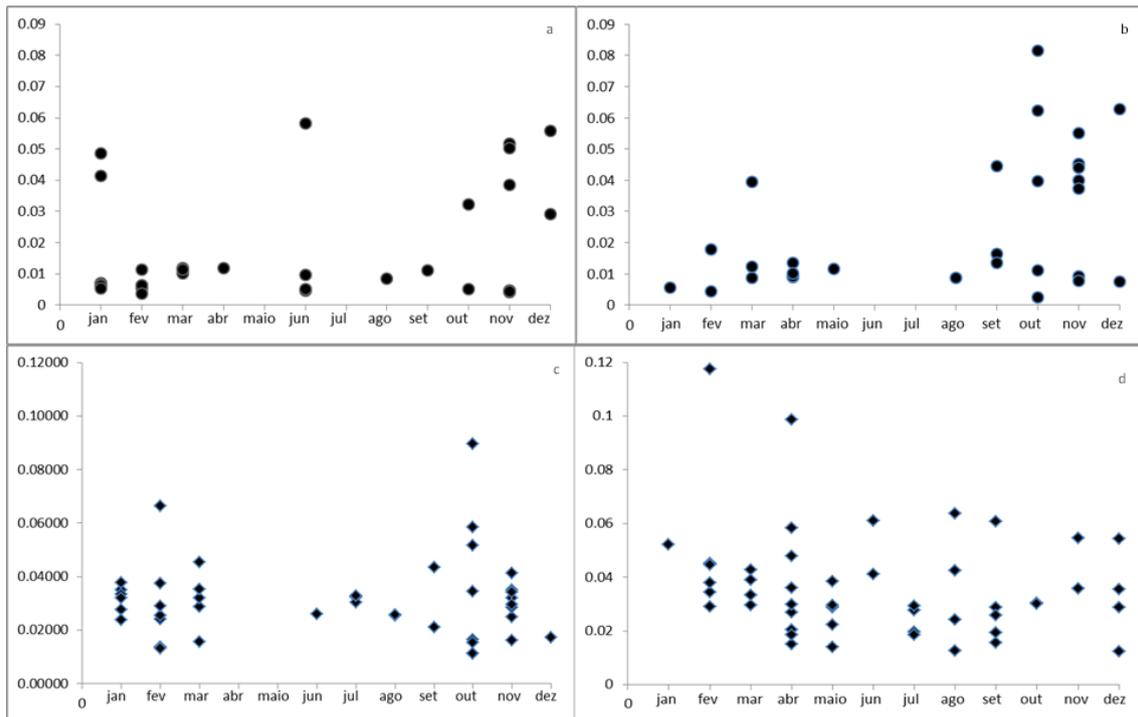


Figura 23. Resíduo dos folículos vitelogênicos primários, secundário e ovos ao longo do ano das fêmeas no pré-enchimento, b. Resíduo dos folículos vitelogênicos primários, secundário e ovos ao longo do ano das fêmeas no pós-enchimento, c. Resíduos dos testículos nos machos para o período do pré-enchimento, c. Resíduo dos testículos nos machos ao longo do ano no pós-enchimento.

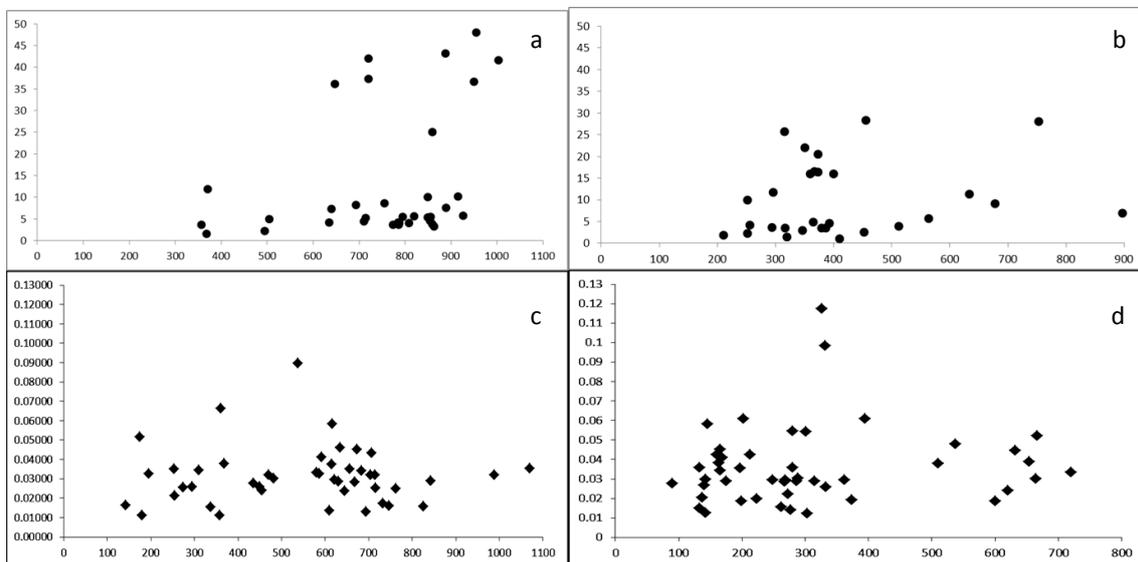


Figura 24. Comprimento dos folículos vitelogênicos em razão dos comprimentos rostro cloacais (CRC) das fêmeas no período do pré-enchimento, b. Comprimento dos folículos vitelogênicos em razão dos comprimentos rostro cloacais das fêmeas (CRC) no período do pós-enchimento, c. Resíduos dos testículos em razão dos comprimentos rostro cloacais dos machos (CRC) no pré-enchimento, d. Resíduos dos testículos em razão dos comprimentos rostro cloacais dos machos (CRC) no pós-enchimento.

As espécies *Bothrops jararaca* (18%) e *Xenodon merremii* (16%) foram às espécies com maior porcentagem de ocorrência de categorias alimentares (

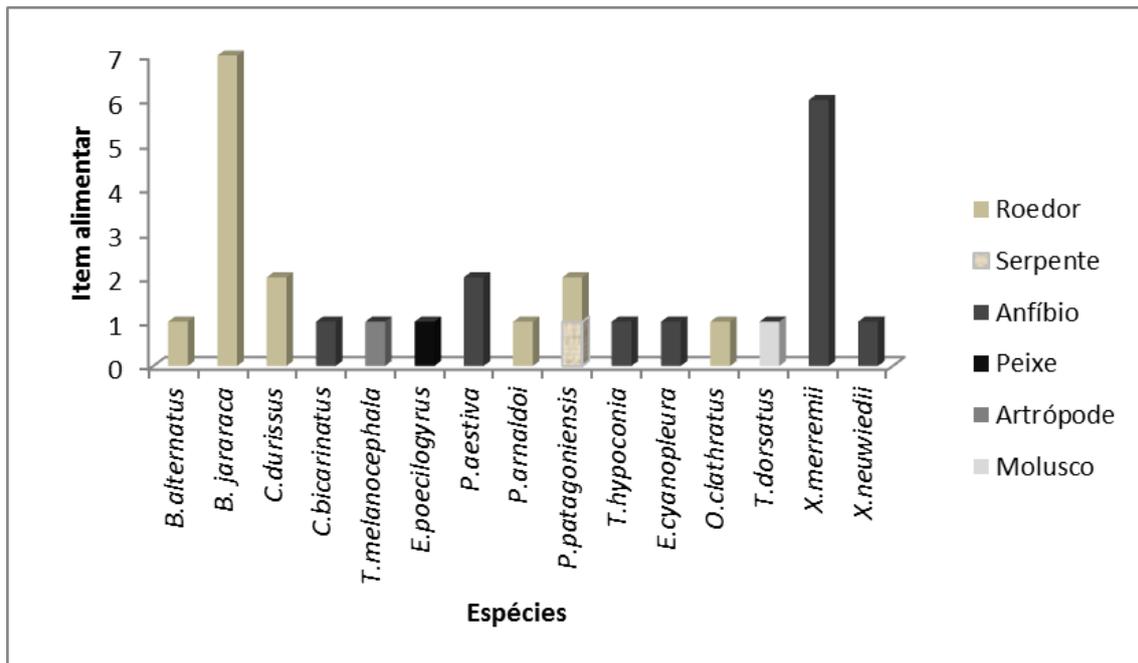


Figura 25). Assim como os anfíbios e roedores foram os itens alimentares mais relevantes na dieta desta taxocenose, ressaltando a Família Bufonidae (n=6) como a mais frequente dentro do grupo dos anfíbios, especialmente para as espécies *Xenodon merremii* e *Xenodon neuwiedii*.

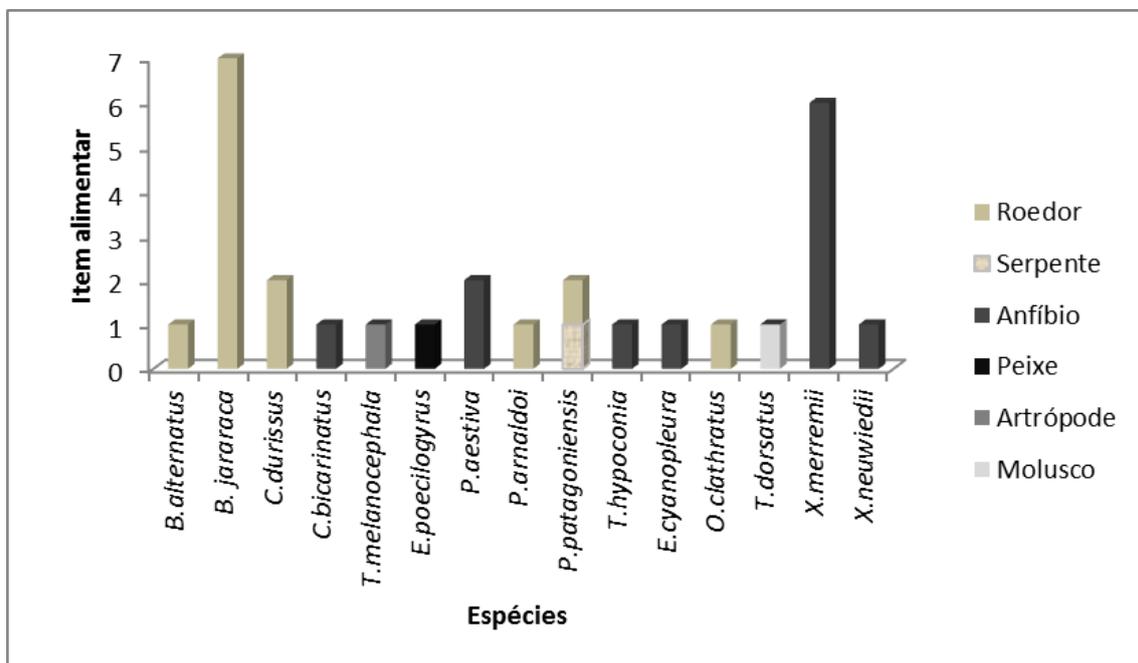


Figura 25. Categorias alimentares consumidas pelas serpentes na UHE Barra Grande, considerando os dois períodos amostrados conjuntamente.

Espécies de interesse especial

As espécies de serpentes *Philodryas arnaldoi*, *Pseudoboa haasi* e *Bothrops cotiara* que foram amostradas na UHE Barra Grande, são espécies de interesse, pela distribuição restrita que

apresentam a ambientes florestados e o encontro pouco frequente nestas áreas. As quais já foram anteriormente incluídas no Livro Vermelho de Espécies Ameaçadas de Extinção do Rio Grande do Sul (Di-Bernardo et al. 2002) como categoria vulnerável, mas por não serem identificadas ameaças significativas, as espécies foram listadas na categoria Menos Preocupante (LC) na avaliação do Estado de Conservação de Espécies Fauna (RS) 2014. Portanto destacamos os registros de estas espécies na área de estudo.

Dois indivíduos da espécie *Philodryas arnaldoi*, foram amostrados no período do pós-enchimento, dentro da área AD2 (Município de Campo Belo do Sul, SC). Esta espécie habita a floresta com araucária e a floresta atlântica no sul do Brasil com escassos registros para o Rio Grande do Sul, sendo eles nos Municípios de Bento Gonçalves e São Francisco de Paula no planalto das araucárias (Di-Bernardo et al. 2007).

No pós-enchimento dois indivíduo da espécie *Pseudoboa haasi* foram amostrados nas armadilhas de queda e nos transectos na área AD8 (Município de Anita Garibaldi, SC). Espécie distribuída no Brasil nos estados de Paraná, Rio grande do Sul e Santa Catarina. Porém parece ser uma espécie relativamente rara e com baixa densidade populacional (Di-Bernardo et al. 2007)

Bothrops cotiara foi registrada no período do pós-enchimento, na área AD2 (Município de Campo Belo do Sul, SC). Está ocorre no sudeste e sul do Brasil, altamente associada ao Planalto das Araucárias. (Di-Bernardo et al. 2007, Deiques. 2009).

Discussão

Riqueza, diversidade e composição

Foram registradas 31 espécies de serpentes durante os estudos de monitoramento de fauna terrestre da UHE Barra Grande ao longo de oito anos de estudo, indicando uma riqueza elevada, principalmente quando comparada com outros estudos na floresta com Araucária como, por exemplo, as 16 espécies amostradas na CPCN-Pró-Mata (Di-Bernardo et al. 2007), 22 espécies no Parque Nacional de Aparados da Serra (Deiques 2009) e 43 espécies registradas por Morato, 1995 para toda a Floresta com Araucária. Isto levando em consideração o alto esforço empregado na UHE Barra Grande, quando comparado aos 26 meses amostrados por Deiques e os 30 meses amostrados por Di-Bernando. Em relação aos levantamentos para outros tipos de formação se observa um padrão de riqueza que varia de 8 a 80 espécies de serpentes em áreas restritas, sendo os maiores registros em taxocenoses da Amazônia e Cerrado, evidenciando a dificuldade na amostragem de serpentes em relação aos outros grupos de animais (França et al. 2008, Bernarde & Abe 2006).

A família Dipsadidae representou um 74% da riqueza de todas as famílias amostras na UHE Barra Grande, o qual se evidenciou anteriormente para as outras áreas amostradas na Floresta com Araucária. Da mesma forma, a Família Viperidae, evidenciou um baixo número de espécies (13%) o qual corresponde com o descrito para os estudos de Di-Bernardo et al. (2007) Morato (1995) e Deiques (2009) onde foram registrados, aproximadamente, um viperídeo para cada 18 dipsadideos

A espécie mais abundante para o período do pré-enchimento foi *Bothrops jararaca*, de forma que as espécies de viperídeos, neste período, representaram, 37% do número total dos indivíduos registrados (114). Para os resultados observados em Deiques (2009), a espécie *Bothrops alternatus* (14 indivíduos) foi a segunda mais abundante para a taxocenose avaliada. Em outras áreas com predomínio de ambientes florestais foi verificado um alto registro do gênero *Bothrops* como na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus (*Bothrops atrox* 19%), na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo (*Bothrops jararacussu* 17,5%, *Bothrops jararaca* 16,5%) e na Serra do Japi (N=67) (Sazima & Haddad 1992, Martins 1994, Marques 1998). No Rio Grande do Sul, Balestrin (2008), Zanella & Cechin (2006) e Outerlial (2005) também observaram espécies do gênero *Bothrops* como uma das mais abundantes nas taxocenoses estudadas.

Para o período do pós-enchimento registrou-se um aumento no número de espécies generalistas, com um alto número de indivíduos das espécies *Oxyrhopus rhombifer*, *Erythrolamprus poecilogyrus* e *Helicops infrataeniatus*. Este padrão também é observado para anfíbios e serpentes em áreas alteradas, onde as espécies generalistas e de áreas abertas, parecem aumentar sua distribuição e abundância em razão da adaptação a ambientes pouco complexos (Kats & Ferrer 2003, Bernarde & Macedo 2008, Silvano et al. 2003, Kjoss & Litvaitis 2001). Além disso, Strussmann (2000) evidenciou declínio de algumas espécies associadas à florestas e predomínio de espécies de campo após implantação da hidroelétrica no rio Manso.

No pós-enchimento evidenciou-se uma maior riqueza em espécies pouco frequentes e uma menor dominância em relação ao pré-enchimento. Nos Aparados da Serra também foi observado por Deiques (2009) uma alta dominância na taxocenose de serpentes na operação de resgate do reservatório da Usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães (Tocantins). Assim como Pavan (2007) evidenciou que, a maioria das serpentes amostradas foram pouco frequentes, sendo que um alto número de espécies apresenta frequências inferiores a 1% e nenhuma ultrapassou 10% do total amostrado.

Algumas espécies como *Tantilla melanocephala*, *Phalotris reticulatus* e *Epctia munoai* que foram registradas só para o período do pós-enchimento exibem hábitos fossoriais. De forma que normalmente são espécies de difícil amostragem, que podem ser encontradas com maior frequência após o alagamento de seus refúgios (Pavan 2007, Strussmann 2000). Igualmente outras espécies de serpentes foram amostradas unicamente neste período, registrando um aumento do sucesso de captura e um incremento considerável da riqueza, o qual foi observado não só para este grupo, como também para outros grupos amostrados na UHE Barra Grande, como os anfíbios, lagartos e mamíferos de pequeno e médio porte. O aumento da riqueza de espécies após alteração do ambiente foi registrado também em fragmentos isolados para uma comunidade de anuros na Amazônia (Tocher et al. 1997), no qual foi registrado aumento de espécies oportunistas, assim como no Cerrado para uma comunidade de lagartos evidenciou-se uma maior riqueza nos fragmentos antrópicos (Paracatu.MG), em relação aos fragmentos naturais (Rondônia) (Tocher et al 1997).

Na UHE Barra Grande observou-se também um baixo número de indivíduos da espécie *Erythrolamprus jaegeri* em comparação aos registros obtidos em trabalhos anteriores para este tipo de formação, onde esta espécie representa uma das espécies mais abundantes. São

amostradas em áreas abertas, próximas a corpos de água, associadas à Floresta com Araucária (CPCN, N= 35; PNAS, N=35). Padrão diferente para o observado na UHE Barra Grande onde foi encontrado só um indivíduo em cada período (Di-Bernardo et al. 2007, Deiques 2009).

Observaram-se diferenças em cada uma das áreas amostradas em relação ao pré e pós-enchimento. De forma que na área AC3 se apresentou uma diminuição na riqueza no pós-enchimento, assim como uma alta dominância neste período, na área AD8 identifica-se um declínio das espécies dominantes após o enchimento (*Bothrops jararaca*). Em áreas como a AD2 e AD6 foi registrado um incremento no número de espécies e uma alta dominância no período do pós-enchimento.

Foram observadas diferenças na composição e estrutura da taxocenose quanto a, riqueza e abundância das diferentes espécies amostradas na UHE Barra Grande, assim como a influencia das variáveis ambientais em cada período avaliado. Variações similares foram identificadas anteriormente por efeito da fragmentação para uma taxocenose de anfíbios em clima tropical (Pineda & Hallfater 2004), assim como, para lagartos em fragmentos de floresta de diferente tamanho na Costa Rica (Bell & Donnelly 2006), e para uma comunidade de serpentes em áreas de dunas, onde evidenciaram que as características abióticas do habitat foram importantes na sua composição (Santos et al. 2012).

Na área da UHE Barra Grande foram evidentes a influência dos fatores climáticos que caracterizam à Floresta com Araucária. Dominada por um clima úmido, registrando valores acima de 60 mm ao longo do ano, com chuvas regulares, especialmente para o período do pós-enchimento (entre 74 e 90 mm), onde a temperatura sofre bruscas variações, com temperaturas baixas no inverno (Temperatura mínima média de 4,18°C) e altas no verão (Temperatura máxima média de 24°C) (Backes 2009). Igualmente, na CPCN Pró-mata registraram um padrão bimodal com um pico moderado na primavera e mais intenso no verão, com maior número de encontros de indivíduos ativos nos meses quentes, o qual corresponde às estações de maior número de registro no presente estudo. Da mesma forma em razão dos fatores bióticos analisados, a abundância de serpentes foi mais correlacionada à temperatura máxima e mínima registrada especialmente nas estações do ano mais frias, assim como foi registrado para a taxocenose estudada por Zanella & Cechin (2009) na qual a abundância das serpentes foi mais relacionada com a temperatura máxima.

Variáveis ambientais como a temperatura do ar e a precipitação registraram alta importância na composição das espécies amostradas para cada período, assim como num todo. Especialmente a temperatura foi indicada anteriormente em outras taxocenoses de serpentes como o fator ambiental que determina o padrão sazonal, tanto em relação ao maior registro de indivíduos, como ao período reprodutivo, que também foi constatado no presente trabalho, com relação às estações de maior temperatura (Di-Bernardo et al. 2007).

A precipitação no pré-enchimento foi a variável que apresentou uma relação estatisticamente significativa com a taxa de encontro das diferentes espécies amostradas, assim como a temperatura do ar foi para o período do pós-enchimento. De modo que como foi descrito anteriormente a precipitação média nos quatro anos amostrados que correspondem ao pré-enchimento foi menor em relação ao pós-enchimento, o que poderia implicar na importância desta variável. Assim mesmo em outros estudos tense identificado que mudanças nos padrões

de cobertura da vegetação, como grandes desmatamentos, influenciam diretamente no clima e diversidade de uma área, onde pode causar diminuição da umidade, reduções da transpiração, formação de nuvens e maior precipitação (Hansen 2001). Destacando que o aumento da precipitação pode estar correlacionado ao aumento dos anuros, que acarreta em uma maior disponibilidade e abundância de presas potenciais para diversas espécies de serpentes (Zanella & Cechin 2009).

Métodos de amostragem

O método de censo de visualização mostrou-se altamente eficiente na amostragem de serpentes quando comparado aos demais métodos utilizados. Considerando que este permite a procura de indivíduos em lugares de difícil registro por outros métodos, como os abrigos naturais das espécies que se encontram inativas, assim como lugares propícios para a reprodução e alimentação, que podem ser considerados dentro dos diversos habitats amostrados. Da mesma forma permite coletar serpentes fora de seu período de atividade, enquanto que qualquer método de armadilhamento depende da atividade das espécies o que, em áreas de clima temperado pode ser um problema. Este método há indicado ótimos resultados em outros estudos de taxocenoses como em regiões de dunas no Rio Grande do Sul (Santos et al. 2012).

As armadilhas de interceptação e queda apresentaram baixa eficiência para o grupo de serpentes, o qual poderia estar relacionado ao pequeno tamanho dos baldes (20L) utilizados no presente estudo, o qual foi estabelecido pelo IBAMA. Resultados similares observaram-se no estado de Piauí, onde foi registrada uma baixa taxa de captura por este método, no qual foram empregados baldes de 30L (Dal Vecchio et al. 2013), da mesma forma no cerrado Strussmann (2000) indicou também uma baixa eficiência deste método na amostragem de serpentes, com uso de baldes de 60L. Em estudos anteriores com o uso de baldes maiores, entre 100 e 200L, mostram melhores resultados, quanto à abundância e riqueza amostrada, já que em baldes pequenos as serpentes podem escapar facilmente, especialmente indivíduos de maior tamanho. É importante salientar também que as armadilhas de queda podem ter seu desempenho afetado por padrões de distribuição sazonal, como ocorre no caso da UHE Barra Grande, onde as espécies estão ativas nos meses mais quentes e são inativas ou pouco frequentes nos meses mais frios, o qual pode influenciar no sucesso de captura das armadilhas de queda (Zanella & Cechin 2006, Cechin & Martins 2000). Da mesma forma o material das cercas guias é relevante na construção das armadilhas de queda. Sendo que o uso de lona plástica que se utiliza frequentemente não é recomendável em áreas abertas, como os campos do planalto, onde os fortes ventos, chuvas e a presença de gado podem interromper o uso contínuo deste método, evidenciando no presente estudo, que materiais como o tecido de malha oferece um maior tempo de duração.

Estrutura etária e sexual

Uma maior proporção de indivíduos maduros em relação a imaturos foi evidenciada no período do pré-enchimento na UHE Barra Grande. Esta maior frequência de indivíduos maduros tem sido evidenciada dentro de diversas taxocenoses estudadas, incluindo o Planalto das Araucárias na área do CPCN Pró-Mata. Uma das possíveis causas para estes registros é dificuldade em amostrar jovens, pelo menor tamanho que em geral apresentam, especialmente em espécies com tamanhos pequenos (Di-Bernardo et al. 2007, Vitt & Vangilder

1983). Pelo contrário, no período do pós-enchimento 61% dos indivíduos amostrados foram constituídos por jovens, o qual poderia indicar que após o enchimento houve uma redução considerável na taxa de captura de adultos, especialmente dos machos. Isto poderia corresponder também, ao incremento na disponibilidade de presas (anuros, lagartos e roedores) que formam parte da dieta dos jovens de diversas espécies incluindo as mais abundantes neste período, favorecendo o encontro das presas por parte das serpentes jovens.

Evidencia-se uma tendência das fêmeas a apresentar maiores tamanhos corporais (CRC), especialmente as que correspondem ao período do pré-enchimento, considerando que para algumas espécies com poucos indivíduos coletados não foi possível avaliar estas relações. Este fato já foi descrito anteriormente para várias espécies no Brasil, onde as fêmeas geralmente apresentam maior tamanho corporal, especialmente para espécies de porte médio e grande, que pode estar vinculado ao aumento do tamanho da ninhada (Greene 1997 Pizzatto et al.2006), como também ao dimorfismo sexual no tamanho das serpentes que apresentam algumas espécies, e que constitui um fator relevante na competição intersexual (Shine 1978, Greene 1997, Sazima 1992, Baletrin & Di-Bernardo 2005).

Reprodução

Os meses e estações do ano que apresentam temperaturas mais elevadas foram as que registraram um maior número de indivíduos maduros na UHE Barra Grande. O qual foi também observado para a Floresta com Araucária no CPCN Pró-Mata onde foi descrita uma reprodução sazonal, com registros exclusivamente entre os meses de setembro e janeiro (Di-Bernardo et al.2007). Ressaltando que no presente estudo se aprecia um período um pouco mais longo, sendo encontradas fêmeas maduras de setembro a abril e um registro no mês de junho. Este fato se corresponde com os padrões descritos para serpentes, onde condições ambientais favoráveis influenciam os períodos de atividade tanto para acasalamento, como alimentação entre outros. Isto foi verificado em outras regiões do Brasil, como na Amazônia onde as fêmeas com folículos vitelogênicos e ovos ocorreram principalmente na estação seca e no início da estação chuvosa, com picos nos meses de novembro, janeiro, abril e maio. Assim como na região de Juréia, Itatins localizada no litoral sul do estado de São Paulo, onde foi significativamente maior na estação chuvosa de outubro a maio. (Di-Bernardo et al. 2007, Greene 1997, Marques 1998, Bernarde & Abe 2006).

As espécies que apresentaram alguns indivíduos com reprodução nos meses de junho a agosto correspondem a três fêmeas com folículo vitelogênicos secundários (*Bothrops jararaca*, *Oxyrhopus rhombifer*,). As quais foram capturadas no começo de junho, que se considera ainda dentro da estação de outono e a espécie *Philodryas patagoniensis* com registro no mês de agosto, que obedece aos registros anteriores de folículos vitelogênicos para esta espécie (Pontes 2007). Os outros indivíduos são machos, dos quais para as espécies *Xenodon merremii*, *Boiruna maculata* e *Tantilla melanocephala* se tem registros de períodos reprodutivos prolongados, e recrutamentos assazonais para a espécie *Boiruna maculata* com produção de esperma contínuo (vitt & Vangilder 1983, Pizzatto 2005, Santos-Costa & Di-Bernardo 2006, Pizzatto et al. 2006) Contrariamente para a espécie *Philodryas olfersii* foi registrado um período de dormência reprodutiva durante os meses mais frios (Mesquita et al.

2013), mas considerando um só indivíduo amostrado ao longo dos oito anos, é difícil entrar em considerações ao respeito.

Entre os sexos de uma mesma espécie registram-se machos maduros em períodos que antecediam a fêmeas maduras. Algumas espécies nas que é possível observar isto foram *Atractus reticulatus*, *Bothrops jararaca*, *Erythrolamprus poecilogyrus*, *Phalotris reticulatus*, o que poderia corresponder a uma possível sincronia reprodutiva entre os sexos (Pizzatto et al. 2006).

Dentre as fêmeas, 14 indivíduos, de oito espécies foram observados com ovos ou embriões entre os meses de outubro a março, e um indivíduo no mês de junho. Destas, dez fêmeas foram amostradas no pré-enchimento e quatro no pós-enchimento, revelando uma maior taxa reprodutiva no pré-enchimento considerando o menor número de indivíduos amostrados neste período. De igual forma, foi observado que as fêmeas grávidas foram encontradas nas estações quentes, principalmente no verão e primavera, e um indivíduo da espécie *Xenodon merremii* no outono. Esta última já foi amostrada em outros períodos do ano para regiões como nos estados de São Paulo e Paraná, onde foi caracterizada com reprodução assazonal (Borges-Martins et al. 2007, Marques 1998). Mas na área do CPCN Pró-Mata foram consideradas todas as espécies amostradas incluindo *Xenodon merremii* com reprodução estritamente sazonal, condicionadas por variáveis ambientais, especialmente pela temperatura (Di-Bernardo et al. 2007). Considerando a temperatura média do outono (13.17°C) registrada para a área de estudo não teve grande variação em relação à temperatura média da primavera (13.23 °C). Isto poderia beneficiar a reprodução desta espécie em períodos longos. Épocas do ano mais quentes e úmidas parecem favorecer a vitelogênese e gestação na UHE Barra Grande (Pizzatto et al. 2006).

Folículos vitelogênicos e testículos de maior comprimento se observaram no período do pré-enchimento, com uma sazonalidade mais marcada. O qual se aprecia nos machos no mês de outubro, onde se observam os maiores valores, de 48,2mm, e nas fêmeas de 50 mm para o mês de novembro. Estes resultados coincidem com os registrados por Di-Bernardo onde fêmeas alcançam os maiores valores nos meses de novembro a janeiro (máxima de 45mm). No pós-enchimento os tamanhos máximos apresentam uma diminuição, com folículos chegando a 28.3mm e os testículos atingindo os 38.28mm.

As espécies que apresentaram os maiores comprimentos tanto nos folículos como nos testículos são diferentes para cada período. De forma que nos machos para o pré-enchimento as espécies *Bothrops jararaca*, *Crotalus durissus*, *Philodryas patagoniensis*, *Xenodon merremii* e *Xenodon neuwiedii* apresentaram testículos de grande tamanho (entre 30 e 49 mm). Contrariamente, no pós-enchimento as espécies *Bothrops jararaca*, *Erythrolamprus miliaris* e *Erythrolamprus poecilogyrus* foram as que exibiram testículos com comprimento maior a 30mm (máxima 38.28mm). Nas fêmeas *Bothrops alternatus*, *Bothrops jararaca*, *Chironius bicarinatus*, *Philodryas patagoniensis* e *Xenodon merremii* mostraram-se como as espécies com folículos superiores a 30mm (máxima 48.01mm), porém no pós-enchimento só uma espécie apresentou folículos maiores a 30mm (*Chironius bicarinatus* 30.9mm).

Dieta

Na UHE Barra Grande das 31 espécies analisadas 15 continham conteúdo estomacal. As maiores partes das serpentes amostradas alimentaram-se principalmente de anfíbios anuros e roedores. Estes resultados correspondem com a maior abundância da espécie *Bothrops jararaca* no pré-enchimento que reflete um maior número de roedores neste período, assim como no pós-enchimento as espécies analisadas indicam maior consumo de anfíbios na sua dieta. Registros anteriores para o Planalto das Araucárias indicaram que 10 espécies apresentaram conteúdo estomacal (17 espécies analisadas), sete de estas alimenta-se de anfíbios, sendo este o principal item alimentar no CPCN Pró-Mata (Di-Bernardo et al. 2007).

Levando em consideração os itens alimentares citados nas referencias para cada uma das espécies, observa-se que só três espécies alimentam-se principalmente de invertebrados, 15 espécies incluem os anfíbios na sua dieta, 16 espécies podem consumir reptéis, 12 espécies mamíferos e três espécies aves. O qual corresponde aos itens alimentares de maior consumo observados (anfíbios e mamíferos) na UHE Barra Grande.

Para outras taxocenoses estudadas os anfíbios foram o tem alimentar de maior consumo, como no Pantanal (42%) (Strussman & Sazima 1993), na Caatinga (Vitt & Vangilder 1983) e em Rondônia, Amazônia (38%) (Bernarde 2004). De igual forma na Mata Atlântica em diversas áreas como na Estação Ecologica Juréira- Itatins (SP) (43%) (Marques 1998), no Parque Estadual da Serra do Mar (SP) núcleo Santa Virgínia (50%) e no núcleo Picinguaba (73%) (Hartmann et al. 2009) e no Planalto Médio do Rio Grande do Sul (66.7%) (Zanella & Cecchin 2009) foi observado este padrão.

Dentro dos anfíbios é importante diferenciar que no presente estudo a Família Bufonidae foi à de maior consumo especialmente para as espécies *Xenodon neuwiedii* e *Xenodon merremii*. Para as quais foi registrado anteriormente o consumo exclusivo de anuros, principalmente de bufonídeos (Marques 1998, Sazima & Haddad 1992, Di-Bernardo 1998, Borges-Martins et al. 2007). Para a espécie *Xenodon merremi* apesar de apresentar um alto consumo de bufonídeos foram incluídos também na sua dieta hilídeos e leptodactilídeos. A maior proporção de bufonídeos encontrados nos estômagos pode corresponder também ao incremento na abundancia destes, especialmente para o período do pós-enchimento, onde espécies como *Rhinella icterica* apresentaram um grande acréscimo no número de indivíduos desta espécie (menos de 10 indivíduos no pré a mais de 100 no primeiro ano do pós-enchimento), de forma que poderia corresponder a uma maior disponibilidade deste item.

Para as dietas das espécies *Chironius bicarinatus* e *Philodryas aestiva* foram registrados principalmente leptodactilídeos (Sazima & Haddad 1992, Marques 1998, Guimarães 2007), assim como *Thamnodynastes hypoconia* se alimentou principalmente de Hylídeos. (Bellini et al. 2013, Di-Bernardo et al. 2007). Assim como foi mencionado anteriormente, espécies como *Physalaemus cuvieri*, *Scinax fuscovarius*, *Scinax granulatus*, *Leptodactylus latrans* e *Physalaemus gracilis* apresentaram também um incremento na abundancia destes após o enchimento, gerando uma maior disponibilidade alimentar para as serpentes.

Roedores foram consumidos em alto número pelos viperídeos amostrados, especialmente por *Bothrops jararaca* (Sazima & Haddad 1992, Cecchin 1999, Alves et al. 2000, Di-Bernardo et al. 2007, Borges-Martins et al. 2007,), além de registros para as espécies *Philodryas arnaldoi*,

Philodryas patagoniensis e *Oxyrhopus clathratus* (Di-Bernardo et al. 2007, Zanella & Cechin 2009, Andrade & Silvano 1996).

Outros itens alimentares encontrados nas serpentes, porém em baixa proporção foram uma serpente (*Philodryas patagoniensis*), um peixe (*Erythrolamprus poecilogyrus*) e um artrópode (*Tantilla melanocephala*) todos descritos anteriormente na literatura para estas espécies (Lopez & Giraudó 2008, Maciel 2001, Marques & Puerto 1998). Assim como em outras taxocenoses se identificaram anteriormente poucas espécies de serpentes que consumem artrópodes dentro da sua dieta (Martins 1994, Di-Bernardo et al. 2007).

A dieta de *Philodryas patagoniensis* apresentou mais de um tipo de item alimentar, evidenciando o caráter generalista desta espécie. Na Argentina registaram maior consumo de répteis na sua dieta (58%), especialmente de *Cercosaura schreibersii*, assim como foi observado a ingestão de anfíbios, mamíferos e aves (Lopez & Giraudó 2008). No Brasil, no estado do Paraná o item alimentar mais frequente desta espécie foi mamífero (52.9%), isto demonstra a ampla variação na sua dieta.

Considerações finais-

1. Foi necessário um grande esforço amostral em cada uma das metodologias aplicadas para alcançar as 31 espécies de serpentes amostradas na UHE Barra Grande, ao longo de oito anos de coleta.
2. A família Dipsadidae foi relevante na composição de espécies, com maior representatividade no pós-enchimento especialmente pelo acréscimo de espécies pertencentes a esta família neste período.
3. *Bothrops jararaca* se consolidou como uma espécie abundante e dominante no período do pré-enchimento, assim como foram *Oxyrhopus rhombifer*, *Helicops infrataeniatus* e *Erythrolamprus poecilogyrus* no pós-enchimento.
4. Espécies de hábito terrestre foram abundantes na UHE Barra Grande. Assim como espécies fóssorias e aquáticas apresentaram um incremento na abundância e riqueza no período do pós-enchimento.
5. A riqueza observada na UHE Barra Grande, assim como em cada um dos períodos indicou estar próxima a atingir a estabilidade descrita pelos estimadores de Jackknife de primeira e segunda ordem.
6. As áreas AD6 e AD8 foram as que registraram o maior número de espécies e indivíduos, porém, estas apresentam um alto número de espécies estimadas respeito às observadas.
7. As estações do verão e a primavera foram importantes no registro de espécies e indivíduos em cada um dos períodos amostrados.
8. Variáveis ambientais como a temperatura e a precipitação indicaram ser relevantes na estruturação da taxocenose.
9. A área da UHE Barra Grande caracteriza-se por ter um clima úmido, com chuvas regulares, que foram maiores no período do pós-enchimento. A temperatura apresenta amplas variações ao longo do ano, com altas temperaturas no verão e baixas no inverno, fatores climáticos que caracterizam à Floresta com Araucária.

10. A estrutura e composição das espécies apresentaram diferenças em cada um dos períodos amostrados, sendo que no pré-enchimento espécies de floresta foram mais representativas, assim como espécies de áreas abertas foram no pós-enchimento.
11. O método de censo de visualização (VES) foi o mais eficiente na amostragem de serpentes, seguida pelos registros ocasionais e as armadilhas de interceptação e queda.
12. Na utilização das armadilhas de interceptação e queda na amostragem de serpentes, se evidencia a baixa eficiência de baldes pequenos (20L), assim como a importância dos materiais que compõem a cerca guia (tecido de malha).
13. Observaram-se maiores comprimentos e pesos dos indivíduos que se amostraram no período do pré-enchimento.
14. No pré-enchimento observou-se uma maior proporção de indivíduos maduros, contrariamente ao pós-enchimento onde se apresentaram maior quantidade de jovens nos indivíduos amostrados.
15. A maioria das espécies amostradas apresentou desenvolvimento embrionário ovíparo, (74%), seguida por espécies vivíparas (26%).
16. Na UHE Barra Grande apresenta-se uma reprodução sazonal, com picos de atividade reprodutiva nos meses de maior temperatura (outubro a março), principalmente nas fêmeas.
17. Embriões em desenvolvimento foram apreciados unicamente na espécie *Tomodon dorsatus* no período do pré-enchimento. Assim como ovos foram encontrados nas espécies *Bothrops alternatus*, *Bothrops jararaca*, *Chironius bicarinatus*, *Philodryas patagoniensis* e *Xenodon merremii* no pré-enchimento e as espécies *Chironius bicarinatus*, *Echianthera cyanopleura*, *Helicops infrataeniatus* e *Phalotris reticulatus* no período do pós-enchimento.
18. No pré-enchimento folículos vitelogênicos maiores a 10mm foram observados especialmente em comprimentos maiores a 600mm (600-1000mm), e no pós-enchimento observam-se em indivíduos com comprimentos maiores a 250mm (250-800mm).
19. No tamanho dos testículos dos machos, observaram-se resíduos com maior dispersão, identificando valores acima de 0.06. Os quais correspondiam no pré-enchimento a comprimentos maiores a 300mm (300-600mm) e no pós-enchimento entre 150 e 400mm.
20. Na UHE Barra Grande observou-se uma baixa proporção de espécies com conteúdo estomacal, 16% do total de indivíduos analisados.
21. No pré-enchimento a categoria alimentar de maior ocorrência foram os roedores, assim como no pós-enchimento foram os anfíbios anuros.
22. As espécies *Bothrops jararaca* (18%) e *Xenodon merremii* (16%) foram às espécies com maior porcentagem de ocorrência com categorias alimentares.
23. Dentro dos anfíbios é importante diferenciar que no presente estudo a Família Bufonidae foi à de maior consumo especialmente para as espécies *Xenodon neuwiedii* e *Xenodon merremii*.
24. Observou-se um incremento na disponibilidade de itens alimentares após o enchimento do reservatório, as quais podem ser relevantes para a dieta das serpentes nos diferentes grupos, tais como anfíbios (*Rhinella ictérica*, *Scinax fuscovarius*, *Scinax granulatus*, *Leptodactylus latrans*) lagartos (*Cercosaura schreibersii*, *Cnemidophorus vacariensis*) e mamíferos de pequeno porte como os roedores que fazem parte da dieta de várias espécies.

25. Poucas espécies de serpentes na taxocenose mostram-se especialistas na dieta de invertebrados, estas foram *Tomodon dorsatus*, *Tantilla melanocephala* e *Atractus reticulatus*.

Conclusão geral

No licenciamento ambiental nas diferentes regiões do Brasil se produzem constantemente estudos dos diferentes grupos de fauna, que são compilados em relatórios, contendo listas de espécies, riqueza e abundância destas áreas. Porém esta informação não é publicada e compartilhada com o meio acadêmico, de forma que este conhecimento fica confinado muitas vezes ao papel, perdendo a possibilidade de divulgação de registros importantes como possíveis espécies novas, ampliação da distribuição de algumas delas, que podem aportar amplamente no conhecimento destas, assim como dos reais efeitos que podem dar-se na natureza ao longo do tempo pelos diversos impactos que se vem implementando.

Desta forma, se evidencia a importância no registro e coleção de dados adequados antes e depois do empreendimento, na padronização dos métodos ao longo do monitoramento, de métodos eficientes na amostragem de acordo ao grupo que se pretende amostrar, e as áreas nas quais vão ser aplicados, assim como do destino e os dados que se dão para os indivíduos coletados, para que desta forma se consolide uma informação mais robusta que forneça maior informação das espécies e seu entorno, para avaliar os possíveis impactos que se podem gerar com a construção de diversos empreendimentos que se implementam atualmente.

Referências bibliográficas

- AGUIAR, L.F.S. & DI-BERNARDO, M. 2005. Reproduction of the water snake *Helicops infrataeniatus* (Colubridae) in southern Brazil. *Amphibia-Reptilia* 26, p. 527-533.
- AGUIAR, L.F.S. 2008. História natural de *Micrurus altirostris* (Cope, 1860) (Serpentes, Elapidae, Elapinae). Tese de Doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
- ALVES, M.L.M, ARAUJO, M.L. & WITT, A.A. 2000. Aspectos da biologia reprodutiva de *Bothrops jararaca* em cativeiro (Serpentes, Viperidae). *Iheringia, Ser zol, Porto Alegre*, (89), p. 187-192.
- ALMEIDA, J.A. 2009. Fatores abióticos. In: Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucárias (I.I, Boldrini, eds). Ministério do meio ambiente- MMA. Brasília, p. 19-39.
- ANDRADE, R.O. & SILVANO, R.A.M. 1996. Comportamento alimentar e dieta da “falsa coral” *Oxyrhopus guibei* Hoge & Romano (Serpentes, Colubridae). *Revista brasileira de zoologia*, 13 (1), p. 143-150.
- ANEL-AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Capacidade de geração do Brasil. Banco de Informações de geração. Disponível em:

<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>,(último acesso em 08/04/2015).

BACKES, A. 1999. Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil – II. Pesquisas, Botânica 19: 31-51.

BACKES, A. 2009. Distribuição geográfica atual da floresta com *Araucaria*: Condicionamento climático em Fonseca, C; Souza, A; Zanchet, A; Dutra, T; Backes A; Ganade, G. 2009. Floresta com *Araucaria*: Ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Holos editora. Roberão Preto, SP. Pag 39-45.

BAESA. 2009. Usina Hidrelétrica Barra Grande. In: http://www.baesa.com.br/baesa/categoria.php?&cod_modulo=1&cod_categoria=1 (último acesso em 15/03/2015).

BALESTRIN, R.L. & DI-BERNARDO, M. 2005. Reproductive biology of *Atractus reticulatus* (boulenger, 1885) (serpentes, colubridae) in southern brazil. Herpetological Journal, Vol. 15, p. 195-199.

BALESTRIN R.L., DI-BERNARDO, M. & MORENO, A.G. 2007. Feeding ecology of the neotropical worm snake *Atractus reticulatus* in Southern Brazil. Herpetological Journal 17: 62-64.

BALESTRIN, R. L, DI-BERNARDO, M, FOUNTURA, N. 2008. História natural de uma taxocenose de squamata e redescoberta de uma espécie de anuro no escudo Sul-Riograndense, brasil, Tese de Doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Brasil.

BDMEP- Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. In: INMET.- Instituto Nacional de Meteorologia. <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa>

BELLINI, G.P., ARZAMENDIA, V. & GIRAUDO, A.R. 2013. Ecology of *Thamnodynastes hypoconia* in Subtropical–Temperate South America. Herpetologica, 69(1), p. 67-79.

BELL, K.E. & DONNELLY, M.A. 2006. Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in northeastern Costa Rica. Conservation Biology Volume 20, No. 6, p. 1750–1760.

BERNARDE, P.S. 2004. Composição faunística, ecologia e história natural de serpentes em uma região no sudoeste da Amazônia, Rondônia, Brasil. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista. Brasil.

BERNARDE, P.S. & ABE, A.S. 2006. A snake community at Espigão do Oeste, Rondônia, southwestern Amazon, Brazil. South American Journal of Herpetology 1(2), p. 102-113.

BERNARDE, P.S. & MACEDO, L.C. 2008. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. Iheringia, Sér. Zool., Porto Alegre, 98(4):454-459.

- BIZERRA, A., MARQUES, O.A.V. & SAZIMA, I. 2005. Reproduction and feeding of the colubrid snake *Tomodon dorsatus* from south-eastern Brazil. *Amphibia-Reptilia* 26, p. 33-38.
- BOCARD, D., GILLET, F. & LEGENDRE, P. 2011. Numerical ecology with R. Springer. New York, USA. Pag 198-207.
- BORGES-MARTINS, M.; ALVES, M.L.M.; ARAUJO, M.L. de; OLIVEIRA, R.B. de & ANÉS, A.C. 2007. Répteis p. 292-315. In: BECKER, F.G.; R.A. RAMOS & L.A. MOURA (orgs.) Biodiversidade: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 385 p.
- BOLDRINI, I.I. 2009. Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucárias. Ministério do meio ambiente- MMA. Brasília, p. 9-11.
- BRUSCAGIN, R.T., CONDEZ, T.H., DIXO, M. & BERTOLUCI, J. 2014. Diversity of leaf-litter anurans in a fragmented landscape of the Atlantic Plateau of São Paulo State, southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, p. 1-16.
- CADLE, J.E. & GREENE, H.W. 1993. Phylogenetic patterns, biogeography, and the ecological structure of neotropical snake assemblage. In: Ricklefs, R.E. & Schuller, D. (Eds.), *Species Diversity in Ecological Communities – Historical and geographical perspectives*. University Chicago Press, Chicago, p. 281-293.
- CECHIN, S.T.Z. 1999. História natural de uma comunidade de serpentes na região da Depressão Central (Santa Maria), Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Brasil.
- CECHIN, S.T.Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revta bras. Zool.* 17 (3), p. 729 -740.
- CONNELL, J.H. 1975. Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experiments. p. 460-490 In: M. L. CODY & J. M. DIAMOND (Eds). *Ecology and Evolution of Communities*. Belknap Press, Cambridge, Massachusetts.
- COLWELL, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 9.1.0, Disponível em: purl.oclc.org/estimates.
- CONDEZ, T.H., SAWAYA, R.J. & DIXO, M. 2009. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop*, 9(1): [Http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/abstract?inventory+bn01809012009](http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/abstract?inventory+bn01809012009).
- CORDEIRO, J.L.P. & HASENACK, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Campos Sulinos conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente (Pillar, V.D., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S & Jacques, A.V.A, eds). Brasília, 2009, 403 p. il. col. Capítulo 23, p. 285 – 299.

COSTA, H.C., PANTOJA, D.L., PONTES, J.L. & FEIO, R.N. 2010. Snakes of the Municipality of Viçosa, Atlantic Forest of Southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 10(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/en/abstract?inventory+bn03610032010>.

CORN, P.S. 1994. Straight-Line Drift Fences and Pitfall-traps. In: *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard methods for Amphibians* (W.R. Heyer., M.A. Donnelly., R.W. McDiarmid & M.S. Foster). Smithsonian Institution Press, Washington and London, p. 364.

CUNHA, O.R. & NASCIMENTO, F.P. 1978. Ofídios da Amazônia X - As cobras da região leste do Pará. *Publicações Avulsas do Museu Paraense Emílio Goeldi* 31, p. 1-218.

CUNNINGHAM, M. & MORITZ, C. 1998. Genetic Effects of forest fragmentation on a rainforest restricted lizard (Scincidae: *Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation* Vol. 83, No. 1, p. 19-30.

DAL VECHIO, F., RECODER, R., RODRIGUES, MT & ZAHER, H. 2013. The herpetofauna of the Estação Ecológica de Uruçuí-Una, state of Piauí, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 53(16), p. 225-243.

DI-BERNARDO, M. 1998. História natural de uma comunidade de serpentes da borda oriental do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista, Brasil.

DI-BERNARDO, M., BORGES-MARTINS, M. & OLIVEIRA, R.B. 2002. Répteis. In: *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul* (C.S. Fontana., G.A. Bencke & R.E. Reis, eds). Porto Alegre, EDIPUCRS, p. 632.

DI-BERNARDO, M., BORGES-MARTINS, M., OLIVEIRA, R.B. & PONTES, G.M.P. 2007. Taxocenoses de serpentes de regiões temperadas do Brasil. In: *Herpetologia no Brasil II* (L.B. NASCIMENTO & M. OLIVEIRA, eds). Belo Horizonte, Sociedade Brasileira de Herpetologia, p. 222-263.

DEIQUES, C. 2009. Répteis da floresta com Araucária, In *Floresta com Araucária: Ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável* (C. Fonseca., A. Souza., A. Zanchet., T. Dutra., A. Backes & G. Ganade, eds). Holos editora. Roberão Preto, SP, p. 185-191.

DUELLMAN, W.E. 1989. Tropical herpetofaunal communities: patterns of community structure in Neotropical rainforests. Pp. 61-88 in M.L. Harmelln-Vivien and F. Bourllère (eds.). *Vertebrates in Complex Tropical Systems*. New York. Springer-Verlag, New York.

DUELLMAN, W.E. 1990. Herpetofaunas in Neotropical Raiforests: comparative composition, history and resource use. Pp. 455-505 in A.H. Gentry (eds.). *Four Neotropical Rainforests*. New Haven, Yale University Press.

FISZOM, T.J., MARCHIORO, N.P.X., BRITES, R.M., CARVALHO, D.C., CAMELY, N.C., CANAVESI, V., CASTELLA, P.R., VIVEIROS, E.V., CULLEN, L., SAMPAIO, M.B., FIGUEIREDO, E.O., FRANKE, I.L., GOMES, H., GOMES, L.J., VIEIRA, V.H., LANDAU, E.C., FALEIROS, L.S.M., LYRA, L.A.T., NETO, E.M., MELLO, A.N., OLIVEIRA, L.O., OMO, K.Y., VELENTIN, P.N.W., SANTOS, R.A., FERREIRA, R.A.A., RUIZ, C.R., LEANDRO, L.F., SMITH, W.S.,

- SOUZA, C.R. 2003. Causas Antrópicas. In Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas (Rambaldi, D.M & D.A. Suárez, Orgs). Brasília: MMA, p. 65-103.
- FRANÇA, F.G.R., MESQUITA, D.O., NOGUEIRA, C.C. & ARAÚJO, A.F.B. 2008. Phylogeny and ecology determine morphological structure in a snake assemblage in the central Brazilian Cerrado. *Copeia*, No. 1, p. 23–38.
- FROTA, J.G. 2005. Biologia reprodutiva e dieta de *Liophis jaegeri jaegeri* (günther, 1858) (Serpentes, Colubridae, Xenodontinae). Dissertação de mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Brasil.
- GAETA, E.E.L., CASTELLO, B.M.B., FRACÁCIO, R., GUNTZEL, A.M., MORETTO, E.M., GENTIL, P.R.H., RIETZLER, A.C., ROCHA, O., RODGHER, S., SENTEIO, S.W. & TAVARES, K.S. 2003. Organismos aquáticos. In Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas (Rambaldi, D.M & D.A. Suárez, Orgs). Brasília: MMA, p. 201-239.
- GREENE, H. W. 1986. Natural history and evolutionary biology. Predator–Prey Relationships: Perspectives and Approaches from the Study of Lower Vertebrates, 99-108.
- GREENE, H. W. 1997. Snakes: The Evolution of Mystery in Nature. Berkeley CA:University of California Press.
- GONZÁLEZ–OREJA, J.A., DE LA FUENTE–DÍAZ–ORDAZ, A.A., HERNÁNDEZ–SANTÍN, L., BUZO–FRANCO, D & BONACHE–REGIDOR, C. 2010. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation*, 33.1, p. 31–45.
- GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2011. Estimating species richness. Pages 39-54 in A. E. Magurran and B. J. McGill, editors. *Frontiers in measuring biodiversity*. Oxford University Press, New York.
- GUIMARÃES, M. 2007. Ecomorfologia e uso de recursos das espécies de *chironius* (serpentes: colubridae) na Serra do Mar. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Brasil.
- HAMMER, O. HARPER D.A.T & RYAN.P.D. 2001. Past. Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia electronica* 4 (1):9pp.
- HANSEN, A.J., NEILSON, R.P., DALE, V.H., FLATHER, C.H., IVERSON, L.R., CURRIE, D.J., SHAFER, S., COOK, R., BARTLEIN P.J. 2001. Global Change in Forests: Responses of Species, Communities, and Biomes. *BioScience*, Vol. 51 No. 9, p. 765-779.
- HARTMANN, P.A., HARTMANN, M.T., & MARTINS, M. 2009. Ecology of a snake assemblage in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* (São Paulo), 49(27), p. 343-360.

- HEYER, W.R., DONNELLY, M.A., MCDIARMID, R.W., HAYEK, L.C. & FOSTER, M.S. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p. 1-364.
- INGER, R.F & COLWELL, F.K. 1977. Organization of contiguous communities of amphibians and reptiles in Thailand. *Ecol. Monogr.* 47: 229-253.
- JARENKOW, J.A. & BUDKE, J.C. 2009. Padrões florísticos e análise estrutural de remanescentes de Florestas com Araucária no Brasil. Pp. 113-126. In: Floresta com araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável C.R. Fonseca., A.F. Souza., A.M. Leal-Zanchet., T. Dutra., A. Backes & G. Ganade (Org.). Ribeirão Preto, Holos Editora.
- KATS, L.B. & FERRER, R.P. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions* 9, p. 99–110.
- KJOSS, V.A. & LITVAITIS, J.A. 2001. Community structure of snakes in a human-dominated landscape. *Biological conservation* 98, p. 285-292.
- KREBS, C. J. 2001. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Benjamin Cummings 695 pp.
- LOEBMANN, D. & HADDAD, C.F.B. 2010. Amphibians and reptiles from a highly diverse area of the Caatinga domain: composition and conservation implications. *Biota Neotropica*,10:227-256.
- LOPEZ, M.S. & GIRAUDO, A.R. 2008. Ecology of the snake *Philodryas patagoniensis* (Serpentes, Colubridae) from Northeast Argentina. *Journal of Herpetology*, Vol. 42, No. 3, pp. 474–480.
- MACIEL, A.P. 2001. Ecologia e história natural da cobra-do-capim *Liophis poecilogyrus* (Serpentes: Colubridae) no Litoral Norte do Rio Grande do Sul Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul.
- MADSEN, T., STILLE, B. & SHINE, R. 1996. Inbreeding depression in an isolated population of adders *Vipera berus*. *Biological Conservation* 75: 113-118.
- MALUF, J.R.T. 2000. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Santa Maria, v. 8, n. 1, p. 141 -150.
- MARQUES, O.A.V. 1998. Composição faunística, história natural e ecologia de serpentes da Mata Atlântica, na região da Estação Juréia-Itatins. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil.
- MARQUES, O.A.V., ETEROVIC, E & SAZIMA, I. 2001. Serpentes da Mata Atlântica Guia Ilustrado para a Serra do Mar. Ribeirão Preto, SP. Holos. 184 pp.
- MARQUES, O.A.V & SAZIMA, I. 2004. História natural dos reptéis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna (O.A.V. Marques & W. Dulewa, eds). Ribeirão preto. Editora hoyos, p. 257-277.

- MARQUES, O.A.V & PUORTO, G. 1998. Feeding, reproduction and growth in the crowned snake *Tantilla melanocephala* (Colubridae), from southeastern, Brazil. *Amphibia-Reptilia* 19, p. 311-318.
- MARTINS, M. 1994. História natural e ecologia de uma taxocenose de serpentes de mata na região de Manaus, Amazônia Central, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas. Brasil.
- MARTINS, M. & OLIVEIRA, E.M. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. *Herpetological Natural History* 6 (2):78-150.
- MASCHIO, G.F., DI-BERNARDO, M. & CECHIN, S.T.Z. 2003. *Oxyrhopus rhombifer rhombifer* (falsa coral) diet. *Herpetological Review* 34(1).
- MORATO, S.A.A. 1995. Padrões de distribuição da fauna de serpentes da Floresta de Araucária e ecossistemas associados na região Sul do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade federal do Paraná, Brasil.
- MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2002. Proteção e Recuperação da Floresta com Araucárias: Propostas de criação de novas unidades de conservação federais no Paraná e em Santa Catarina. Brasil. <http://www.mma.gov.br/component/k2/item/276-proteção-e-recuperação-da-floresta-com-araucárias>
- OUTERIAL, A. 2005. História natural de uma comunidade de serpentes da serra do sudeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Brasil.
- PAVAN, D. 2007. Assembleias de répteis e anfíbios do Cerrado ao longo da bacia do rio Tocantins e o impacto do aproveitamento hidrelétrico da região na sua conservação. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PIANKA, E.R. 1986. Ecology and Natural History of Desert Lizards. Princeton Univ. Press, N. J., Princeton.
- PINEDA, E. & HALFFTER G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117 (2004) 499–508.
- PINTO, C.C. & LEMA, T. 2002. Comportamento alimentar e dieta de serpentes, gêneros *Boiruna* e *Clelia* (serpentes, colubridae). *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 92(2), p. 9-19.
- PIZZATO, L. 2005. Body size, reproductive biology and abundance os rare pseudoboini snakes genera *Clelia* and *Boiruna* (Serprentes, Colubridae) in Brazil. *Phyllomedusa* 4(2), p. 111-122.
- PIZZATO, L. & MARQUES, O.A.V. 2006. Interpopulational variation in sexual dimorphism, reproductive output, and parasitism of *Liophis miliaris* (Colubridae) in the Atlantic forest of Brazil. *Amphibia-Reptilia* 27 (2006), p. 37-46.

- PONTES, G.M.F. 2007. História natural de *Philodryas patagoniensis* (Serpentes: colubridae) no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
- PROCHNOW, M. 2005. Barra Grande: A hidroelétrica que não viu a floresta. Rio Grande do Sul-Santa Catarina. Posigraf, Curitiba, PR, p. 6-15.
- RStudio. 2014. RStudio: Integrated development environment for R Version 0.98.1085 – © 2009-2014 RStudio, Inc. Retrieved May 20, 2014. Available from <http://www.rstudio.org/>.
- RUFATO, R., DI-BERNARDO, M. & MASCHIO, G.F. 2003. Dieta de *Thamnodynastes strigatus* (Serpentes, Colubridae) no Sul do Brasil. *Phyllomedusa* 2(1), p. 27-34.
- SANTOS, S.C.D. 2007. Hidrelétricas e suas consequências socioambientais. In: Integração, usinas hidroelétricas e impactos socioambientais (A.O. Balazote, C.M.H. Vieira, E.M. Granado, J.C. Radovich, L.J. Bartolomé, M.R. Nuti, R. Verdum & S.C.D. Santos). Brasília. INESC.
- SANTOS, M.B., OLIVEIRA, M.C.L.M. & TOZETTI, A.M. 2012. Diversity and habitat use by snakes and lizards in coastal environments of southernmost Brazil. *Biota neotropica* 12 (3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n3/en/abstract?article+bn01812032012>.
- SANTOS-COSTA, M.C., PRUDENTE, A.L.C., DI-BERNARDO, M. 2006. Reproductive Biology of *Tantilla Melanocephala* (Linnaeus, 1758) (Serpentes, Colubridae) from Eastern Amazonia, Brazil. *Journal of Herpetology*, 40(4), p. 553-556.
- SANTOS-COSTA, M.C. 2003. História natural das serpentes da Estação Científica Ferreira Penna, Floresta Nacional de Caxiuanã, Melgaço, Pará, Brasil. Tese de doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Brasil.
- SAZIMA, I. 1989. Comportamento alimentar da Jararaca, *Bothrops jararaca*: encontros provocados na natureza. *Ciência e Cultura* (Revista da sociedade Brasileira para o progresso da ciência), 41 (5), p. 500-5005.
- SAZIMA, I. 1992. Natural history of the jararaca pitviper, *Bothrops jararaca*, in southeastern Brazil. In: *Biology of the pitvipers*. J. A. Campbell & E. D. Brodie (Org.). Texas, EUA: Selva. 199-216.
- SAZIMA, I. & HADDAD, C.F.B. 1992. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In: *Historia natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil* (L.P.C. Morellato, Org). Editora da UNICAMP/FAPESP, p. 212-238.
- SAWAYA, R.J., MARQUES, O.A.V. & MARTINS, M. 2008. Composição e história natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* 8(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?inventory+bn01308022008>.
- SEIGEL, R. A. & COLLINS, J. T. 1993. *Snakes, Ecology & Behavior*. New York. McGraw-Hill Inc, p.1-415.

- SHINE, R. 1977. Habitats, diets, and sympatry in snakes: A study from Australia. *Canadian Journal of Zoology*, 55, p. 1118-1128.
- SHINE, R. 1978. Sexual size dimorphism and male combat in snakes. *Oecologia (Berl.)* 33, p. 269-277.
- SHINE, R. 1988. Food habits and reproductive biology of small Australian snakes of the genera *Urochelis* and *Suta* (Elapidae). *Journal of Herpetology*, Vol. 22, No. 3, p. 307-315.
- SILVANO, D.L.; COLLI, G.R.; DIXO, M.B.O.; PIMENTA, B.V.S.; WIEDERHECKER, H.C. 2003. Anfíbios e Répteis. In: *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. (D.M. Rambaldi. & D.A.S. Oliveira, eds), Brasília, Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, p. 183-200.
- SOUZA, M.B. 2002. Diversidade de anfíbios nas unidades de conservação ambiental: Reserva Extrativista do Alto Juruá (REAJ) e Parque Nacional de Serra do Divisor (PNSD), Acre, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista-Unesp, Rio Claro, SP.
- SOUSA, B.M., NASCIMENTO, A.E.R., GOMIDES, S.C., VARELA RIOS, C.H., HUDSON, A.H. & NOVELLI, I.A. 2010. Reptiles in fragments of Cerrado and Atlantic Forest at the Campo das Vertentes, Minas Gerais State, Southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 10(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn03510022010>.
- STRÜSSMANN, C. & SAZIMA, I. 1993. The snake assemblage of the Pantanal at Poconé, western Brazil: Faunal composition and ecological summary. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 28(3), p. 157-168.
- STRUSSMANN, C. 2000. Herpetofauna. In: *Fauna silvestre da região do rio Manso-MT (J.R. Cleber)* Brasília: Ministério do Meio Ambiente, edições IBAMA, Centrais Elétricas do Norte do Brasil, p. 268.
- STRUSSMANN, C. 2003. Herpetofauna da área sob influência do reservatório de Manso (Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil): composição taxonômica, padrões de abundância e de distribuição em diferentes unidades de paisagem. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 1-226.
- TOCHER, M.D., GASCON, C. & ZIMMERMAN, B.L. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study, p.124-137. In: *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities* (W.F. Laurence & R.O. Bierregaard JR, eds). Chicago, The University of Chicago Press, 632p.
- TOZETTI, A.M. 2006. Uso do ambiente, atividade e ecologia alimentar da cascavel (*Crotalus durissus*) em área de Cerrado na região de Itirapina, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil.
- VITT, L.J. & VANGILDER, L.D. 1983. Ecology of a snake community in northeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 4, p. 273-296.

VITT, L. 1987. Communities. In: SEIGEL, R. A., COLLINS, J. T., NOVAK, S. S VITT . (eds.). Snakes: Ecology and Evolutionary Biology. McGraw-Hill, New York. Pp.335–365.

ZANELLA, N & CECHIN, S. Z. 2006. Taxocenose de serpentes no Planalto Médio do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia. 23(1), p. 211-217.

ZANELLA, N & CECHIN, S. Z. 2009. Influência dos fatores abióticos e da disponibilidade de presas sobre comunidade de serpentes do Planalto médio do Rio Grande do Sul. Iheringia, Sér. Zool., Porto Alegre, 99(1):111-114.

ZANELLA, N & CECHIN, S. Z. 2010. Reproductive biology of *Echinanthera cyanopleura* (Serpentes: Dipsadidae) in southern Brazil. ZOOLOGIA 27 (1),p. 30–34.

ZIMMERMANN, B.L. & RODRIGUES, M.T. 1990. Frogs Snakes and Lizards of the INPA/WWF reserves near Manaus Brazil. In Four Neotropical Rainforests (A.H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, p. 426-454.

Anexos

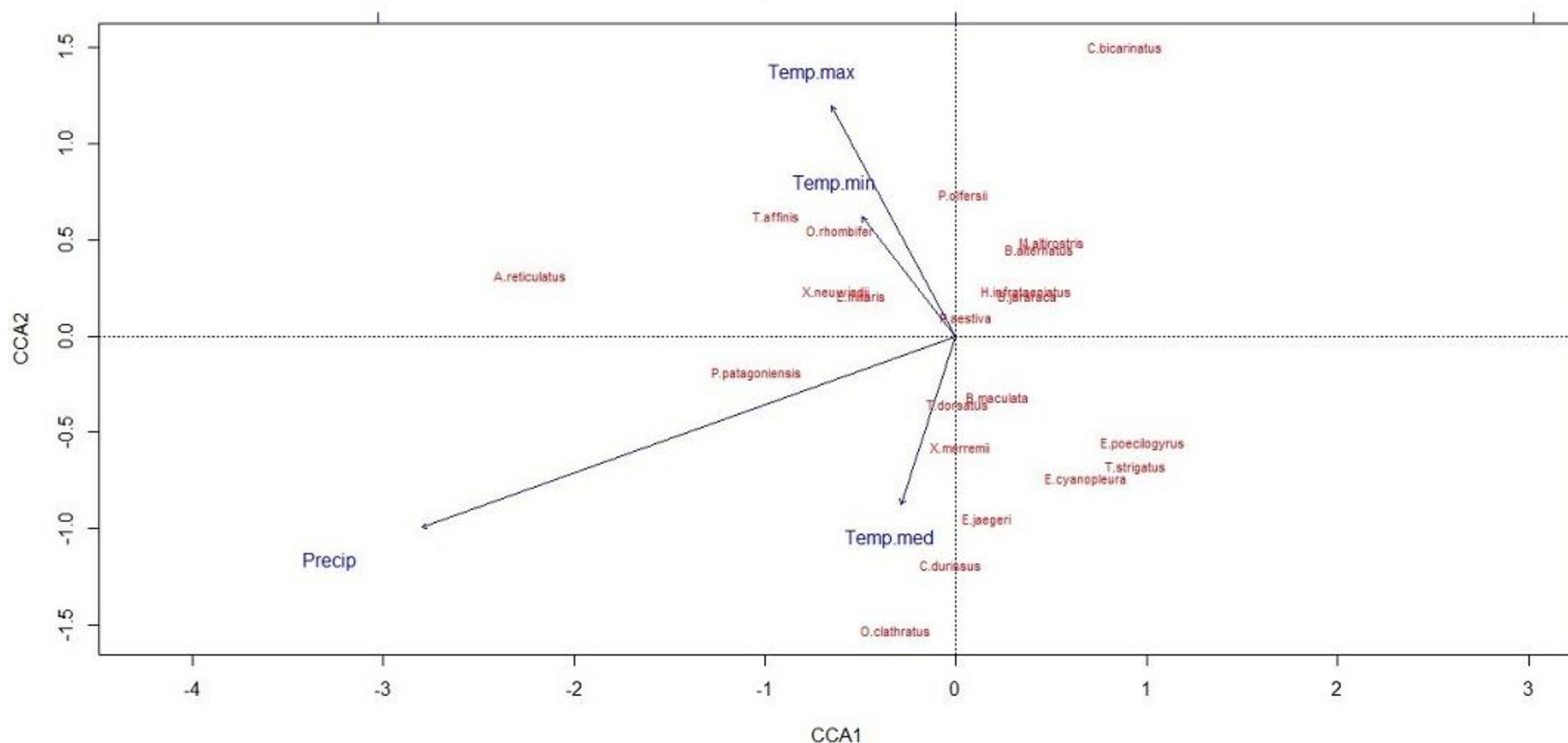


Figura 26. Análise de correspondência canônica (CCA) relacionando a estrutura da taxocenoses de serpentes no período do pré-enchimento com as variáveis ambientais precipitação (Precip= mm), temperatura máxima (Temp. max= °C), temperatura mínima (Temp. min= °C), temperatura média (Temp. med= °C)

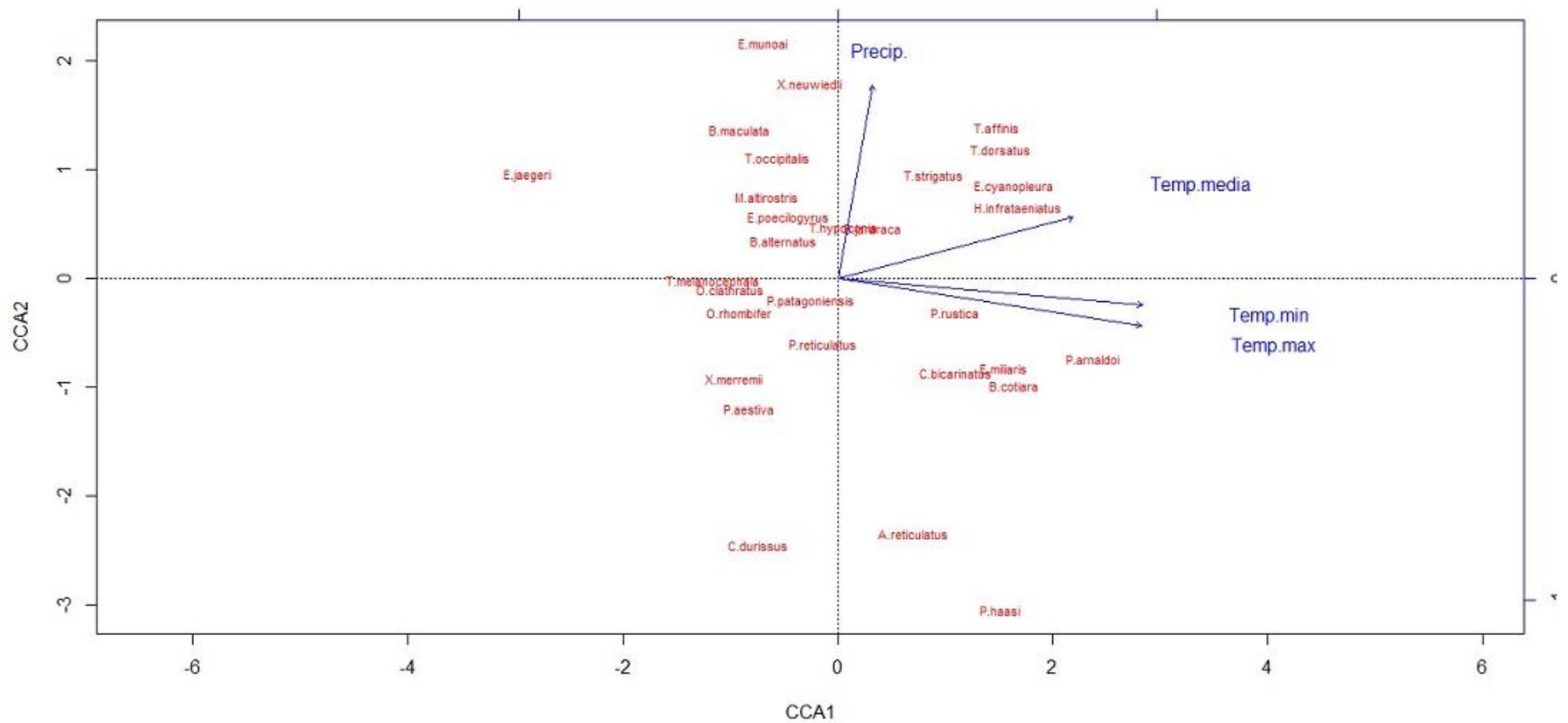


Figura 27. Análise de correspondência canônica (CCA) relacionando a estrutura da taxocenoses de serpentes no período do pré-enchimento com as variáveis ambientais precipitação (Precip= mm), temperatura máxima (Temp. max= °C), temperatura mínima (Temp. min= °C), temperatura média (Temp. men= °C)