



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA**

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE COMUNIDADES DE
LAGARTOS EM TRÊS PARQUES NACIONAIS DO
CERRADO NO PLANALTO CENTRAL BRASILEIRO**

Guilherme Ramalho Chagas Cataldi Santoro

Brasília - DF

2016

GUILHERME RAMALHO CHAGAS CATALDI SANTORO

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE COMUNIDADES DE LAGARTOS
EM TRÊS PARQUES NACIONAIS DO CERRADO NO PLANALTO
CENTRAL BRASILEIRO**

Orientador: Reuber Albuquerque Brandão

Coorientador: Daniel Oliveira Mesquita

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Zoologia da Universidade de Brasília como
requisito para a obtenção do título de
Doutor em Zoologia

Brasília - DF

2016



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA**

Tese de Doutorado

Título:

**“Ecologia e conservação de comunidades de lagartos em três Parques Nacionais do
Cerrado no Planalto Central brasileiro”**

Banca Examinadora:

*Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão
Presidente
FT/Unb*

*Prof. Dr. Frederico Gustavo França
Membro titular
UFPB*

*Prof. Dr. Jader Marinho-Filho
Membro titular
ZOO/Unb*

*Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira
Membro titular
ECL/Unb*

*Prof. Dr. Fabricius M. C. Bicalho Domingos
Membro titular
ECL/Unb*

*Prof. Dr. Pedro De Podestà Uchoa Aquino
Suplente
ZOO/Unb*

Brasília, 28 de Novembro de 2016.

Agradecimentos

Primeiro gostaria de agradecer a toda minha família que sempre me apoia em todas minhas iniciativas. Minha mãe, Angela, que não só hoje, como ao longo de toda minha vida, tem tornado tudo mais simples, através de incontáveis boas ações que talvez eu nunca seja capaz de retribuir. Porém, espero muito poder fazer o mesmo por ela ao longo dos anos com o mesmo amor que ela sempre tem para me confortar. Ao meu pai Carlos Magno que é uma fonte de inspiração para moldar minha personalidade e me tornar o melhor homem que eu puder. A minha irmã Rafaela, que vem me aguentando há tantos anos e me deu os maiores presentes que eu tive até hoje, Pedro e Rafael (meus sobrinhos). A Zê, mulher que ajudou na minha criação e é minha maior fonte de inspiração para ser uma pessoa boa e especialmente ao meu avô, Fernando Chagas, que talvez seja minha maior referência. Meu avô, talvez tenha sido a pessoa na minha família que compreendeu da forma mais natural e pura meu fascínio e amor pela biologia.

Ao Reuber, que mais uma vez assumiu a difícil tarefa de orientar um cara “desmiolado” como eu. Ao longo desses dez anos que trabalhamos juntos tenho aprendido demais. Uma fonte de inspiração profissional e um cara que tenho no meu coração como um grande amigo e referência em muitas dimensões da minha vida.

À Juliana Fernandes Ribeiro, que fez todas as amostragens comigo. Na realidade, foi por causa dela que tive oportunidade de realizar este trabalho. Passamos dois anos de muito... muuuito esforço para realizar as amostragens. Uma amiga de muito valor, pesquisadora admirável, esforçada e uma pessoa incrível. Você está e sempre estará no meu coração ocupando um espaço muito especial, não só por tudo que passamos em campo, mas principalmente pelas lições de amizade e caráter que me passou.

À Rede ComCerrado e à professora Mercedes Bustamante, coordenadora do projeto no qual pude me “infiltrar” e fazer minhas amostragens. Ao professor Emerson Vieira, que junto com a Ju conseguiu com que esse trabalho acontecesse.

Ao Fabricus e ao Raymundo Sá que me ajudaram em parte das análises. Ao prof Daniel Mesquita também por ter me auxiliado na figura de coorientador. Após tantos anos finalmente pudemos formar uma parceira que vinha sendo protelada desde minha graduação na UCB.

A todos que em algum momento puderam ajudar no campo... Alemão, Paulinha, Ingrid, Fila, Juju e os outros que eu não mencionei por falta de memória. A todos do LAFUC pelas horas e horas sentados a mesa trabalhando e falando besteira.

Nunca poderia deixar de lado o pessoal do projeto de Catalão, pois ali pude realmente aprender a lidar com os diversos problemas que envolvem trabalhos voltados para o conhecimento da biodiversidade. Leo, Ju Bragança, Clarisse, Mandi, Tarcísio, Marina, Luane, Sandrinho, Velho, Xexa, entre outros. Ao professor Jader que me deu oportunidade de desempenhar uma parte importante do meu papel profissional, além de ser um cara que admiro muito.

Ao Fabio Curado, amigo que se foi durante um trabalho de campo. Um pai exemplar, amigo fiel, figura demais... Uma pessoa que sempre fará falta para mim e para todos que tiveram o prazer de conhecê-lo. Fabão sempre estará em todos meus agradecimentos, pois sempre os mereceu e os merecerá.

RESUMO.....	8
ABSTRACT	10
- INTRODUÇÃO GERAL -	12
PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS VEADEIROS (PNCV)	16
PARQUE ESTADUAL TERRA RONCA (PETER)	18
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	21
- CAPÍTULO I -	28
INTRODUÇÃO.....	29
MATERIAIS E MÉTODOS	31
RESULTADOS	40
DISCUSSÃO.....	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61
- CAPÍTULO II -	67
INTRODUÇÃO.....	68
MATERIAL E MÉTODOS	71
RESULTADOS	79
DISCUSSÃO.....	81

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
- CAPÍTULO III -	93
INTRODUÇÃO	94
MATERIAIS E MÉTODOS	97
RESULTADOS	104
DISCUSSÃO	124
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	129
- CONSIDERAÇÕES FINAIS -	137

RESUMO

O conhecimento sobre como as espécies e linhagens se distribuem é essencial para compreender padrões biogeográficos e para a elaboração de estratégias voltadas à conservação. A distribuição da herpetofauna do Cerrado está fortemente associada à variação horizontal da paisagem. Tanto a distribuição regional quanto local da herpetofauna ainda não são bem conhecidas e existe escassez de informações básicas, especialmente em regiões em bom estado de conservação. Neste estudo, são utilizados dados de três Unidades de Conservação de Proteção Integral (Parques Nacionais de Brasília – PNB e Chapada dos Veadeiros – PNCV e o Parque Estadual de Terra Ronca PETER) para testar padrões ecológicos relevantes no entendimento de processos responsáveis pela distribuição da diversidade de lagartos no Cerrado. Além de gerar informações valiosas para planejamentos voltados a conservação da biodiversidade do bioma. São abordadas questões relacionadas distribuição da diversidade, uso de fitofisionomias, diversidade beta (taxonômica e filogenética), além da utilização de microhábitats pelas espécies e linhagens. Foram registradas 778 indivíduos de 31 espécies, de nove famílias de lagartos, sendo 39% endêmicos. Nove espécies foram registradas exclusivamente em PETER, seis no PNB e cinco no PNCV. A comunidade de lagartos do PNB foi a mais diversa em relação às formações abertas. No total de registros em cada UC, PETER foi a área mais diversa entre as três. Em todas as UCs as espécies foram predominantemente encontradas em áreas abertas. A análise de espécies indicadoras mostrou associações significativas de 15 espécies a fisionomias específicas, sendo que sete foram associadas exclusivamente a uma fitofisionomia. A diversidade beta local foi maior no PNCV provavelmente devido à heterogeneidade maior da paisagem. O *turnover* foi o componente mais importante para explicar as diferenças, tanto no PNCV quanto no PNB. A diversidade beta regional apresentou valor mais alto que a local e o

turnover foi o componente mais importante. Quanto à diversidade beta filogenética, as diferenças foram menores, mostrando que as linhagens que compõem as comunidades nestas áreas compartilham a origem evolutiva. A maioria das espécies não apresentou associação com a disponibilidade de micro-habitats. Apenas *Tropidurus itambere* e *Micrablepharus atticolus* mostraram associação com micro-habitats característicos de formações abertas no PNB. A filogenia não explicou a utilização dos micro-habitats. As espécies foram separadas quanto a sua morfologia, formando quatro grupos (“forrageadores ativos”, “discretivos”, “semi-arborícolas” e “termoreguladores de superfície lisa”). Assim como para as espécies, a abundância destes grupos não foi explicada pela disponibilidade de micro-habitats. A seleção da morfologia das espécies apresenta tanto um componente filogenético quanto ecológico. Porém, apenas para Gymnophthalmídeos a análise mostrou relação entre a filogenia e a morfologia. As espécies foram separadas em grupos morfológicos. A frequência dos grupos morfológicos é diferente nas UC e “forrageadores ativos” são mais frequentes no PNCV e os “semi-arborícolas” no PNB se comparados às outras UCs. A heterogeneidade mostrou grande importância na ocorrência e manutenção das espécies nas localidades. A adição do maior número de fisionomias deve ser uma prioridade no planejamento de UCs no Cerrado e em levantamentos faunísticos. Apesar de uma alta complementariedade entre as UCs, as linhagens que compõem estas comunidades são próximas filogeneticamente, limitando a capacidade de gerar respostas rápidas frente a grandes alterações ambientais. Assim, é preciso que iniciativas voltadas à conservação da biodiversidade do Cerrado, incorporem informações de diversidade filogenética, para garantir a capacidade de resiliência e serviços ecológicos importantes para a manutenção dos ecossistemas.

Palavras-chave: Lagartos, Cerrado, diversidade, uso de fitofisionomias, micro-habitat, diversidade beta, diversidade filogenética, ecomorfologia, conservação.

ABSTRACT

The knowledge on how species and evolutionary lineages are distributed in space is essential to understand biogeographic patterns and for conservation planning. The Cerrado herpetofauna distribution is strongly associated with the landscape horizontal variation and the seasonality. Both the regional and local distribution of the herpetofauna is not completely understood. Basic biological information is lacking, especially in well conserved areas. In this study we use results of lizards surveys conducted in three Cerrado protected areas (Brasília - PNB and Chapada dos Veadeiros – PNCV National Parks and Terra Ronca State Park - PETER) to test relevant ecological patterns related to the knowledge of processes responsible for the diversity distribution in Cerrado biome. In addition, we discuss the implication of these informations in conservation planning. We focus on diversity distribution, the use of physiognomies, beta-diversity (taxonomic and phylogenetic), and microhabitats use of species and lineages. We registered 778 individuals of 31 species, belonging to nine lizard families, from which were 39% endemic species. Nine species were recorded exclusively in PETER, six in PNB and five in PNCV. Brasília National Park community had the highest number of species inhabiting open formations. Regarding, the total number of lizards recorded in each protected area, PETER was the most diverse of them and lizards were predominantly found in open formations in all areas. The indicator species analysis shows significant associations of 15 species with specific physiognomies, seven being exclusively associated with only one of them. Local beta-diversity is higher in PNCV, probably due to horizontal heterogeneity. Turnover was the most important component to explain the differences, both in PNCV and PNB. Regional beta-diversity (among areas) is higher than local, and the turnover is the most important component to generate differences between areas. The areas presented low phylogenetic beta-diversity, showing that the lineages that compose the communities in these

areas share an evolutionary origin, especially PETER and PNCV. Most species do not have significant associations with microhabitat availability. Only *Tropidurus itambere* and *Micrablepharus atticolus* showed association with microhabitats from open formations of PNB. Microhabitat use is not explained by species phylogeny in the sampled areas. Lizards were separated according to their morphology, forming four groups ("active foragers", "discretive", "semi-arboreal" and "smooth surface thermoregulators"). As for species, the abundance of these groups is not explained by the availability of microhabitats. Apparently, both phylogeny and ecology act in shaping the morphology of the species. However, the conducted analyses showed that morphology is significantly related to phylogeny only for Gymnophthalmidae. The frequency of morphological groups is different in each area, with "active foragers" being more frequent in PNCV and "semi-arboreals" in PNB, compared to the other areas. Our results show that habitat heterogeneity is important for the occurrence and maintenance richness and biodiversity in these areas. Adding as many physiognomies as possible should be a priority in conservation planning in Cerrado, as well as in biodiversity survey programs. Despite a great complementarity among sites, the species that compose these communities are phylogenetically close, limiting the ability to generate rapid responses to great climatic and environmental changes. Thus, informations based on phylogenetic diversity must be incorporated in conservation strategies in Cerrado, to ensure the capacity of resilience and maintain important ecological services in threatned ecosystems.

Key words: Lizards, Cerrado, diversity, habitat use, microhabitat, beta diversity, phylogenetic diversity, ecomorphology, conservation.

- INTRODUÇÃO GERAL -

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e cobre cerca de um quarto do território nacional (Ratter *et al.* 1997), apresentando grande biodiversidade, além de expressiva taxa de endemismo (Nogueira *et al.* 2011). Estes fatores, aliados ao alto grau de ameaça sofrido pelo bioma, o torna um dos *hotspots* para a conservação mundial (Myers *et al.* 2000, Myers 2003). O Cerrado ocorre em altitudes que variam desde 300m até aproximadamente 1700m e apresenta diversas formações vegetacionais (fitofisionomias), abrangendo desde campos abertos a formações florestais extremamente complexas (Ribeiro & Walter 2008). As fisionomias do Cerrado são distribuídas em forma de mosaico (Felfili & Fagg 2007, Ribeiro & Walter 2008), com composição altamente relacionada a características do solo (Lopes & Cox 1977) e disponibilidade de água (Eiten 1972).

A abertura de novas áreas para o agronegócio é a maior causa da perda de habitats naturais no Cerrado, tornando-o um dos biomas mais ameaçados da América do Sul (Cavalcanti & Joly 2002, Colli 2003, Klink & Moreira 2002, Silva & Bates 2002). Mantidas as atuais taxas de desmatamento, o Cerrado estará presente apenas em Unidades de Conservação de Proteção Integral até 2030 (Machado *et al.* 2004). No entanto, menos de 3% do Cerrado está protegido na forma de UCPI (Silva 2005, Klink & Machado 2005), a única das categorias de áreas protegidas que efetivamente evitam o desmatamento (Françoso *et al.* 2015). O Agronegócio é responsável por 23.3% do Produto Interno Bruto do Brasil (CEPEA, 2014) e é baseado principalmente na agricultura mecanizada de lavouras anuais, como a soja, o algodão e o milho. A pecuária bovina é outra importante atividade do agronegócio nacional. Com a expansão das fronteiras agrícolas no Cerrado, é urgente mapear áreas de relevante

interesse ecológico a serem destinadas, prioritariamente, à conservação da biodiversidade (Cavalcanti & Joly 2002).

O Cerrado apresenta a maior riqueza de espécies entre todas as savanas do mundo. A flora do Cerrado é composta por 12.356 espécies (Mendonça *et al.* 2008), com 44% de endemismo (Silva & Bates 2002). A alta diversidade de espécies também é expressa nos vertebrados, apresentando 251 espécies de mamíferos (Paglia *et al.* 2012), 837 de aves (Marini & Garcia 2005), 271 de anfíbios (Toledo & Batista 2012) e 267 espécies de répteis Squamata (Nogueira *et al.* 2011). Apesar destes números expressivos, o Cerrado ainda é negligenciado na tomada de iniciativas voltadas à conservação de sua biodiversidade. Mesmo com o conhecimento atual, o Cerrado ainda é considerado, especialmente em termos políticos, um bioma menos importante e com baixa diversidade quando comparado, por exemplo, com a Amazônia e a Mata Atlântica (Castro *et al.* 1999, Cavalcanti & Joly 2002).

Com o aumento do conhecimento gerado ao longo das últimas décadas por diversos pesquisadores, foi possível indicar áreas prioritárias para a conservação do Cerrado. Entre estes estudos, vários abordaram a herpetofauna em termos de riqueza (Costa *et al.* 2007), endemismo (Valdujo *et al.* 2012), diversidade (Diniz-Filho *et al.* 2008) e raridade (Diniz-Filho *et al.* 2005). Nestes trabalhos, algumas regiões foram reconhecidas como de alta importância ecológica. Dentre essas áreas, a porção norte do estado de Goiás é comumente indicada como uma região de grande importância para a conservação e manutenção de biodiversidade. Apesar de muitos autores considerarem que os mapeamentos da diversidade no Cerrado ainda apresentem vieses, devido à concentração de amostragens próximas a grandes polos de pesquisa (Diniz-Filho *et al.* 2005) ou em grandes empreendimentos (Nogueira *et al.* 2010), a região norte de Goiás é reconhecida por ser rica em biodiversidade e endemismo (Valdujo 2011).

Desde 1972, a UNESCO, associada a diversas organizações internacionais, vem realizando ações para incentivar medidas de conservação e a criação de uma grande rede de áreas protegidas no mundo, conhecidas como Reservas da Biosfera (Unesco, 2005). Em 1993, foi estabelecida a primeira Reserva da Biosfera (RESBIO) no Cerrado, a RESBIO do Cerrado do Distrito Federal, que inclui o Parque Nacional de Brasília (Figura 1) como uma de suas zonas núcleo. Em 2000, foi implementada a Fase 2 da RESBIO do Cerrado, que inclui o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e o Parque Estadual de Terra Ronca (Figura 1). As RESBIO são áreas destinadas à ordenação para uso sustentável de recursos naturais, incentivos à pesquisa e a educação ambiental, visando à preservação de ecossistemas únicos, além do convívio harmonioso do homem e o meio ambiente. A inclusão destas áreas como RESBIO mostra o reconhecimento mundial de sua importância ecológica, fortalecendo a necessidade do incremento de informações acerca da biodiversidade e conservação destas áreas.

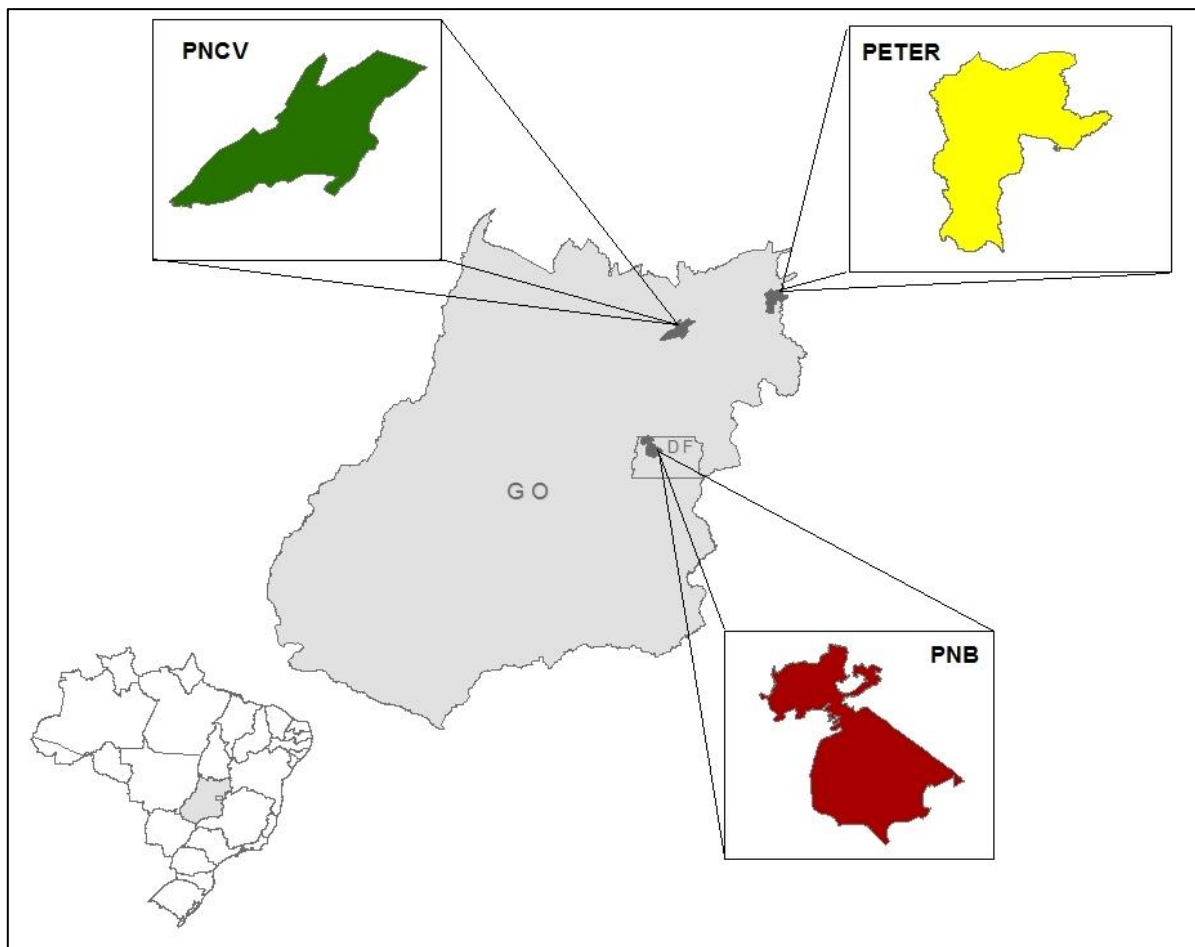


Figura 1 Localização das três Unidades de Conservação amostradas. No Distrito Federal, o Parque Nacional de Brasília (vermelho). Em Goiás, o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (verde) e o Parque Estadual de Terra Ronca (amarelo).

Parque Nacional de Brasília (PNB)

O Parque Nacional de Brasília (PNB) abrange 42.389 ha e está totalmente inserido no Distrito Federal. A Unidade foi criada pelo Decreto nº 241/61 e teve sua área ampliada em 2006 pela Lei 11.285/2006. Sua inserção como zona núcleo da RESBIO do Cerrado foi estabelecida pela Lei nº742/94. A Unidade de Conservação (UC) apresenta córregos importantes que deságuam nas bacias platina e amazônica (FUNATURA/IBAMA 1998). O parque apresenta formações naturais bem conservadas, apesar da pressão exercida pelo

crescimento urbano do Distrito Federal no seu entorno. A UC é circundada por uma matriz de grandes ocupações urbanas, especialmente na porção sul. A UC margeia a Floresta Nacional de Brasília na porção sudoeste e ao norte a ocupação da paisagem é formada por empreendimentos agropecuários e pequenas ocupações urbanas. Desta forma, a matriz que circunda o PNB acarreta em um grande isolamento da UC em relação a outras grandes Unidades de Conservação presentes do Distrito Federal.

Segundo a classificação de Köppen (1947) a região do parque possui clima temperado e úmido de altitude, com temperaturas variando entre 18°C e 22°C entre o mês mais frio e o mais quente do ano (FUNATURA/IBAMA 1998). A precipitação média na região é de 1600 mm, com a concentração das chuvas entre Novembro e Abril.

O parque abriga diversas formações típicas do Cerrado, indo desde matas de galeria paludosas a formações de campo limpo (FUNATURA/IBAMA 1998). No entanto, a formação vegetacional predominante no parque é o cerrado *sensu stricto*. A fauna do parque é bastante rica e influenciada por linhagens da Amazônia e Mata Atlântica, devido à conexão com a bacia do Tocantins (amazônica) e a bacia do rio Corumbá (FUNATURA/IBAMA 1998). Segundo o plano de manejo da UC, é esperado que o parque abrigue todas espécies da fauna com distribuição conhecida para o Distrito Federal, já que apresenta todas as fitofisionomias presentes da região (exceto as matas semidecíduais, presentes apenas na porção norte do Distrito Federal). Porém, para muitos grupos, especialmente vertebrados terrestres, as pesquisas na unidade são escassas ou ausentes.

Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV)

O PNCV possui aproximadamente 65.000 ha e está situado na porção norte do estado de Goiás, abrangendo os municípios de Cavalcante, Colinas do Sul, Teresina de Goiás e Alto

Paraíso de Goiás. Na maior parte, a área é caracterizada por cerrados elevados (até 1670m a.n.m.), com solos rasos e afloramentos rochosos (ICMBIO 2009). Segundo a classificação de Köppen (1947), a região da Chapada dos Veadeiros apresenta clima tropical semi-úmido, caracterizada por verões chuvosos e quentes, com invernos frios e secos.

A alta disponibilidade de água, elevada altitude e a grande variação de solo contribuem para uma grande diversidade de tipos fisionômicos (ICMBIO 2009). A paisagem é dominada por formações abertas de Cerrado, sendo que formações florestais estão presentes apenas nas áreas mais baixas do relevo e correspondem a cerca de 5% da paisagem (Felfili 2007). A região da Chapada dos Veadeiros apresenta diversos anfíbios com ocorrência exclusiva na região (*i.e. Hysiboas ericae, Leptodactylus tapiti, Scinax rupestris e Proceratophrys rotundipalpebra*) (Brandão *et al.* 2013, Santoro & Brandão 2014) e da flora do Cerrado. Além de animais criticamente ameaçados, como o pato mergulhão (*Mergus octosetaceus*) e o socó-boi-rajado (*Trigrisoma fasciatum*) (ICMBIO 2009). Porém, assim como no PNB, os estudos focados diretamente na UC ainda são escassos e sua biodiversidade real ainda é mal conhecida. Este fato é comprovado pela descrição recente de algumas espécies de anfíbios na região (Brandão *et al.* 2013, Martins & Giaretta 2013, Araujo-Vieira *et al.* 2015).

A região é muito utilizada para o turismo ecológico por apresentar uma grande quantidade de riachos e rios encachoeirados. O número de visitantes na UC vem aumentando ao longo dos anos e hoje recebe mais de 27.000 visitantes anualmente (ICMBIO 2013). Além do ecoturismo, diversas atividades agropecuárias são desenvolvidas em torno da UC, especialmente a criação de gado. Nos arredores da UC são desenvolvidas diversas atividades agropecuárias e existem algumas pequenas cidades circundando a UC.

O Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV) possui grande importância para a conservação da região central do Cerrado e é considerado uma das áreas prioritárias para a conservação do bioma (Cavalcanti & Joly 2002, Diniz-Filho *et al.* 2005). Além disso, a parte norte do Goiás abriga as últimas regiões bem conservadas de Cerrado de Goiás. Os solos, considerados pobres e com restrições à mecanização, mantiveram a região da Chapada dos Veadeiros distante dos grandes investimentos na agricultura e pecuária durante muitos anos. A fim de garantir a conservação desta região, a Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Estado de Goiás (SEMARH-GO) criou a APA do Pouso Alto (Decreto nº 5.419/2001), além de buscar sua implementação através da elaboração do seu plano de manejo. Outra iniciativa importante prevê o aumento da área do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, processo iniciado há anos, que já conta com consultas públicas realizadas e limites de ampliação definidos, que vem ganhando força junto à sociedade civil. Estas iniciativas são importantes para frear os projetos de hidrelétricas e empreendimentos de agropecuária extensiva previstos para a região, já que o parque perdeu quase 90% de sua área original de 625.000 ha.

Parque Estadual Terra Ronca (PETER)

O PETER é a UC mais recente das três, criada pela Lei Estadual nº 10.879/89 e a que apresenta menos informações, sendo que nem sequer possui plano de manejo até o presente momento. A unidade abrange os municípios de São Domingos e Guarani de Goiás e possui aproximadamente 57.000 ha. A questão fundiária da região acarreta diversos conflitos com a comunidade, sendo que pouco mais da metade da área do parque (57,28%) está indenizada e desocupada (SEMARH/GO 2016). A matriz em que PETER está inserido é composta por pequenas propriedades onde são desenvolvidas atividades agropecuárias. Ao norte da UC está presente o maior município (São Domingos – GO) e na fronteira nordeste com a Bahia

existem grandes empreendimentos com agricultura mecanizada e intensa utilização de agrotóxicos.

O Parque Estadual de Terra Ronca é a Unidade de Conservação menos estudada ao longo dos anos entre as três áreas amostradas no presente estudo. O parque é conhecido pelas suas cavernas e florestas estacionais sobre afloramentos de calcário (matas secas), porém amostragens sistemáticas nas áreas abertas da região não haviam ocorrido até o presente momento. As formações abertas e savânicas presentes no interior do parque são compostas por áreas de cerrado sobre areia (cerrado *strictu sensu*), áreas de cerrado denso, ralo e campos úmidos (obs. Pes.). Além disso, na região são encontrados “carrascos”, que são formações florestais de Caatinga entremeadas com espécies típicas de savana que geralmente ocorrem nestas áreas por ação do fogo e abertura de clareiras (Andrade-Lima 2007).

As lacunas de conhecimento e a falta de incentivos para amostragens em Unidades de Conservação evidenciam a necessidade de estudos direcionados e sistematizados, visando compreender aspectos ecológicos e biogeográficos no Cerrado e assim apoiar políticas de conservação. Informações básicas sobre a composição e distribuição da fauna ainda são escassas e são mais urgentes em regiões altamente ameaçadas (Nogueira *et al.* 2011), especialmente em biomas com predominância de formações abertas (Nogueira *et al.* 2010, Santoro & Brandão 2014).

Através do aumento do conhecimento da distribuição da biodiversidade, áreas prioritárias para a conservação podem ser escolhidas utilizando diferentes metodologias de priorização. O planejamento pode ser feito buscando garantir a manutenção de áreas com alta riqueza (Loiselle *et al.* 2003), complementaridade (Ferrier *et al.* 2000), taxa de endemismo (Rodriguez-Cabal *et al.* 2008), diversidade filogenética (Posadas *et al.* 2001), espécies sob

risco de extinção (Deguise & Kerr 2006). Além disso, a formação de redes de UCs pode garantir a conexão e manutenção de diferentes espécies e linhagens, e assim garantir maior efetividade na conservação da biodiversidade ao longo dos anos (Andrello *et al.* 2014).

Organismos podem ser utilizados como modelos por apresentarem características compartilhadas com diferentes espécies e grupos, auxiliando o entendimento diversos processos ecológicos (Camargo *et al.* 2010). A herpetofauna é um grupo extremamente diverso e abundante no Cerrado (Nogueira *et al.* 2011, Werneck *et al.* 2012). Lagartos são animais relativamente fáceis de capturar, usando métodos relativamente simples e baratos. Por essa razão, lagartos são amplamente utilizados em estudos ecológicos e são considerados organismos modelo para tais estudos (Huey *et al.* 1983, Pianka & Vitt 2005). Além disso, a herpetofauna é um grupo antigo, que coevoluiu com o Cerrado (Werneck *et al.* 2012), podendo traduzir importantes informações ecológicas e históricas do bioma e de sua evolução (Nogueira *et al.* 2010).

Os resultados deste trabalho visam melhorar a compreensão sobre a distribuição da biodiversidade em importantes Unidades de Conservação na região central do Cerrado. O principal objetivo é utilizar dados da lacertofauna de três Unidades de Conservação para reconhecer fatores importantes para ocorrência, distribuição e estruturação de comunidades de lagartos no Cerrado, em especial na região central do bioma. Através das análises realizadas, foi possível discorrer sobre importantes processos e padrões ecológicos responsáveis pela distribuição e manutenção da biodiversidade no Cerrado. Além disso, são abordadas questões relacionadas a padrões ecológicos e históricos que moldaram as comunidades de lagartos nas áreas estudadas, assim como a aplicação destes conhecimentos na conservação da biodiversidade no Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade-Lima, D. (2007). Estudos fitogeográficos de Pernambuco. *Anais da Academia Pernambucana de Ciências Agronômicas*, 4, 243–274.
- Andrello, M., Jacobi, M. N., Manel, S., Thuiller, W. & Mouillot, D. (2014). Extending networks of protected areas to optimize connectivity and population growth rate. *Ecography*, 37, 1–10.
- Araujo-Vieira, K., Brandão, R. A. & Faria, D. C. do C. (2015). A new species of Rock-Dwelling *Scinax* Wagler (Anura: Hylidae) from Chapada dos Veadeiros, Central Brazil. *Zootaxa*, 3915, 52–66.
- Brandão, R. A., Caramaschi, U., Vaz-Silva, W. & Campos, L. A. (2013). Three new species of *Proceratophrys* Miranda-Ribeiro 1920 from Brazilian cerrado (Anura, Odontophrynidae). *Zootaxa*, 3750, 321–347.
- Castro, A. A. J. F., Martins, F. R., Tamashiro, J. Y & Shepherd, G. J. (1999). How Rich is the Flora of Brazilian Cerrados? *Annals of Missouri Botanical Garden*, 86, 192–224.
- Cavalcanti, R. B. & Joly, C. A. (2002). Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. In: Oliveira, P. S.; Marquis, R. J. (eds.). *Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. (pp. 351-367). New York: Columbia University Press.
- CEPEA- Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. (2014). Produto Interno Bruto Agronegócio CEPEA-USP/CNA. *Acessado em 01 de janeiro, 2015. Disponível em: <http://cepea.esalq.usp.br/pib/>*.

- Colli, G. R. (2003). Estrutura de taxocenoses de lagartos em fragmentos naturais e antrópicos de cerrado. *Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação*, 171-178. In: V. Claudino-Sales (ed.). *Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação*. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora.
- Costa, G. C., Nogueira, C. de C., Machado, R. B. & Colli, G. R. (2007). Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. *Diversity and Distributions*, 13, 714–724.
- Deguisse, I. E. & Kerr, J. T. (2006). Protected areas and prospects for endangered species conservation in Canada. *Conservation Biology*, 20(1), 48–55.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Bastos, R. P., Vieira, C. M. & Vieira, L. C. G. (2005). Priority areas for anuran conservation using biogeographical data: a comparison of greedy, rarity, and simulated annealing algorithms to define reserve networks in cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, 65, 251–61.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Vieira, C. M., Blamires, D., Terribli, L. C., Bastos, R. P., Oliveira, G. & Barreto, B. de S. (2008). Spatial patterns of terrestrial vertebrate species richness in the Brazilian Cerrado. *Zoological Studies*, 47, 146–157.
- Felfili, J. M., Rezende, A. V., Silva-Júnior, M. C., Nogueira, P. E., Walter, B. M. T., Encinas, J. I. & Silva, M. A. (2007). Fitossociologia da vegetação arbórea. In: *Biogeografia do Bioma Cerrado: Vegetação e Solos da Chapada dos Veadeiros* (J. M. Felfili, A. V. Rezende, M. C. Silva-Júnior, orgs.). Editora Universidade de Brasília/Finatec, Brasília, p.45-96.

- Felfili, J. M. & Fagg, C. W. (2007). Floristic composition, diversity and structure of the “cerrado” sensu stricto on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 30, 375–385.
- Ferrier, S., Pressey, R. L. & Barrett, T. W. (2000). A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation*, 93, 303–325.
- Françoso, R. D., Brandão, R., Nogueira, C. de C., Salmons, Y. B., Machado, R. B. & Colli, G. R. (2015). Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Natureza & Conservação*, 13, 35–40.
- FUNATURA/IBAMA. (1998). *Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília*. Volume 1. Brasília.
- Huey, R. B.; E. R. Pianka & T. W. Schoener. (1983). *Lizard Ecology: Studies of a Model Organism*. Cambridge, Harvard University Press, 501 p.
- ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2009). *Plano de Manejo Parque Nacional Chapada dos Veadeiros*.
- ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2013). <http://www.icmbio.gov.br/>, Acessado em 24 de outubro de 2016.
- Klink, C. A. & Machado, R. B. (2005). A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1, 147–155.
- Klink, C. A. & Moreira, A. G. (2002). Past and current human occupation, and land use. In M. S. Oliveira & R. J. Marquis (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural*

- History of a Neotropical Savanna* (pp. 69–88). New York: New York: Columbia University Press.
- Loiselle, B. A., Howell, C. A., Graham, C. H., Goerck, J. M., Brooks, T., Smith, K. G., & Williams, P. H. (2003). Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology*, *17*, 1591–1600.
- Lopes A. S. & Cox F. R. (1977). Cerrado vegetation in Brazil: an edaphic gradient. *Agronomical Journal*, *69*, 828–831.
- Machado, R. B., M. B. Ramos Neto, P. G. P. Pereira, E. F. Caldas, D. A. Gonçalves, N. S. Santos, K. Tabor & M. Steininger. (2004). Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. *Conservação Internacional*, Brasília, DF.
- Marini, M. A. & Garcia, F. I. (2005). Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, *1*, 95–102.
- Martins, L. B. & Giaretta, A. A. (2013). Morphological and acoustic characterization of *Proceratophrys goyana* (Lissamphibia: Anura: Odontophrynidae), with the description of a sympatric and related new species. *Zootaxa*. *3750*, 301–320.
- Mendonça, R. C.; Felfili, J. M.; Walter, B. M. T.; Silva-Júnior, M. C.; Rezende, A. B.; Filgueiras, T. S.; Nogueira, P. E. & Fagg. C. W. (2008). Flora vascular do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P.; Ribeiro, J. F. (orgs.). Cerrado: Ecologia e Flora. (pp. 213-228). vol 2. Brasília: Embrapa Cerrados.
- Margules C. R. & Pressey R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* *405*, 243–253.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–859.
- Myers, N. (2003). Biodiversity hotspots revisited. *BioScience*, *53*, 916.
- Nogueira, C., Colli, G. R., Costa, G., & Machado, R. B. (2010). Diversidade de répteis Squamata e evolução do conhecimento faunístico no Cerrado. In I. R. Diniz, J. Marinho-Filho, R. B. Machado, & R. B. Cavalcanti (Eds.), *Cerrado: Conhecimento Científico Quantitativo Como Subsídio Para Ações De Conservação* (1st ed., pp. 333–375). Brasília: Editora Unb.
- Nogueira, C. de C., Ribeiro, S., Costa, G. & Colli, G. R. (2011). Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. *Journal of Biogeography*, *38*, 2–16.
- Paglia, A. P., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L., Tavares, V. C., Mittermeier, R. A. & Patton, J. L. (2012). Annotated checklist of Brazilian mammals. 2^o Edition. *Occasional Papers in Conservation Biology*, *6*, 1–76.
- Pianka, E. R. & Vitt, L. J. (2005). *Lizards: Windows to the Evolution of Diversity* California University Press, Berkeley.
- Posadas, P., Miranda Esquivel, D. R., & Crisci, J. V. (2001). Using phylogenetic diversity measures to set priorities in conservation: An example from southern South America. *Conservation Biology*, *15*, 1325–1334.

- Ratter, J. A., Ribeiro, J. F. & Bridgewater, S. (1997). The brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80, 223–230.
- Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. (2008) As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In: Cerrado: Ecologia e Flora* S. M. Sano, S. P. Almeida & J. F. Ribeiro. (eds.) Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151 -212.
- Rodriguez-Cabal, M. a., Nuñez, M. A. & Martínez, A. S. (2008). Quantity versus quality: Endemism and protected areas in the temperate forest of South America. *Austral Ecology*, 33, 730–736.
- Santoro, G. R. C. C. & Brandão, R. A. (2014). Reproductive modes, hábitat use, and richness of anurans from Chapada dos Veadeiros, central Brazil. *North-Western Journal of Zoology*, 10, 365–373.
- SEMARH/GOIÁS - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Estado de Goiás. <http://www.sgc.goias.gov.br/>. Acessado em 214 de outubro de 2016.
- Silva, J. M. C. & Bates, J. M. (2002). Biogeographic patterns and conservation in the south american cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*, 52, 225–234.
- Silva, M. (2005). The brazilian protected areas program. *Conservation Biology*, 19, 608–611.
- Toledo, L. F. & Batista, R. F. (2012). Integrative study of brazilian anurans: geographic distribution, size, environment, taxonomy, and conservation. *Biotropica*, 0, 1–8.
- Unesco. 2005. UNESCO's Man and the Biosphere Programme (MAB) [online]. Disponível em <http://www.unesco.org/uy/mab/documentospdf/brazilian.pdf>. acessado em outubro de 2016.

- Valdujo, P. H. (2011). *Diversidade e distribuição de anfíbios no Cerrado: o papel dos fatores históricos e dos gradientes ambientais*. Tese de doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Valdujo, P.H., Silvano, D.L., Colli, G. & Martins, M. (2012). Anuran species composition and distribution patterns in brazilian cerrado, a neotropical hotspot. *South American Journal of Herpetology* 7, 63–78.
- Werneck, F. P., Nogueira, C., Colli, G. R., Sites, J. W. & Costa, G. C. (2012). Climatic stability in the brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography*, 39, 1695–1706.

- CAPÍTULO I -

Diversidade e uso de hábitat da Lacertofauna na região central do Cerrado

INTRODUÇÃO

Compreender padrões de distribuição da diversidade e do endemismo é essencial para o planejamento de conservação da biodiversidade, principalmente em biomas altamente ameaçados (Nogueira *et al.* 2009b; Werneck *et al.* 2012). No caso da herpetofauna do Cerrado, os últimos anos apresentaram grande incremento do esforço em desenvolver o conhecimento deste grupo (Nogueira *et al.* 2010). Os primeiros estudos realizados no Cerrado caracterizavam a herpetofauna do bioma como pobre, com poucos endemismos e espécies compartilhadas com outras formações abertas da América do Sul, como a Caatinga e o Chaco (Vanzolini 1976, Vitt 1991, Vitt & Caldwell 1993). O incremento de informações recentes sobre a diversidade do Cerrado tem mudado esta percepção.

Atualmente, o Cerrado é conhecido por apresentar uma herpetofauna extremamente rica, diversa e com altos níveis de endemismo (Colli *et al.* 2002, Nogueira *et al.* 2010, 2011, Recoder *et al.* 2011, Valdujo *et al.* 2012). A alta proporção de endemismos do Cerrado sugere que este é um grupo extremamente diversificado e antigo no bioma (Nogueira *et al.* 2011, Valdujo *et al.* 2012, Werneck *et al.* 2012). Levantamentos mais recentes indicam que a fauna de répteis do Cerrado é composta por aproximadamente 86 espécies de lagartos, 158 de serpentes e 24 de anfisbenas (Brites *et al.* 2009; Nogueira *et al.* 2011). Mesmo com essa expressiva riqueza, a descrição de espécies de répteis do Cerrado cresceu entre 2000 e 2009, com a média de 3.56 espécies descritas por ano (Nogueira *et al.* 2010). Isto mostra que ainda é preciso investir no conhecimento da herpetofauna do Cerrado, visando refinar nosso entendimento sobre sua diversidade e padrões biogeográficos.

Estudos preliminares já demonstravam que a herpetofauna do Cerrado apresenta grandes variações locais e regionais na composição de suas comunidades, gerando altos

valores de diversidade beta (Vitt 1991, Vitt & Caldwell 1993, Colli *et al.* 2002). Tanto a distribuição regional quanto a distribuição local da herpetofauna ainda não são bem conhecidas, sendo necessário gerar informações básicas sobre as comunidades (Colli *et al.* 2002, Nogueira *et al.* 2005, 2009a, 2010). A diversidade e a distribuição da herpetofauna do Cerrado estão fortemente associadas à variação horizontal da paisagem e à marcada sazonalidade do bioma (Vitt & Caldwell 1993; Colli *et al.* 2002; Vitt *et al.* 2007; Nogueira *et al.* 2009a, 2010) e a perda de hábitat é a maior ameaça para a conservação da herpetofauna (Rodrigues 2005).

Grande parte das informações disponíveis sobre a composição da herpetofauna é proveniente de localidades que foram suprimidas, como hidrelétricas e outros grandes empreendimentos, enquanto informações sobre regiões em bom estado de conservação são escassas, prejudicando a interpretação de vários aspectos ecológicos e históricos (Nogueira *et al.* 2010). O incremento de amostragens sistemáticas pode auxiliar a compreensão de padrões históricos, além de possibilitar o direcionamento de recursos e esforços voltados a conservação, através da aplicação do conhecimento sobre complementaridade e raridade (Diniz-Filho *et al.* 2005).

No presente estudo foram realizados inventários de lagartos em três importantes Unidades de Conservação de Proteção Integral da região central do Cerrado, geradas através de uma adaptação do método RAPELD (Magnusson *et al.* 2005). Além disso, são abordadas questões relacionadas ao uso de hábitat, riqueza, diversidade e complementaridade destas três UC. As perguntas são: (1) Existe diferença na riqueza e diversidade de espécies entre as UC amostradas? (2) Como a lacertofauna se distribui nas áreas abertas e florestais? (3) O quão similares ou diferentes são as fitofisionomias destas UC, em termos da composição das

comunidades de lagartos que nelas ocorrem? (4) Existem lagartos significativamente associados às fitofisionomias presentes nas UC?

MATERIAIS E MÉTODOS

Coleta de dados

O presente estudo foi realizado como parte do programa “SISBIOTA Diversidade biológica do Cerrado: estrutura e padrões”, projeto desenvolvido pela rede ComCerrado. Neste estudo, as áreas amostradas e a metodologia foram determinadas pela coordenação do projeto, sendo que o estudo abordou diversos grupos taxonômicos amostrados nas mesmas áreas. O desenho amostral seguiu uma adaptação do sistema RAPELD (Magnusson *et al.* 2005).

As amostragens da herpetofauna ocorreram duas vezes ao ano, em cada uma das áreas descritas na introdução geral (PNB, PNCV e PETER; Figura 1) totalizando duas campanhas no período chuvoso e duas na seca em cada UC, entre 2012 e 2013. Foram utilizadas armadilhas de interceptação e queda para a captura dos lagartos (*pitfall traps*).

As armadilhas foram dispostas em dois transectos de cinco quilômetros, separados um quilometro (Figura 1.1-A). Ao longo dos transectos, a cada quilômetro, foram instaladas parcelas de 250 metros, onde dois conjuntos de quatro baldes de 60 litros foram instalados, no início e fim de cada parcela (Figura 1.1-A). Cada conjunto de quatro baldes foi disposto em linha, sendo cada balde separado por cinco metros entre eles e interligados por lona plástica (Figura 1.1-B). Além dos sítios de amostragem estabelecidos a cada quilômetro, foram instaladas parcelas na vegetação ripária, sempre que o transecto passasse por um curso d'água (Figura 1.1-A). A escolha das áreas para instalação dos transectos foi determinada

objetivando contemplar a maior variação possível da vegetação (Figura 1.2), além de aspectos relacionados a logística e acessibilidade aos transectos.

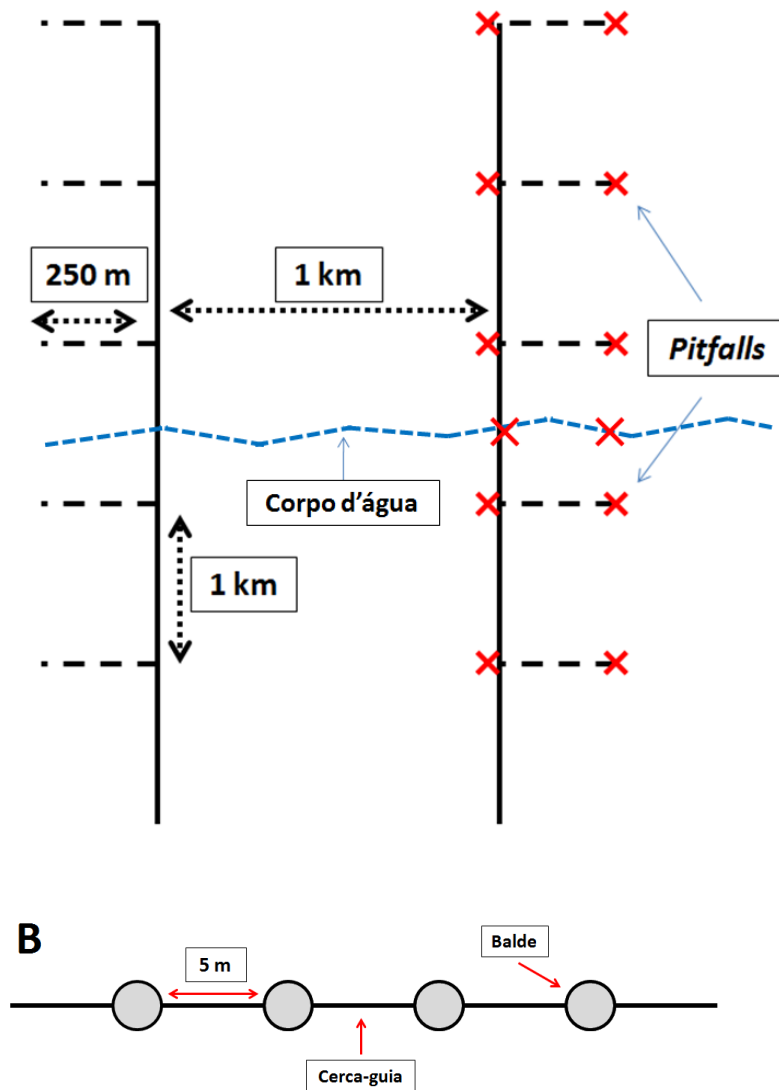


Figura 1.1 Esquema do desenho amostral realizado. (A) Disposição dos conjuntos de armadilhas (*pitfalls*) ao longo dos transectos. O símbolo "X" em vermelho corresponde a posição do conjunto de quatro baldes em cada módulo. As linhas tracejadas representam cada parcela estabelecida. (B) Disposição dos baldes e cercas-guia em cada *pitfall*.



Figura 1.2 Fisionomias amostradas ao longo do estudo. A - campo úmido (PNCV), B - campo limpo (PNCV), C - campo sujo (PNCV), D - cerrado rupestre (PNCV), E - cerrado *sensu strictu* - PETER, F - mata de galeria (PNB), G - mata semidecidual na estação seca e H - mata semidecidual na estação chuvosa em PETER.

As armadilhas foram mantidas abertas por um período ininterrupto de oito dias em cada campanha e revisadas diariamente. No total foram instalados 26 conjuntos de quatro

baldes no PNCV (104 baldes), 26 no PNB (104 baldes) e 22 no PETER (88 baldes) (Tabela 1.1). A diferença no número de armadilhas em PETER se deu devido ao solo hidromórfico em alguns pontos, que impossibilitaram a instalação das armadilhas de queda em algumas parcelas.

Tabela 1.1 Número de *pitfalls* em cada fitofisionomia amostrada nas Unidades de Conservação. C_{ss}: Cerrado estrito senso; C_D: Cerrado denso; C_R: Cerrado rupestre; C_L: Campo-limpo; C_U: Campo-úmido; M_G: Mata de Galeria; M_S: Mata semidecídua.

FITOFISIONOMIAS X NÚMERO DE <i>PITFALLS</i>								
	C_{ss}	C_D	C_R	C_L	C_U	M_G	M_S	TOTAL
PNCV	8	–	2	4	4	8	–	26
PETER	14	–	–	–	–	4	4	22
PNB	12	6	2	–	–	6	–	26

No Parque Estadual de Terra Ronca (PETER), além das amostragens realizadas utilizando o desenho amostral do RAPELD (18 conjunto de baldes), foram instalados quatro pontos de amostragens em matas semidecíduais, fora dos transectos. Este acréscimo de armadilhas visou contemplar formações importantes que não estavam contidas nos transectos de 5 km. Os conjuntos de baldes instalados nas matas semidecíduais de Terra Ronca, nestes casos, eram compostos por seis baldes, também dispostos em linhas e interligados por lonas plásticas de cinco metros de comprimento.

Os animais capturados foram identificados, medidos, marcados e soltos no mesmo local da captura. Os espécimes coletados foram mortos por superdosagem de lidocaína 10%, fixados com formol 10% e serão depositados na Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB). Todas as amostragens foram feitas com autorização emitida pelos devidos

órgãos responsáveis (Licença nº 35324-1) e com autorização dos gestores das Unidades de Conservação.

Os locais onde foram instalados os *pitfalls* foram classificados quanto à fitofisionomia predominante, pela equipe responsável pelas amostragens voltadas ao levantamento botânico dos pontos. As classes determinadas foram cerrado *sensu stricto*, cerrado denso, cerrado rupestre, campo-limpo, campo-úmido (formações abertas), mata de galeria e mata semidecídua (formações florestais).

Áreas de estudo

ParNa de Brasília (PNB) - 22 L 820256.93 O 8260843.24 S

No PNB, as armadilhas foram instaladas na porção sudoeste do parque (Figura 1.3).

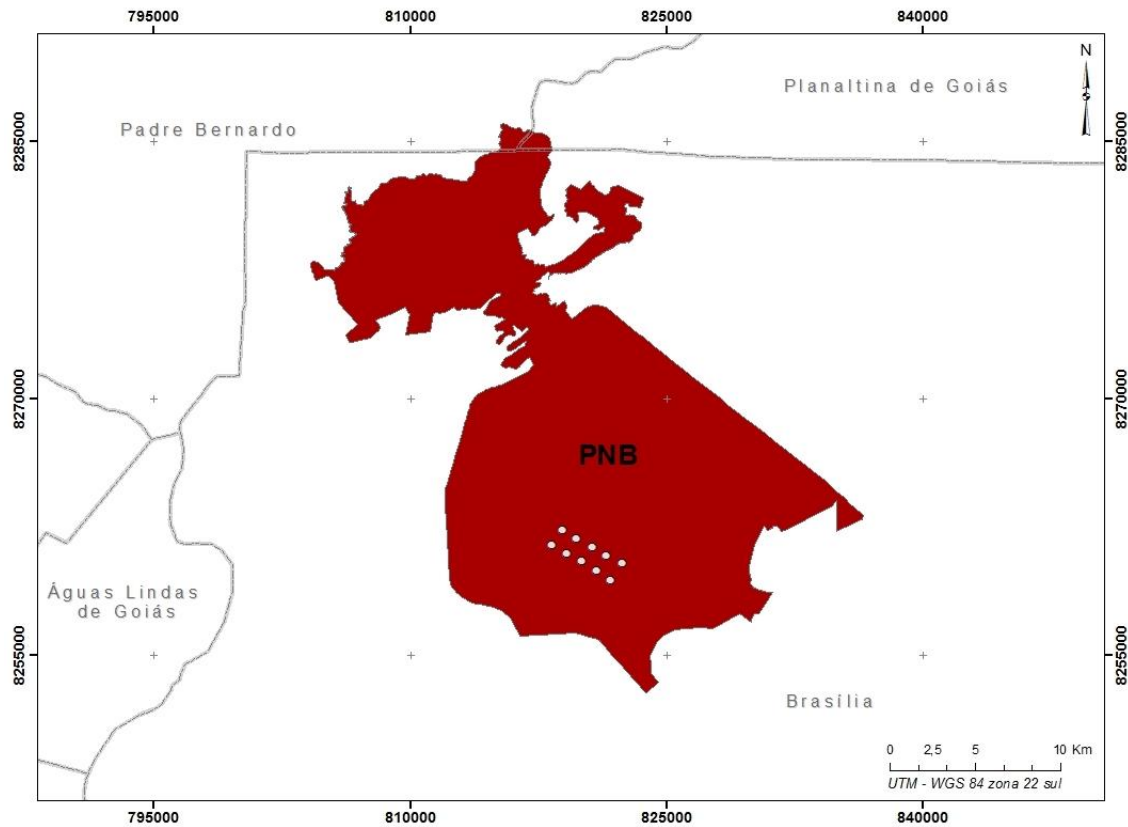


Figura 1.3 Limites do Parque Nacional de Brasília - PNB. Cada ponto representa a posição de dois conjuntos de *pitfalls* (Figura 1.1), sendo um no início e outro no final de cada parcela.

Foram amostradas áreas de cerrado *sensu stricto*, cerrado denso, cerrado rupestre e matas de galeria (Tabela 1.1).

ParNa da Chapada dos Veadeiros (PNCV) - 23 L 206480.63 O 8438864.10 S

No PNCV foi possível amostrar o maior número de fitofisionomias. As armadilhas foram instaladas na região centro-sul do parque (Figura 1.4) e foram amostrados desde áreas de campo-limpo até matas ciliares (Tabela 1.1).

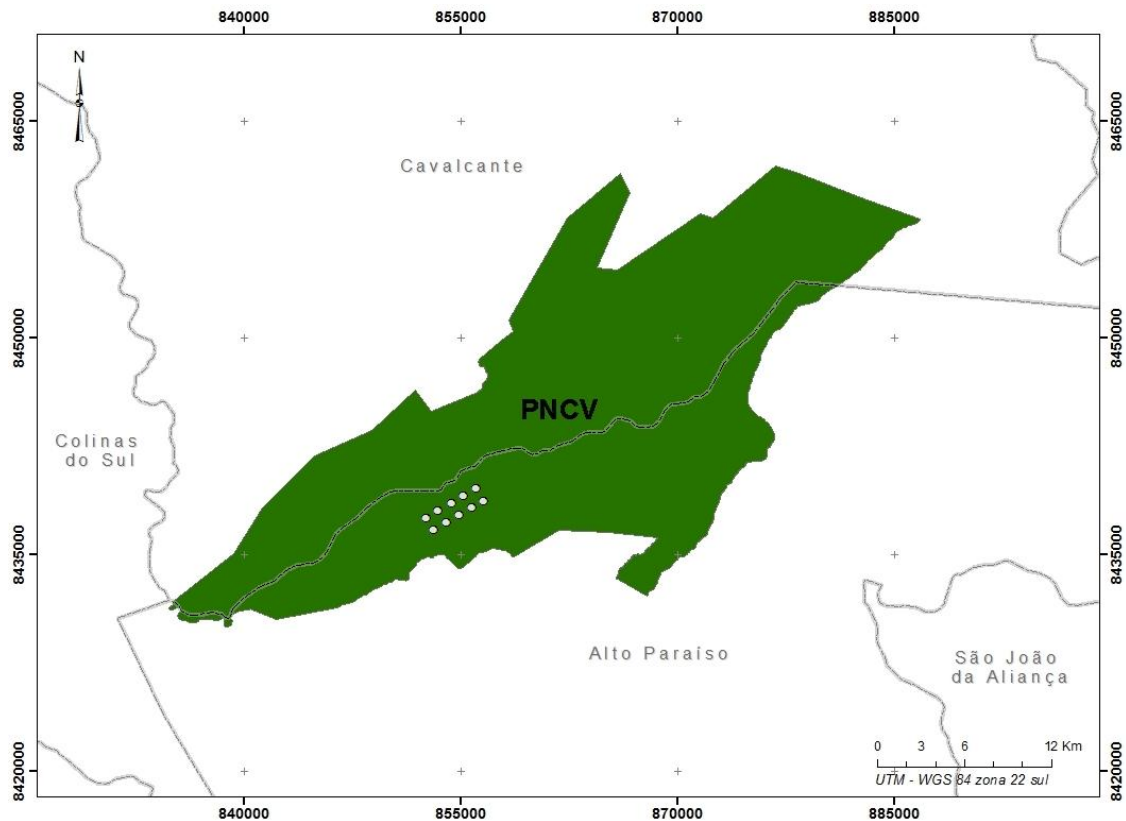


Figura 1.4 Limites do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros - PNCV. Os pontos correspondem a uma parcela dois conjuntos de *pitfalls* (Figura 1.1), sendo um no início e outro no final de cada parcela.

PE Terra Ronca (PETER) - 23 L 373080.40 O 8522483.30 S

No Parque Estadual de Terra Ronca, as armadilhas foram instaladas na região nordeste do parque (Figura 1.5). Os pontos amostrados eram formados basicamente por áreas de cerrado estrito senso sobre areia e as matas ciliares presentes ao longo dos rios. As matas semidecíduais (fora dos transectos) amostradas se localizam na porção oeste do parque (23 L 351252.91 O 8490957.90 S).

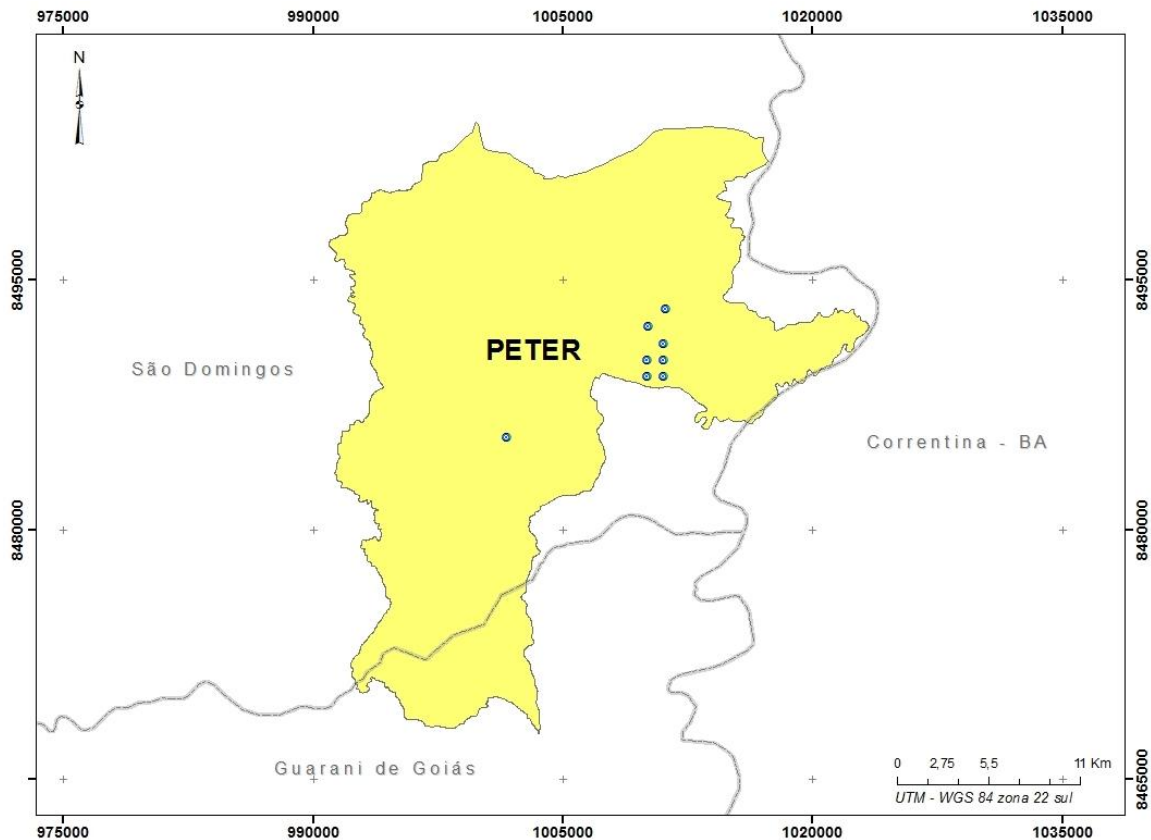


Figura 1.5 Limite do Parque Estadual de Terra Ronca - PETER. Cada ponto corresponde a dois conjuntos de *pitfalls* (Figura 1.1), sendo um no início e outro no final de cada parcela. O ponto no centro da figura corresponde às duas formações de matas semidecíduais amostradas.

Análise de dados

As espécies foram identificadas e separadas por localidade e fitofisionomia nas quais foram capturadas. Espécies registradas por encontros oportunistas foram adicionadas à lista, porém as análises se restringiram aos lagartos capturados através das armadilhas de queda. Foram elaborados histogramas da abundância relativa das espécies em cada área, separando capturas em ambientes abertos e florestais. Para fins de comparação de riqueza e diversidade,

foram calculados os índices de diversidade de Simpson e os índices de equitabilidade de Pielou (J') para cada formação (abertas ou florestais), presente em cada UC.

Além dos índices calculados, foram elaboradas curvas de rarefação padronizadas pelo número de indivíduos nas áreas amostradas (Gotelli & Colwell 2001). Os valores de riqueza estimados foram submetidos à correção proposta por Lopez *et al.* 2012. Esta correção maximiza a performance de estimadores não paramétricos, diminuindo o viés de baixos esforços de amostragem, considerando a relação do número de *singletons* com a intensidade da amostragem (Lopez *et al.* 2012). Foram geradas curvas com o total de espécies por UC e curvas separando as espécies de formações abertas. Devido ao número baixo de capturas obtido nas florestas não foram elaboradas curvas para estas formações. As diferenças entre os estimadores (áreas abertas e total) e os dados da riqueza observada foram testadas através de teste Z (Lehtonen & Malmberg, 1999).

Com o objetivo de comparar as diferenças entre os estimadores de riqueza em cada UC, foi realizado outro teste Z, comparando a as curvas de riqueza em formações abertas assim como com o total em cada UC (abertas e florestais). As diferenças entre formações florestais foram comparadas exclusivamente através dos índices de Simpson e de equitabilidade de Pielou.

Foi realizada uma análise de agrupamento hierárquica (UPGMA) utilizando o algoritmo de Bray-Curtis para verificar as similaridades na composição de lagartos entre as fitofisionomias de cada área. O dendrograma foi gerado agrupando os dados da abundância dos lagartos por fitofisionomias presentes em cada UC no programa PAST (Hammer & Ryan 2001).

Foi realizada uma análise de espécies indicadoras (ISA - *Indicator Species Analysis*) utilizando o pacote '*indcspecies*' (Dufrene & Legendre 1997) no programa R (R Development Core Team 2016), visando verificar se existem espécies nas comunidades intimamente associadas a alguma das fitofisionomias presentes.

RESULTADOS

Com um esforço total de 3328 baldes x dia no PNCV e PNB e 2816 baldes x dia no PETER, foram registrados 778 indivíduos de 31 espécies, de nove famílias de lagartos (Tabela 1.2). A UC com maior abundância foi PETER, com 357 indivíduos, seguida pelo PNB e PNCV, com 232 e 189 indivíduos, respectivamente. Foram registradas 18 espécies em PETER, pertencentes a oito famílias (Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Mabuyidae, Polychrotidae, Phyllodactylidae, Sphaerodactylidae, Teiidae e Tropicuridae; Tabela 1.2). No PNB foram registradas 14 espécies de lagartos (seis famílias) e no PNCV 13 (seis famílias). As únicas famílias de lagartos encontradas exclusivamente em PETER foram Gekkonidae (*Hemidactylus brasiliensis* e *H. mabouia*) e Sphaerodactylidae (*Coleodactylus brachystoma*), já no PNB e PNCV foi registrada uma família ausente em PETER (*Enyalius* sp., Leiosauridae, Figura 1.6 - H).

Tabela 1.2 Espécies registradas nas três Unidades de Conservação. São apresentadas as abundâncias em formações abertas, florestais e total em cada UC. As espécies foram separadas entre endêmicas do Cerrado (E), com ampla distribuição (A) ou sem distribuição conhecida (X).

FAMÍLIA/ESPÉCIE	PETER			PNB			PNCV			Distribuição	Total geral
	Aberta	Florestal	Total	Aberta	Florestal	Total	Aberta	Florestal	Total		
GEKKONIDAE											
<i>Hemidactylus brasilianus</i>	10	3	13	-	-	-	-	-	-	A	13
<i>Hemidactylus mabouia</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	-	A	1
GYMNOPHTALMIDAE											
<i>Bachia bresslaui</i>	-	-	-	1	-	1	-	-	-	E	1
<i>Cercosaura ocellata</i>	-	2	2	20	-	20	2	-	2	A	24
<i>Colobosaura modesta</i>	-	4	4	-	-	-	1	3	4	E	8
<i>Micrablepharus atticolus</i>	-	-	-	35	-	35	-	-	-	E	35
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	-	4	4	-	-	-	24	-	24	A	28
<i>Vanzosaura savanicola</i>	4	2	6	-	-	-	-	-	-	A	6
LEIOSAURIDAE											
<i>Enyalius sp.</i>	-	-	-	5	3	8	-	1	1	A	9
MABUYIDAE											
<i>Brasiliscincus heathi</i>	2	1	3	-	-	-	-	-	-	A	3
<i>Copeoglossum nigropunctatum</i>	-	-	-	-	-	-	2	1	3	A	3
<i>Notomabuya frenata</i>	-	-	-	1	1	2	1	6	7	A	9
<i>Notomabuya sp.</i>	-	-	-	1	-	1	-	-	-	X	1
POLYCHROTHIDAE											
<i>Norops brasiliensis</i>	-	8	8	1	-	1	-	-	-	A	9
<i>Norops meridionalis</i>	-	-	-	27	-	27	-	-	-	E	27
<i>Polychrus acutirostris</i> *	1	-	1	3	-	3	-	-	-	A	4

FAMÍLIA/ESPÉCIE	PETER			PNB			PNCV			Distribuição	Total geral
	Aberta	Florestal	Total	Aberta	Florestal	Total	Aberta	Florestal	Total		
PHYLLODACTYLIDAE											
<i>Gymnodactylus amarali</i>	-	1	1	-	-	-	2	-	2	E	3
<i>Phyllopezus pollicaris</i> *	-	-	1	-	-	-	-	-	-	A	1
SPHAREODACTYLIDAE											
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	-	4	4	-	-	-	-	-	-	E	4
TEIIDAE											
<i>Ameiva ameiva</i>	2	22	24	12	2	14	4	11	15	A	53
<i>Ameivula mumbuca</i>	15	4	19	-	-	-	-	-	-	E	19
<i>Ameivula ocellifera</i>	10	1	11	8	-	8	97	2	99	A	118
<i>Salvator duseni</i>	1	-	1	1	-	1	-	-	-	E	2
<i>Salvator meriane</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	A	1
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	-	-	-	-	-	-	2	1	3	E	3
TROPIDURIDAE											
<i>Tropidurus cf. montanus</i>	239	9	248	-	-	-	-	-	-	E	248
<i>Tropidurus itambere</i>	-	-	-	110	5	115	-	-	-	E	115
<i>Tropidurus oreadicus</i>	-	-	-	3	1	4	-	-	-	E	4
<i>Tropidurus torquatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	A	1
<i>Tropidurus</i> sp.	1	7	8	-	-	-	-	-	-	X	8
<i>Tropidurus</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	28	-	28	X	28
Endêmicos		6			6			3			
Abundância	288	68	357	223	9	232	164	25	189		778

(*) Espécies coletadas manualmente em PETER.





Figura 1.6 Alguns dos lagartos registrados em PETER, PNCV e PNB. A – *Hemidactylus brasilianus*. B – *Bachia bresslaui*, C – *Cercosaura ocellata*, D – *Colobosaura modesta*, E – *Micrablepharus atticolus*, F – *M. maximiliani*, G – *Vanosaura savanicola*, H – *Enyalius* sp., I – *Brasiliscincus heathi*, J – *Copeoglossum nigropunctatum*, K – *Norops brasiliensis*, L – *N. meridionalis*, M – *Polychrus acutirostris*, N – *Gymnodactylus amarali*, O – *Phyllopezus pollicaris*, P – *Ameiva ameiva*, Q – *Ameivula mumbuca*, R – *A. ocellifera*, S – *Salvator duseni*, T – *S. meriane*, U – *Tupinambis quadrilineatus*, V – *Tropidurus* cf. *montanus*, *T. oreadicus*, Z – *T. itambere*.

Das 31 espécies registradas, 12 são endêmicas do Cerrado (39%), sendo seis em PETER e no PNB e três em PNCV. O Parque Estadual de Terra Ronca apresentou nove espécies registradas exclusivamente na UC por este estudo (*Ameivula mumbuca*, *Brasiliscincus heathi*, *Coleodactylus brachystoma*, *Hemidactylus brasilianus*, *H. mabouia*, *Phyllopezus pollicaris*, *Tropidurus* sp., *T.cf. montanus* e *Vanzosaura savanicola*, Figura 1.6), sendo uma delas (*H. mabouia*) uma espécie exótica (Rocha *et al.* 2011). O PNB apresentou seis espécies exclusivas (*Bachia bresslaui*, *Micrablepharus atticolus*, *Notomabuya* sp., *Norops meridionalis*, *Tropidurus itambere* e *T. oreadicus*) e o PNCV apresentou cinco espécies exclusivas (*Copeoglossum nigropunctatum*, *Salvator meriane*, *Tupinambis quadrilineatus*, *Tropidurus torquatus* e *Tropidurus* sp. 2).

Em todas UC os lagartos foram predominantemente capturados nas formações campestres e savânicas (Figura 1.7). PETER foi a Unidade de Conservação que apresentou

menor predominância de lagartos em áreas abertas sobre as áreas florestais. Ainda assim, os lagartos foram mais abundantes em formações abertas, como pode ser visto na distribuição de frequência em todas as áreas amostradas (Figura 1.7).

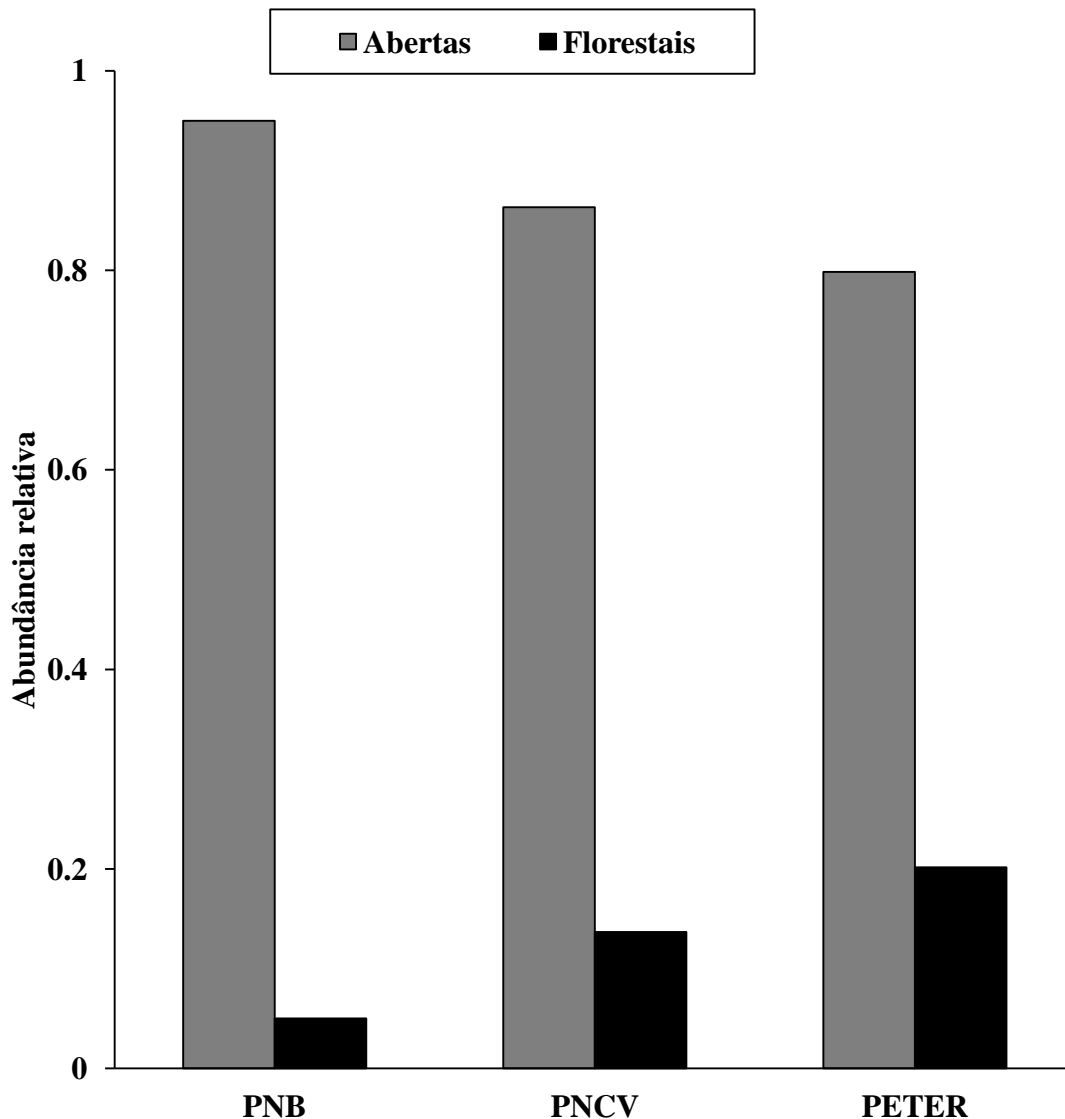


Figura 1.7 Abundância relativa de lagartos no Parque Nacional de Brasília (PNB), Chapada dos Veadeiros (PNCV) e Parque Estadual de Terra Ronca (PETER) entre formações abertas e formações florestais.

No Parque Estadual de Terra Ronca apenas três espécies ocorreram exclusivamente em formações abertas (*Hemidactylus mabouia*, *Polychrus acutirostris* e *Salvator duseni*), enquanto seis ocorreram exclusivamente nas formações florestais (Tabela 1.2), especialmente nas matas semidecíduais sobre afloramentos de calcário (*Cercosaura ocellata*, *Coleodactylus*

brachystoma, *Colobosaura modesta*, *Gymnodactylus amarali*, *Micrablepharus maximiliani* e *Norops brasiliensis*). No PNB, o predomínio de espécies adaptadas a ambientes abertos é bastante evidente, sendo registradas nove espécies exclusivas das formações abertas e nenhuma com ocorrência exclusiva nas matas de galeria. No PNCV apenas duas foram limitadas às formações florestais (*Enyalius* sp. e *Tropidurus torquatus*) e cinco foram restritas às formações abertas.

O PNB apresentou maior diversidade nas formações abertas (Simpson) que as demais UCs. Além disso, a distribuição da abundância das espécies foi mais homogênea no PNB, segundo o índice de equitabilidade de Pielou (Tabela 1.3), contribuindo para a maior diversidade em formações abertas. As formações abertas da Chapada dos Veadeiros foram a segunda mais diversa e homogênea. Apesar dos valores maiores de abundância encontrados em Terra Ronca, o predomínio de poucas espécies (principalmente *T. cf. montanus*) reflete a baixa diversidade de lagartos em suas formações abertas (Tabela 1.3).

Tabela 1.3 Índices de diversidade de Simpson, Equitabilidade de Pielou e a riqueza de lagartos capturados em armadilhas de queda (*pitfalls*) em cada uma das áreas amostradas.

Area/Formação	Simpson (S)	Equitabilidade (J)	Riqueza
Formações Abertas			
PNB_Abertas	0.717	0.772	14
PNCV_Abertas	0.598	0.658	11
PETER_Abertas	0.291	0.324	10
Formações Florestais			
PETER_Florestas	0.853	0.919	14
PNCV_Florestas	0.743	0.849	8
PNB_Florestas	0.722	0.903	5

Dentre as formações florestais, Terra Ronca apresentou maior diversidade e equitabilidade de lagartos (Tabela 1.3). O PNB apresentou abundância bem distribuída entre as espécies, porém a riqueza baixa (cinco espécies) gerando uma diversidade menor do que as outras UCs. Na Chapada dos Veadeiros, a comunidade de lagartos, apesar de menos homogênea, apresentou maior riqueza quando comparada ao PNB, sendo a segunda comunidade mais diversa de lagartos no conjunto de áreas de florestas amostradas.

Em relação às curvas de rarefação de áreas abertas, o PNB apresentou a maior riqueza estimada entre as três UC (Figura 1.8 - A), com aproximadamente 17 espécies estimadas. Essa riqueza estimada foi maior que no PNCV ($Z = 8.541$; $p < 0.001$), com 14 espécies e que para o PETER ($Z = 14.698$; $p < 0.001$), com 11 espécies. A UC com a segunda maior riqueza estimada foi o PNCV, sendo essa diferença significativa em relação ao PETER ($Z = 3.845$; $p < 0.001$).

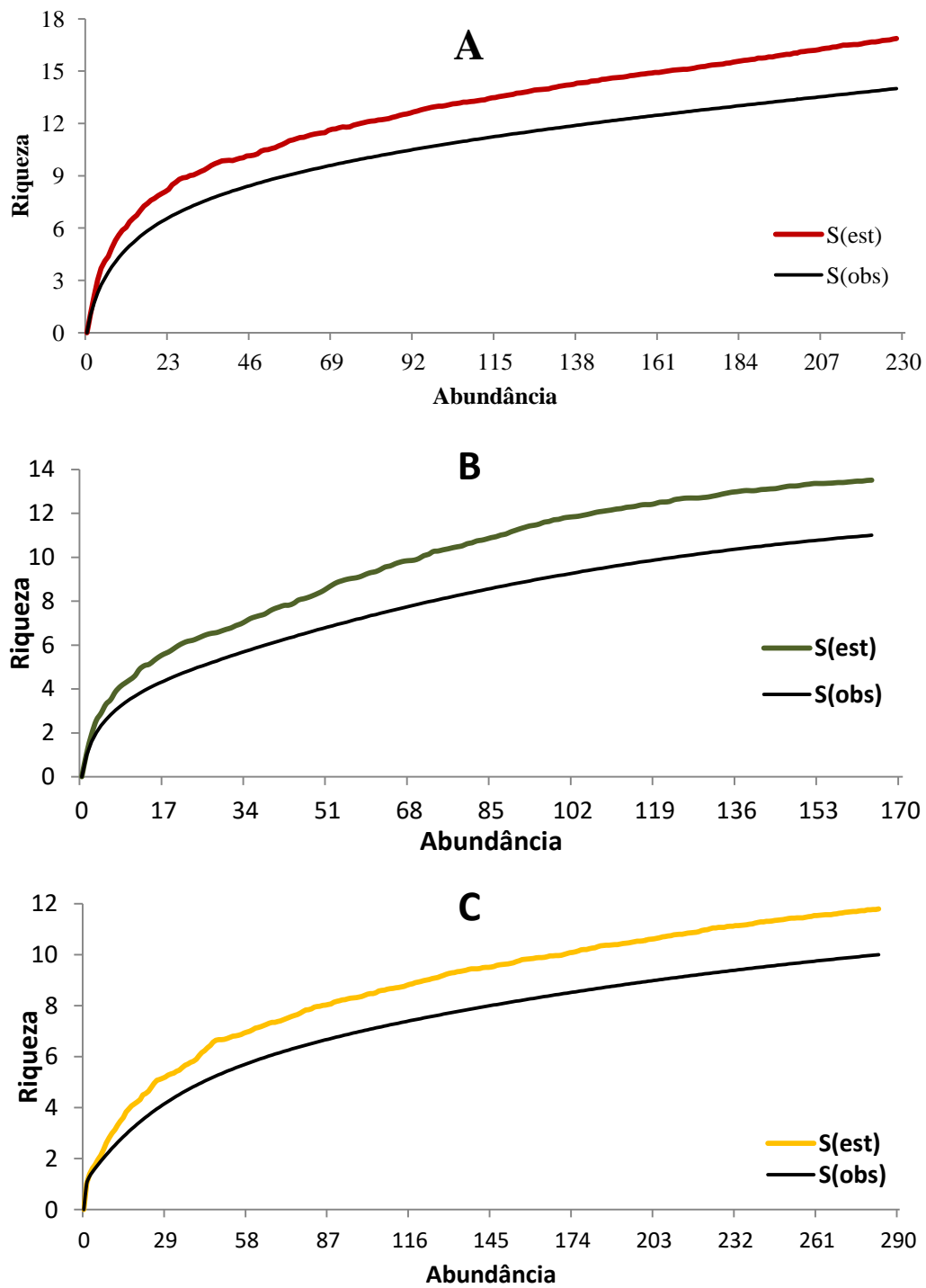


Figura 1.8 Curvas de rarefação baseadas nos indivíduos registrados no conjunto de áreas abertas para os (A) Parques Nacionais de Brasília, (B) Chapada dos Veadeiros e (C) Parque Estadual de Terra Ronca. A riqueza estimada foi obtida através do método de *Bootstrap*, com correção de Lopez *et al.* 2012.

As curvas de rarefação geradas a partir do conjunto total de dados (tanto lagartos de áreas abertas quanto florestais; Figura 1.9 - A, B e C), mostram para o PETER a maior riqueza estimada em comparação com PNCV ($Z = 9.159$; $p < 0.001$) e PNB ($Z = 7.151$; $p < 0.001$). A riqueza estimada para PETER foi de pouco mais que 18 espécies (Figura 1.9 - C), enquanto a riqueza de espécies estimada para o PNCV e PNB foram menores, de 15 e 16 respectivamente (Figura 1.9 - B e A). A diferença encontrada entre os estimadores para o PNB e PNCV também foi significativa ($Z = 2.624$; $p = 0.008$).

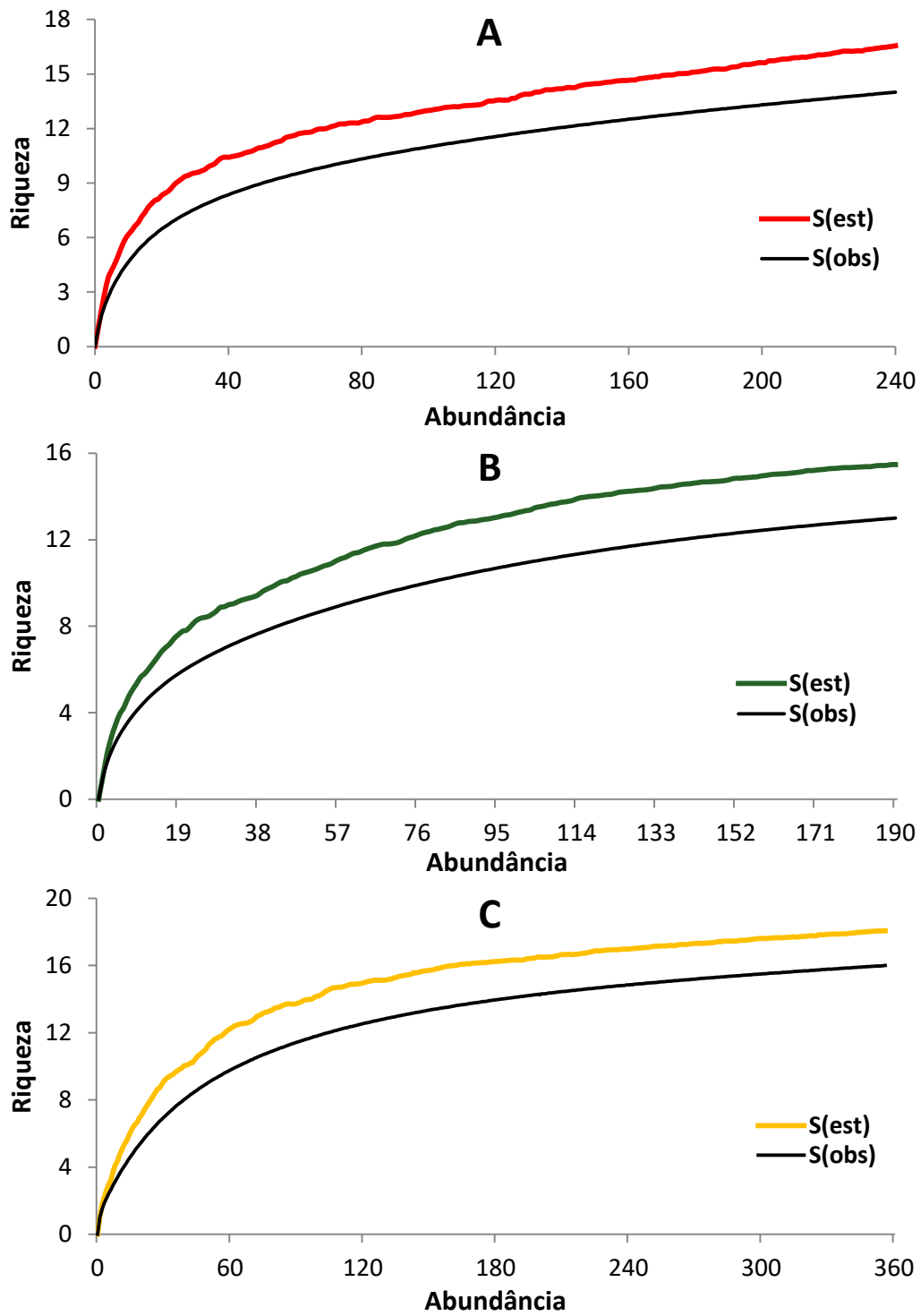


Figura 1.9 Curvas de rarefação baseadas em indivíduos utilizando o método *Bootstrap* e a correção proposta por Lopez *et al.* 2012. As curvas apresentam todo o conjunto de dados obtidos em cada um a das UC. (A) PNB, (B) PNCV e (C) PETER

Em todas as curvas geradas, tanto com o total de registros por UC, quanto apenas os de áreas abertas, as curvas geradas estão em ascensão e não mostram tendência à estabilização da riqueza (Figura 1.8 e Figura 1.9). Além disso, os estimadores foram significativamente maiores que dados observados nas áreas abertas (PETER $Z = 5.245$; $p < 0.001$, PNCV $Z = 4.688$; $p < 0.001$ e PNB $Z = 5.313$; $p < 0.001$) e no total (PETER $Z = 8.234$; $p < 0.001$, PNCV $Z = 7.118$; $p < 0.001$ e PNB $Z = 7.768$; $p < 0.001$).

A análise de agrupamento (Figura 1.10) mostra similaridade entre as formações florestais, sendo que as matas de galeria da Chapada dos Veadeiros (PNCV_Flor) são mais similares às matas de galeria de Terra Ronca (PETER_Flor). Já as matas secas de Terra Ronca (PETER_M Seca) são mais similares ao grupo (PETER_Flor e PNCV_Flor) do que às matas de galeria do PNB. Em relação às formações abertas, existe maior similaridade entre as fisionomias abertas da Chapada dos Veadeiros, sendo que as formações de cerrado rupestre são as mais diferenciadas dentro deste grupo.

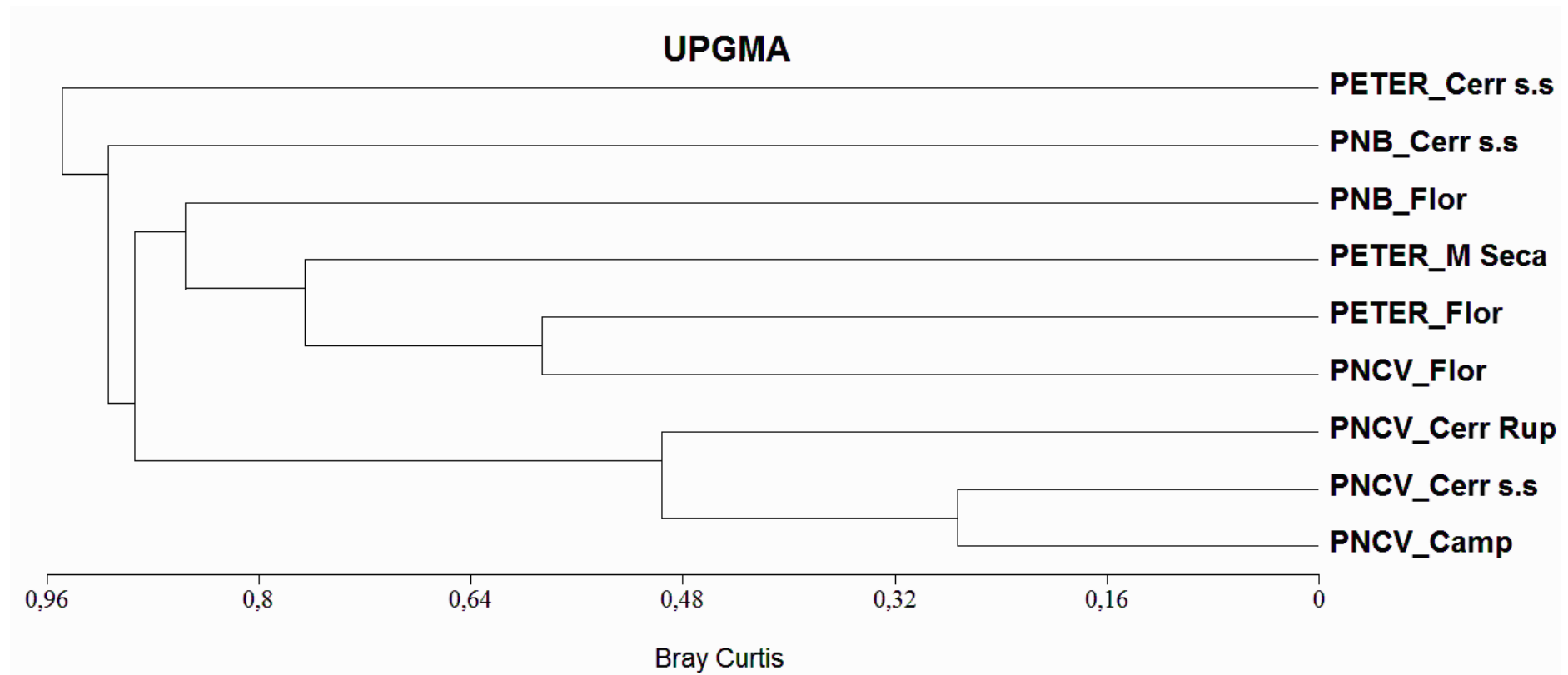


Figura 1.10 Análise de agrupamento hierárquico (UPGMA) utilizando o algoritmo de Bray-Curtis e a abundância das espécies em cada fitofisionomia de cada UC. As siglas são: Flor - Matas ciliares; M Seca - mata semidecídua; Cerr s.s - cerrado estrito senso; Camp – campos (limpo e úmido); Cerr Rup - cerrado rupestre.

A análise de espécies indicadoras mostrou que existem espécies intimamente associadas a determinadas fitofisionomias das Unidades de Conservação amostradas (Tabela 1.4). Na Chapada dos Veadeiros, a espécie *Tropidurus* sp. 2 apresenta associação significativa com as formações de cerrado rupestre. Já *Notomabuya frenata* é associada às formações florestais do PNCV, sendo que foram capturados seis indivíduos desta espécie em formações florestais e apenas um em formações abertas (Tabela 1.2). *Colobosaura modesta* apresentou relação significativa com as formações florestais presentes nas áreas onde foi registrado.

Tabela 1.4 Resultados da Análise de espécies indicadoras (ISA), para as espécies de lagartos nas fitofisionomias em cada uma das UC separadamente.

Espécie indicadora	FITOFIONOMIA - UC	IndVal	p
<i>Tropidurus</i> sp.2	cerrado rupestre_PNCV	0.918	0.009**
<i>Notomabuya frenata</i>	Flor_PNCV	0.742	0.045*
<i>Coleodactylus brachystoma</i>		1.000	0.010***
<i>Norops brasiliensis</i>	mata seca_PETER	0.989	0.003***
<i>Tropidurus</i> sp.		0.980	0.006***
<i>Ameivula mumbuca</i>	cerrado s.s_PETER/Flor_PETER	0.943	0.001***
<i>Tropidurus</i> cf. <i>montanus</i>	cerrado s.s_PETER/mata	0.961	0.001***
<i>Hemidactylus brasilianus</i>	seca_PETER	0.882	0.011*
<i>Norops meridionalis</i>		0.953	0.001***
<i>Micrablepharus atticolus</i>	cerrado s.s_PNB	0.853	0.004**
<i>Tropidurus itambere</i>	cerrado s.s_PNB/Flor_PNB	0.900	0.002**
	Flor_PNCV/mata		
<i>Colobosaura modesta</i>	seca_PETER/floresta_PETER	0.812	0.021*
	cerrado s.s._PETER/cerrado		
	rupestre_PNCV/cerrado		
<i>Ameivula ocellifera</i>	s.s_PNCV/campo sujo_PNCV	0.908	0.008**
	campo limpo_PNCV/ Flor_PNCV/		
<i>Ameiva ameiva</i>	Flor_PETER/mata seca_PETER	0.930	0.001***
	campo limpo_PNCV/ campo		
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	sujo_PNCV/cerrado	0.812	0.014*
	rupestre_PNCV/ cerrado s.s_PNCV/		
	mata seca_PETER		

Em Terra Ronca, três espécies foram associadas à mata semidecídua (*Coleodactylus brachystoma*, *Norops brasiliensis* e *Tropidurus* sp.). No caso de *C. brachystoma* e *N. brasiliensis*, os registros ocorreram exclusivamente nas matas secas e apenas um único indivíduo de *Tropidurus* sp. foi capturado em áreas abertas do parque. Mesmo com o compartilhamento de algumas espécies com outros ambientes, a lacertofauna da mata seca de Terra Ronca é composta por espécies intimamente relacionadas a essa fitofisionomia.

As espécies *H. brasilianus* e *T. cf. montanus* foram significativamente associadas ao conjunto de formações abertas e matas secas de Terra Ronca (Tabela 1.4). *Tropidurus* cf.

montanus foi dominante nas formações abertas (239 registros) e a associação da espécie às matas de galeria foi inesperada. O teídeo *A. mumbuca* também apresenta associação tanto com habitats abertos quanto com as matas de galeria em PETER.

No PNB, as espécies indicadoras de formações abertas foram *Norops meridionalis* e *Micrablepharus atticolus*. Ainda no Parque Nacional de Brasília, *Tropidurus itambere* é uma espécie mais flexível, apresentando relações significativas tanto com formações de cerrado estrito senso quanto nas matas ciliares.

Ameivula ocellifera está associada a formações abertas no PETER e PNCV. Esta espécie de teídeo é frequente em todo Cerrado, comumente utilizando áreas abertas. *Ameiva ameiva* foi associada a formações florestais em PETER e PNCV, porém no PNCV também mostrou associação significativa com campos úmidos.

Micrablepharus maximiliani está associada a diferentes formações em Terra Ronca e na Chapada dos Veadeiros. No PNCV a espécie foi encontrada exclusivamente nas formações abertas (tanto campestres quanto formações savânicas), enquanto no PETER foi encontrada exclusivamente nas matas semidecíduas.

DISCUSSÃO

Os valores de riqueza observada e estimada nas rarefações demonstram que o esforço realizado não atingiu a riqueza esperada nessas áreas (Figura 1.8 e Figura 1.9). As curvas de rarefação não apresentam tendência a atingir a assíntota e existem diferenças significativas entre os estimadores e os resultados observados. Desta forma, é necessário maior esforço amostral, visando caracterizar de forma mais fiel às comunidades de lagartos nas UCs estudadas. Localidades bem amostradas de Cerrado apresentam entre 15 e 28 espécies de

lagartos (Nogueira *et al.* 2009a). Apesar da riqueza encontrada nas UCs (13 a 18 espécies; Tabela 1.2) estar dentro da expectativa para áreas de Cerrado, regiões bem preservadas e com grandes esforços amostrais, utilizando armadilhas de queda, apresentam riqueza maior, como o Parque Nacional de Emas (Valdujo *et al.* 2009), Grande Sertão Veredas (Recoder & Nogueira 2007) e a região da Serra Geral do Tocantins (Recoder *et al.* 2011), que apresentam 27, 22 e 21 espécies de lagartos, respectivamente.

A continuidade das amostragens nas UCs contempladas aqui certamente acrescentaria diversas espécies de menor detectabilidade e os valores de riqueza provavelmente seriam maiores. A Chapada dos Veadeiros, por exemplo, apresenta a maior riqueza de anfíbios documentada em qualquer localidade de Cerrado até o presente momento (Santoro & Brandão, 2014), além de uma alta riqueza de serpentes (França & Braz 2013) e, certamente, esta riqueza deve ser expressa também em outros grupos de vertebrados. A riqueza de espécies em localidades é altamente relacionada à complexidade de habitats disponíveis e esta relação é conhecida para diversos grupos de plantas e animais (Stein *et al.* 2014). O PNCV apresenta uma alta heterogeneidade ambiental, o que possibilita o estabelecimento de uma diversidade alta de espécies (Santoro & Brandão 2014).

O baixo número de espécies registradas no presente estudo está relacionado não só ao esforço realizado, mas também ao desenho amostral. O RAPELD é uma estratégia importante na padronização de desenhos amostrais, visando à comparação de áreas nos mais diversos ambientes e biomas no mundo (Magnusson *et al.* 2005). Porém, a aplicação deste desenho no Cerrado pode não ser a melhor alternativa para estudos de inventariamento de espécies devido às características marcantes da estrutura e distribuição da vegetação e solos do bioma.

A organização em mosaico das fisionomias do Cerrado possui diferentes escalas, dependendo da região e local. A distribuição dos pontos de amostragem amarrada a transectos com parcelas separadas por distâncias pré-determinadas pode mascarar a heterogeneidade ambiental em determinadas localidades e comprometer a riqueza atingida nas amostragens. O estabelecimento dos transectos montados neste estudo objetivou incorporar o máximo da variação apresentada em cada região. Porém, o Cerrado apresenta variações de fitofisionomias bem distintas da Amazônia (bioma no qual originalmente o RAPELD foi aplicado), dificultando a implementação dos transectos em unidades representativas da paisagem e do controle de réplicas.

Os resultados obtidos corroboram uma série de características conhecidas da herpetofauna do Cerrado. A lacertofauna encontrada nas áreas amostradas é composta, majoritariamente, por espécies adaptadas a formações abertas. Lagartos são favorecidos na ocupação de formações abertas quando estes ambientes apresentam oferta de refúgios e locais adequados para termoregulação (Todd & Andrews 2007). Assim como demonstrado pelos resultados aqui apresentados, lagartos apresentam um padrão diferenciado da distribuição da riqueza quando comparados a outros grupos de vertebrados em desertos australianos (Powney *et al.* 2010). Este padrão é recorrente no Cerrado em estudos com Squamata (Nogueira *et al.* 2005, 2009a, França & Braz 2013) e anfíbios (Valdujo *et al.* 2013, Santoro & Brandão 2014). Taxa diferentes apresentam respostas distintas a filtros ambientais e lagartos possuem características evolutivas que facilitam a ocupação e diversificação em ambientes áridos (Powney *et al.* 2010).

A dominância de espécies adaptadas a áreas abertas é expressa em todas as UCs. Mesmo em PETER, onde houve a maior abundância relativa de lagartos em formações florestais, aproximadamente 80% dos indivíduos foram coletados em formações abertas

(Figura 1.7). Apesar do esforço em áreas florestais ser menor, a diferença encontrada em todas as áreas foi significativa para abundância e riqueza.

Outros resultados que corroboram a dominância de espécies em áreas abertas foram gerados na análise de espécies indicadoras (Tabela 1.4). Das espécies indicadoras, apenas três delas foram associadas exclusivamente às matas secas de Terra Ronca (*C. brachystoma*, *N. brasiliensis*, *Tropidurus* sp.) e apenas uma a outras formações florestais (*C. modesta*). Destas quatro espécies, apenas duas foram encontradas exclusivamente em florestas (*C. brachystoma* e *N. brasiliensis* nas matas secas) e o restante ocorreu também em áreas abertas. *Colobosaura modesta* é uma espécie endêmica e bastante associada a florestas, podendo ocorrer em áreas na borda de fragmentos florestais (Werneck *et al.* 2009; Araújo & Almeida-Santos 2011), mas também em cerrados mais densos (obs. pess.), onde se desloca pela serapilheira (Mesquita *et al.* 2006). Os resultados da ISA corroboram esta característica (Tabela 1.4), sendo que a espécie foi registrada apenas uma vez em uma área aberta, porém, próxima a uma mata de galeria. As outras cinco espécies indicadoras foram associadas a formações abertas ou, no caso de *A. ameiva*, tanto a formações abertas, quanto florestais, demonstrando a ecologia generalista da espécie (Sartorius *et al.* 1999).

Um resultado interessante foi à associação de *Micrablepharus maximiliani* a diferentes fitofisionomias nas UC. Esta espécie é usualmente encontrada em áreas abertas no Cerrado, porém, nas formações abertas de PETER, existe uma abundância considerável de *V. savanicola*, uma espécie com ecologia bastante similar a *M. maximiliani*. Desta forma, os resultados de Terra Ronca podem refletir a eventual partilha do nicho espacial entre as duas espécies em PETER. Este resultado pode indicar que interações entre as espécies (*i.e.* competição) podem atuar de forma significativa na estruturação de comunidades naturais e no uso preferencial de habitats (Ricklefs 1987).

A lacertofauna das UCs estudadas é composta por espécies distintas, e as comunidades destas UCs são altamente complementares em termos de comunidades lagartos. Isto demonstra a importância de contemplar diferentes localidades de Cerrado no planejamento de áreas protegidas, visando garantir a efetiva conservação da biodiversidade. Além disso, é evidente a importância das formações abertas de Cerrado para a manutenção da riqueza faunística do bioma. Garantir a preservação de áreas com características diferenciadas em termos de complexidade de ambientes (heterogeneidade) é extremamente importante para a conservação da biodiversidade (Powney *et al.* 2010, Stein *et al.* 2014), e isso deve ser prioritário em planejamento voltados a preservação da biodiversidade do Cerrado.

Outro fator importante para garantir a riqueza de espécies é a manutenção de áreas heterogêneas. As áreas abertas do PNB e PNCV foram as mais diversas, apresentando maior número de fitofisionomias amostradas. Outra evidência disso é a grande contribuição das matas semidecíduais para o valor total de diversidade encontrado em Terra Ronca. Estas formações abrigam um grande número de espécies diferenciadas e restritas a esses habitats, mostrando a importância da manutenção destas formações na conservação da biodiversidade. A manutenção da diversidade do cerrado passa pela manutenção de sua heterogeneidade espacial e o planejamento de áreas protegidas deve priorizar a conservação do maior complexo de fisionomias possível. A compartimentalização da fauna do Cerrado ultrapassa os limites propostos entre formações abertas *vs* formações florestais. A heterogeneidade de ambientes abertos, de ambientes savânicos e de ambientes florestais contribui fortemente para a presença de uma fauna rica e sugere que ocorre um refinado sistema de partilha de habitats pela fauna do Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo, C. D. O. & Almeida-Santos, S. M. (2011). Herpetofauna de um remanescente de cerrado no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 11, 47–62.
- Brites, V. L. C., Faria, R. G., Mesquita, D. O., & Colli, G. R. (2009). The herpetofauna of the Neotropical savannas. *In*: K. Del-Claro, P. S. Oliveira, V. Rico-Gray, A. A. A. Barbosa, A. Bonet, F. R. Scarano, F. J. M. Garzon, G. C. Villarnovo, L. Coelho, M. V. Sampaio, M. Quesada, M. R. Morris, N. Ramirez, O. Marçal Jr, R. H. F. Macedo, R. J. Marquis, R. P. Martins, S. C. Rodrigues, and U. Luttge (eds.). *International Commission on Tropical Biology and Natural Resources, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, developed under the Auspices of the UNESCO. Eolss Publishers, Oxford, UK.
- Colli, G. R., Bastos, R. P. & Araújo, A. F. B. (2002). The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. *In*: P. S. Oliveira & R. J. Marquis (eds.) *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (pp. 223–241). New York: Columbia University Press.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Bastos, R. P., Vieira, C. M. & Vieira, L. C. G. (2005). Priority areas for anuran conservation using biogeographical data: a comparison of greedy, rarity, and simulated annealing algorithms to define reserve networks in cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, 65, 251–61.
- Dufrêne M. & Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345–366.
- Eiten, G. (1972). The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38, 201–338.

- França, F. G. & Braz, V. S. (2013). Diversity, activity patterns, and hábitat use of the snake fauna of Chapada dos Veadeiros National Park in Central Brazil. *Biota Neotropica*, *13*, 74–85.
- Garda, A. A., Wiederhecker, H. C., Gainsbury, A. M., Costa, G. C., Pyron, R. A., Calazans Vieira, G. H., Werneck, F. P. & Colli, G. R. (2013). Microhabitat variation explains local-scale distribution of terrestrial amazonian lizards in rondônia, western Brazil. *Biotropica*, *45*, 245–252.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, *4*, 379–391.
- Lehtonen, T. & Malmberg, J. O. (1999). Do two competing frequencies differ significantly? *Journal of Applied Statistics*, *26*, 825–830.
- Lopez, L. C. S., Fracasso, M. P. A., Mesquita, D. O. Palma, A. R. T. & Riul, P. (2012). The relationship between percentage of singletons and sampling effort: A new approach to reduce the bias of richness estimates. *Ecological Indicators*, *14*, 164–169.
- Magnusson, W. E., Lima, A. P., Luizão, R., Luizão, F., Costa, F. R. C., Castilho, C. V. & Kinupp, V. F. (2005). RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, *5*, 19–24.
- Mesquita, D. O., Colli, G. R., França, F. G. & Vitt, L. J. (2006). Ecology of a cerrado lizard assemblage in the Jalapão Region of Brazil. *Copeia*, 2006, 460–471.

- Nogueira, C., Valdujo, P. H. & França, F. G. (2005). Hábitat variation and lizard diversity in a Cerrado area of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40, 105–112.
- Nogueira, C., Colli, G. R. & Martins, M. (2009a). Local richness and distribution of the lizard fauna in natural hábitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, 34, 83–96.
- Nogueira, C., Valdujo, P. H., Paese, A., Neto, M. B. R. & Machado, R. B. (2009b). Desafios para a identificação de áreas para conservação da biodiversidade. *Megadiversidade*, 5, 43–53.
- Nogueira, C., Colli, G. R., Costa, G., & Machado, R. B. (2010). Diversidade de répteis Squamata e evolução do conhecimento faunístico no Cerrado. In I. R. Diniz, J. Marinho-Filho, R. B. Machado & R. B. Cavalcanti (eds.), *Cerrado: Conhecimento Científico Quantitativo Como Subsídio para Ações de Conservação* (1st ed., pp. 333–375). Brasília: Editora Unb.
- Nogueira, C. de C., Ribeiro, S., Costa, G. & Colli, G. R. (2011). Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. *Journal of Biogeography*, 38, 1907–192.
- Powney, G. D., Grenyer, R., Orme, C. D. L., Owens, I. P. F. & Meiri, S. (2010). Hot, dry and different: Australian lizard richness is unlike that of mammals, amphibians and birds. *Global Ecology and Biogeography*. 19, 386–396.

- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Recoder, R. & Nogueira, C. (2007). Composição e diversidade de Répteis Squamata na região sul do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Brasil Central. *Biota Neotropica*, 7, 267–278.
- Recoder, R. S., Teixeira Junior, M., Camacho, A., Nunes, P. M. S., Mott, T., Valdujo, P. H., Ghellere, J. M., Nogueira, C. & Rodrigues, M. T. (2011). Répteis da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Brasil Central. *Biota Neotropica*, 11, 257–275.
- Ricklefs, R. E. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235, 167–171.
- Rocha, C. F. D., Anjos, L. A. & Bergallo, H. G. (2011). Conquering Brazil: the invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* (Squamata) in Brazilian natural environments. *Zoologia*, 28, 747–754.
- Rodrigues, M. T. (2005). Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. *Megadiversidade*, 1, 87–94.
- Santoro, G. R. C. C. & Brandão, R. A. (2014). Reproductive modes, hábitat use, and richness of anurans from Chapada dos Veadeiros, central Brazil. *North-Western Journal of Zoology*, 10, 365–373.
- Sartorius, S. S., Vitt, L. J. & Colli, G. R. (1999). Use of naturally and anthropogenically disturbed hábitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation*, 90, 91–101.

- Stein, A., Gerstner, K. & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, *17*, 866–880.
- Todd, B. D. & Andrews, K. M. (2008). Response of a reptile guild to forest harvesting. *Conservation Biology*. *22*, 753–61.
- Valdujo, P. H., Nogueira, C. de C., Baumgarten, L., Rodrigues, F. H. G., Brandão, R. A., Ramos-Neto, M. B. & Marques, O. A. V. (2009). Squamate Reptiles from Parque Nacional das Emas and surroundings, Cerrado of Central Brazil. *Check List*, *5*, 405–417.
- Valdujo, P. H., Silvano, D. L., Colli, G. & Martins, M. (2012). Anuran species composition and distribution patterns in brazilian cerrado, a neotropical hotspot. *South American Journal of Herpetology*, *7*, 63–78.
- Valdujo, P. H., Carnaval, A. C. O. Q. & Graham, C. H. (2013). Environmental correlates of anuran beta diversity in the Brazilian Cerrado. *Ecography*, *36*, 708–717.
- Vanzolini, P. E. (1976). On the lizards of a Cerrado-Caatinga contact, evolutionary and zoogeographical implications (Sauria). *Papéis Avulsos de Zoologia*, *29*: 111–119.
- Vitt L. J. (1991). An introduction to the ecology of Cerrado lizards. *Journal of Herpetology*, *25*, 79–90.
- Vitt L. J. & Caldwell J. P. (1993). Ecological observations on Cerrado lizards in Rondônia, Brazil. *Journal of Herpetology*. *27*, 46– 52.

- Vitt L. J., Avila-Pires T. C. S., Caldwell J. P. & Oliviera V. R. L. (1998). The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology*, *12*, 654–64.
- Vitt, L. J., Colli, G. R., Caldwell, J. P., Mesquita, D. O., Garda, A. A. & França, F. G. R. (2007). Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale hábitat gradients. *Journal of Herpetology*, *41*, 654–663.
- Werneck, F. de P., Colli, G. R. & Vitt, L. J. (2009). Determinants of assemblage structure in Neotropical dry forest lizards. *Austral Ecology*, *34*, 97–115.
- Werneck, F. P., Nogueira, C., Colli, G. R., Sites, J. W. & Costa, G. C. (2012). Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography*, *39*, 1695–1706.

- CAPÍTULO II -

Componentes da diversidade beta taxonômica e filogenética de lagartos na região central do Cerrado brasileiro.

INTRODUÇÃO

A distribuição da riqueza e da diversidade de espécies no tempo e no espaço é uma das maiores questões em Ecologia (Anderson *et al.* 2011, Legendre & Cáceres 2013). A diversidade de espécies pode ser descrita através de diferentes componentes que variam conforme a escala, como diversidade alpha (α), beta (β) e gama (γ). A diversidade alpha representa a riqueza de espécies em uma localidade e a diversidade gama é o número total de espécies em uma região (ou conjunto de localidades). A diversidade beta, que representa a complementariedade na composição das espécies (Socolar *et al.* 2015), vem sendo cada vez mais discutida (Jost, 2007), gerando diferentes interpretações e formas de abordagem e caracterização de regiões.

O primeiro conceito de diversidade beta (β) foi proposto por Whittaker (1960), como sendo a variação (diferença) da composição de espécies entre duas localidades de uma região (Anderson *et al.* 2006). Desde Whittaker (1960), foram propostas diversas formas de calcular a diversidade beta (Legendre & Cáceres 2013). Diferenças na composição de espécies em comunidades de localidades distintas (β) podem ocorrer por duas origens não-independentes: o aninhamento e o *turnover* (Baselga *et al.* 2007, Baselga 2010, Anderson *et al.* 2011). O aninhamento é quando as diferenças na composição de comunidades entre locais são produzidas pela perda de espécies, sendo que as localidades apresentam um subconjunto do *pool* regional das espécies (Legendre & Cáceres 2013). Já o *turnover* (substituição), expressa variações na composição das espécies derivadas de fatores espaciais, ecológicos e históricos. As espécies que ocorrem em um local são “substituídas” por outras em outra localidade. A interpretação dos padrões de diversidade beta em diferentes escalas é uma excelente ferramenta para compreender a origem e manutenção de ecossistemas naturais (Legendre & Cáceres 2013).

Entender a origem e variação da composição das espécies entre localidades é importante para compreender quais padrões ecológicos e evolutivos modelam a distribuição da diversidade (Posadas *et al.* 2001, Baselga *et al.* 2007, Baselga & Orme 2012, Leprieur 2012, Calderón-Patrón *et al.* 2013, Valdujo *et al.* 2013), além da sua importância no desenvolvimento de estratégias relacionadas à conservação da biodiversidade (Legendre *et al.* 2005, Anderson *et al.* 2011, Socolar *et al.* 2015). A diversidade beta tende a ser menor em grupos com alta capacidade de dispersão e maior em organismos com limitações de dispersão, como lagartos, anfíbios e pequenos mamíferos (Qian 2009, Calderón-Patrón *et al.* 2013). Além disso, a distância geográfica entre as comunidades tende a aumentar os valores de diversidade beta (Calderón-Patrón *et al.* 2013).

Atualmente, diversos pesquisadores abordam a diversidade beta considerando também a diversidade filogenética, com o objetivo de incrementar a capacidade explicativa de seu conjunto de dados (Swenson 2011). A diversidade taxonômica considera as espécies igualmente distintas e ignora a história evolutiva dos taxa (Cardoso *et al.* 2014). Análises que incorporam a história filogenética levam em conta não só as diferenças na composição de espécies entre comunidades, mas também a diversidade de linhagens, ou grupamentos filogenéticos em cada local. Apesar de alguns estudos demonstrarem o contrário (Forest *et al.* 2007, Faith 2008) a diversidade beta taxonômica não necessariamente se comporta como a filogenética (Webb *et al.* 2002). Por exemplo, uma grande variação de espécies de um mesmo gênero entre localidades geram altos valores de diversidade beta taxonômica, mas baixos valores de diversidade beta filogenética. Considerar a diversidade filogenética em análises de comunidades nos permite incorporar a história evolutiva dos taxa (Posadas *et al.* 2001) e a capacidade de resiliência de ecossistemas (Meynard *et al.* 2011). Esta abordagem gera informações importantes sobre a origem e a diversificação de comunidades naturais,

além de auxiliar em medidas que visem a manutenção de linhagens mais raras, mais basais ou mais importantes do ponto de vista conservacionista (Rodrigues & Gaston 2002).

Existe uma relação positiva entre a complexidade de ambientes e a diversidade beta (Qian & Ricklefs 2000). A alta heterogeneidade e distribuição em mosaico das fitofisionomias do Cerrado podem promover grande diferenciação, local e regional, na composição das espécies (Silva *et al.* 2006). A lacertofauna do Cerrado possui grande variação entre locais, sendo distribuída em mosaicos, conforme a vegetação (Colli *et al.* 2002, Nogueira *et al.* 2005, 2011). As espécies apresentam relação íntima com a complexidade de habitats presentes ao longo da paisagem, mas esta variação ainda precisa ser entendida em relação à sua origem e escala (Nogueira *et al.* 2005). Assim, estudos voltados a entender como as espécies e linhagens partilham os ambientes e regiões no Cerrado são bastante promissores. Além disso, a conexão do Cerrado com quase todos os ecossistemas sul-americanos (seja geográfica, climática ou por bacias hidrográficas) pode gerar composições diferenciadas de linhagens em diferentes localidades.

O presente capítulo explora a distribuição da diversidade beta em três UCs do Planalto Central utilizando ferramentas estatísticas capazes de diferenciar a contribuição do *turnover* e do aninhamento na diversidade beta, tanto taxonômica (Ensing & Pither 2015), quanto filogenética (Leprieur *et al.* 2012). O que possibilita a melhor compreensão de quais são os fatores responsáveis pela variação da diversidade de espécies e linhagens no Planalto Central (ecológicos ou históricos). As análises foram realizadas dentro de cada UC (PNCV, PNB e PETER) e entre cada UC, abordando a diversidade beta em escala local e regional. As hipóteses testadas foram: (1) Áreas com maior heterogeneidade apresentam valores maiores de diversidade beta taxonômica. (2) UCs mais heterogêneas apresentam maior contribuição do *turnover* para a diversidade beta local. (3) A diversidade beta regional é maior que a local

e o *turnover* é o componente mais importante para as diferenças entre as UCs. (4) Em relação à diversidade filogenética, UCs com maior heterogeneidade apresentam diversidade filogenética maior. (5) Como as linhagens de lagartos são adaptadas ao uso de fisionomias específicas no Cerrado, áreas com complexidade de habitats mais similares apresentam menor diversidade beta filogenética.

MATERIAL E MÉTODOS

Os dados utilizados neste capítulo compreendem os registros obtidos nas três UC descritas na Introdução Geral. Nas análises realizadas neste capítulo foram utilizados todos os registros das amostragens descritas no Capítulo I. Além dos dados obtidos através das armadilhas, na análise filogenética regional, foram incluídos os registros obtidos por captura manual de lagartos, inclusive registros oportunistas fora das parcelas amostradas. Nas análises locais (taxonômicas) foram utilizados exclusivamente os dados provenientes das armadilhas de interceptação e queda, separados por parcelas (para maiores esclarecimentos, ver Capítulo I). Da mesma forma, na análise taxonômica regional utilizamos estritamente os dados obtidos com armadilhas. Todas as análises aqui apresentadas foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2016) utilizando os pacotes *betapart* (Baselga & Orme 2012) e *picante* (Kembel *et al.* 2010).

Baselga (2010, 2012) propôs derivações dos índices de Sørensen (1948) e Jaccard (1912), com as quais é possível separar a contribuição de *turnover* e do aninhamento para a diversidade beta (β) em n sítios. Estes índices são baseados em três valores ‘ a ’, ‘ b ’ e ‘ c ’, descritos a seguir. No presente estudo utilizamos a proposta de Ensing & Pither (2015) que utiliza o mesmo raciocínio de Baselga (2010, 2012) para gerar um índice derivado do índice de Jaccard (1912) para cálculo da diversidade β em n sítios.

Originalmente, a metodologia desenvolvida por Baselga (2012) era utilizada para o cálculo da diversidade beta somente entre pares de sítios, sendo baseada no índice de Jaccard, obtido através da seguinte equação:

$$\beta_{jac} = \frac{a+c}{a+b+c}$$

Onde, a é o total de espécies em ambos os sítios, b é o total de espécies exclusivas de um sítio, c são as espécies exclusivas do outro sítio.

Segundo Baselga (2012), a contribuição do *turnover* para a diversidade beta (pareada) é calculada através do índice:

$$\beta_{jtu} = \frac{2 \min(b,c)}{a+2 \min(b,c)}$$

Onde, a , b e c apresentam o mesmo significado da fórmula original de Jaccard, $2 \min(b, c)$ é o número de espécies exclusivas no sítio b e c . Esta variável visa retirar os efeitos das diferenças da riqueza entre os sítios no cálculo do índice (Podani & Schmera 2011, Baselga 2012, Carvalho *et al.* 2013).

Como o β_{jac} não diferencia a contribuição do aninhamento e *turnover*, e o β_{jtu} expresse exclusivamente o componente do *turnover* na diversidade beta, a subtração do β_{jac} e β_{jtu} fornece a contribuição exclusiva do aninhamento (β_{jne}). Esta relação é garantida já que os dois índices utilizam exatamente as mesmas variáveis no seu cálculo (a , b e c). Assim,

$$\beta_{jne} = \beta_{jac} - \beta_{jtu}$$

A partir desta equação, Baselga (2012) desenvolveu análogos dos valores de a , b e c para n sítios. São eles:

$$a_{multi} = \sum_i S_i - S_T$$

$$b_{multi} = \sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji})$$

$$c_{multi} = \sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji})$$

Onde, b_{ij} e b_{ji} são os números de espécies exclusivas do sítio i e j , respectivamente, quando comparados par a par, S_T é o total de espécies de todos os sítios, S_i é a riqueza de espécies em cada sítio.

Desde Baselga (2007), uma série de índices e metodologias diferentes foram elaborados para cálculos da contribuição do *turnover* e do aninhamento para a diversidade beta. A reunião destas informações originou a metodologia proposta de Ensing & Pither (2015), utilizada no presente estudo, que foi derivada de Podani & Schimera (2011) e Carvalho *et al.* (2013). A proposta de Ensing & Pither (2015) decompõe a diversidade beta (β_{CC}) no componente do aninhamento (β_{RICH}) e *turnover* (β_{3M}). O cálculo destes índices é realizado através das seguintes equações:

$$\beta_{CC} = \frac{\left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right] + \left[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji}) \right]}{\left[\sum_i S_i - S_T \right] + \left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right] + \left[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji}) \right]}$$

$$\beta_{3M} = \frac{2 \left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right]}{\left[\sum_i S_i - S_T \right] + \left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right] + \left[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji}) \right]}$$

$$\beta_{RICH} = \frac{\left[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji}) \right] - \left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right]}{\left[\sum_i S_i - S_T \right] + \left[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji}) \right] + \left[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji}) \right]}$$

Para esta análise foram utilizados os dados de cada *pitfall* separadamente, somando 26 no PNCV, 22 em PETER e 26 no PNB. Nesta análise foram utilizadas apenas espécies provenientes das capturas realizadas nos *pitfalls*, utilizando os dados de cada de conjunto armadilhas. Além desta análise, que visa expressar a diversidade beta local, a mesma análise foi realizada com o mesmo conjunto de dados, porém comparando a diversidade beta entre cada UC (regional).

A análise da diversidade beta filogenética (βF) foi realizada utilizando a proposta de Leprieur *et al.* (2012), que utiliza o mesmo raciocínio desenvolvido por Baselga (2012), separando os efeitos do *turnover* e do aninhamento. Leprieur *et al.* (2012) decompõe dois índices de diversidade filogenética (UniFrac e PhyloSor) em outros dois componentes. Ambos os índices consideram a diversidade filogenética (βF) como a soma do comprimento dos ramos de uma árvore filogenética.

Em resumo, os autores utilizam substitutos para os termos *a*, *b* e *c* das análises de diversidade beta taxonômica, que expressam o total do comprimento dos ramos em uma região. Diferente das análises de diversidade beta taxonômica, esta fórmula é utilizada apenas para a comparação pareada da diversidade beta. Os substitutos para os termos da diversidade beta taxonômica são: '*a*' que pode ser considerada como a somatória dos comprimentos de ramos presentes em ambas as comunidades; '*b*' que é a soma dos comprimentos de ramo

encontrados na comunidade i , mas não na j e ' c ' que é a soma dos comprimentos de ramo encontrados na comunidade j e não na comunidade i . Assim, é possível calcular os valores dos componentes da βF em uma árvore T , que apresenta todas as espécies em uma região. Leprieur *et al.* (2012) então propôs os seguintes substitutos para a , b e c .

$$b = PD_{tot} - PD_i$$

$$c = PD_{tot} - PD_j$$

$$a = PD_i + PD_j - PD_{tot}$$

Onde, PD_{tot} é a diversidade filogenética total, PD_j é a diversidade filogenética na comunidade j e PD_i é a diversidade filogenética na comunidade i .

O UniFrac e PhyloSor são basicamente o mesmo índice com a diferença que o PhyloSor dobra o peso dos comprimentos de ramo compartilhado pelas duas comunidades. Devido a grande similaridade entre os índices, neste estudo foi utilizado apenas um deles para interpretação dos resultados (Unifrac).

A partir dos substitutos para βF dos componentes do *turnover* e aninhamento, podemos obter a contribuição do *turnover* e aninhamento de βF . O componente do *turnover* da diversidade filogenética é:

$$\text{UniFrac}_{\text{Tum}} = \frac{\min(PD_{tot} - PD_i, PD_{tot} - PD_j)}{PD_i + PD_j - PD_{tot} - PD_i, PD_{tot} - PD_j}$$

Seguindo o raciocínio de Baselga (2012), subtraindo $\text{UniFrac}_{\text{Tum}}$ do UniFrac obtemos o UniFrac_P (aninhamento). Assim, obtemos a fórmula:

$$\text{UniFrac}_{\text{Tum}} = \text{UniFrac} - \text{UniFrac}_p$$

Esta análise foi realizada utilizando o total das espécies identificadas em cada UC e foram comparados apenas regionalmente (entre cada UC, Tabela 2.1). Para determinar as relações filogenéticas entre as espécies, foi utilizada a filogenia proposta por Pyron *et al.* (2013). Não foram utilizadas todas as espécies coletadas, pois algumas espécies não poderiam ser incluídas na árvore filogenética, por incerteza quanto à sua posição nos grupamentos monofiléticos (*Tropidurus* sp. e *Tropidurus* sp2; Tabela 1.2). As espécies que não estavam presentes na árvore de Pyron *et al.* (2013) foram substituídas por espécies mais próximas filogeneticamente ou substituídas por espécies que mantivessem as relações filogenéticas mais apropriadas em cada caso. Foram elas: *Enyalius* sp. no lugar de *E. bilineatus*, *Gymnodactylus amarali* no lugar de *Phyllopezus periosus*, *Norops brasiliensis* no lugar de *Anolis nitens*, *Ameivula mumbuca* no lugar de *Kentropyx calcarata*, *Tropidurus* cf. *montanus* no lugar de *T. mucujensis* e *Notomabuya* sp. inserido como grupo irmão de *Mabuya frenata* (Figura 2.1). Além da análise da βF , também foram calculadas a diversidade filogenética total em cada uma das UC.

Tabela 2.1 Espécies utilizadas na análise de diversidade-beta filogenética separadas por área

PETER	PNB	PNCV
DACTYLOIDAE		
<i>Norops brasiliensis</i>	<i>Norops brasiliensis</i>	–
–	<i>Norops meridionalis</i>	–
GEKKONIDAE		
<i>Hemidactylus brasilianus</i>	–	–
<i>Hemidactylus mabouia</i>	–	–
GYMNOPHTALMIDAE		
<i>Cercosaura ocellata</i>	<i>Bachia bresslaui</i>	<i>Cercosaura ocellata</i>
<i>Colobosaura modesta</i>	<i>Cercosaura ocellata</i>	<i>Colobosaura modesta</i>
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	<i>Micrablepharus atticolus</i>	<i>Micrablepharus maximiliani</i>
<i>Vanzosaura savanicola</i>	–	–
LEIOSAURIDAE		
–	<i>Enyalius</i> sp.	<i>Enyalius</i> sp.
MABUYIDAE		
–	<i>Notomabuya frenata</i>	<i>Copeoglossum nigropunctatum</i>
–	<i>Notomabuya</i> sp.	<i>Notomabuya frenata</i>
PHYLLODACTYLIDAE		
<i>Gymnodactylus amarali</i>	–	<i>Gymnodactylus amarali</i>
<i>Phyllopezus pollicaris</i>	–	–
POLYCHROTIDAE		
<i>Polychrus acutirostris</i>	<i>Polychrus acutirostris</i>	–

PETER	PNB	PNCV
SPHAREODACTYLIDAE		
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	<i>Coleodactylus brachystoma</i>	<i>Coleodactylus brachystoma</i>
TROPIDURIDAE		
<i>Tropidurus cf montanus</i>	<i>Tropidurus itambere</i>	<i>Tropidurus torquatus</i>
–	<i>Tropidurus oreadicus</i>	–

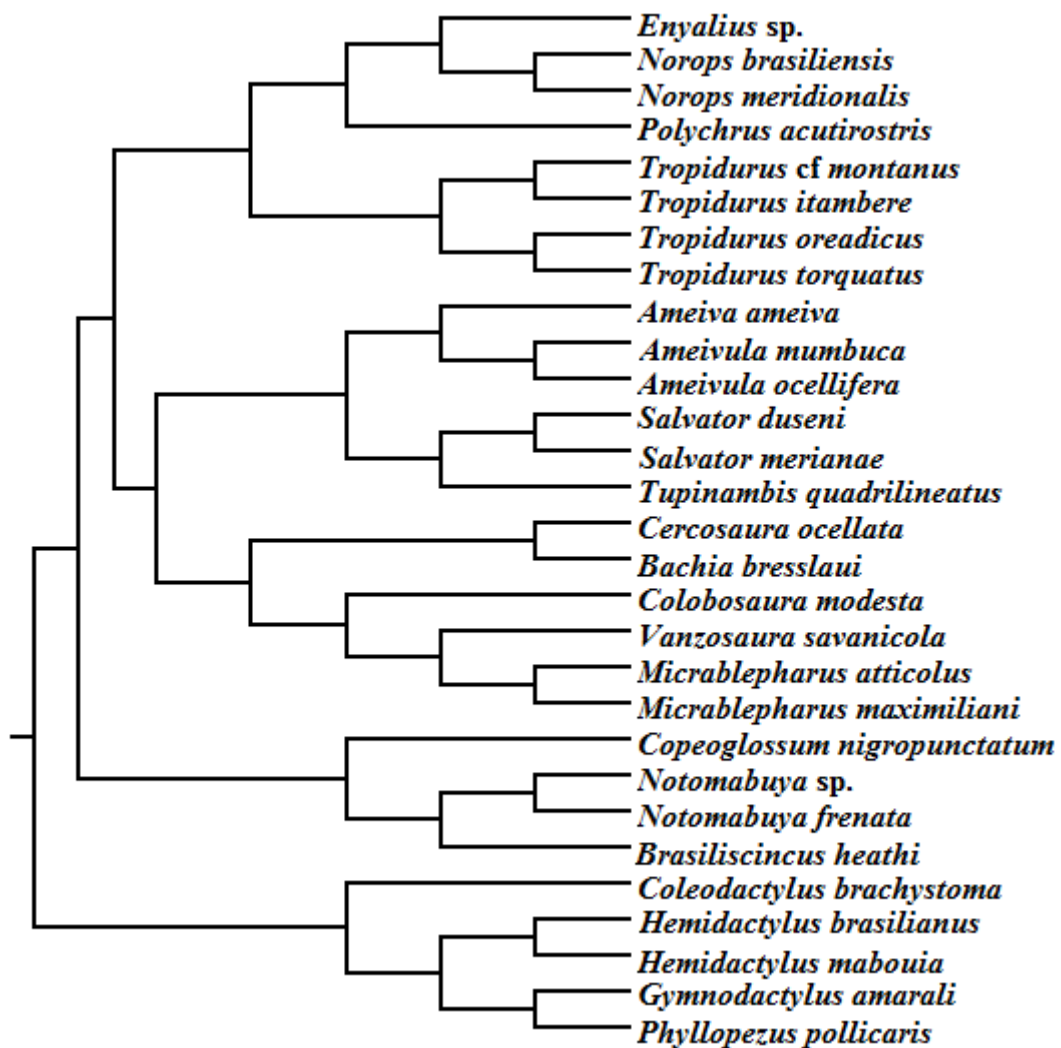


Figura 2.1 Topologia gerada a partir de Pyron *et al.* (2013) utilizando todas as espécies registradas em PETER, PNB e PNCV ao longo das amostragens do presente estudo.

RESULTADOS

O PNCV é a UC com maior diversidade beta taxonômica entre seus pontos amostrais (Tabela 2.2). O *turnover* (β_{3M}) de espécies foi o componente mais importante para gerar as dissimilaridades entre os pontos de amostragem dentro do PNCV. A segunda UC com maior diversidade beta foi PETER (Tabela 2.2). Em PETER, os componentes da diversidade beta apresentaram contribuição bem próxima para as dissimilaridades entre os pontos (Tabela 2.2), com pequena predominância do aninhamento (β_{RICH}), demonstrando que a diferença de riqueza de espécies entre as parcelas contribuiu mais para as dissimilaridades em PETER. O PNB foi a UC que apresentou maior similaridade (menor β_{CC}). Assim como no PNCV, a maior contribuição para as diferenças entre as parcelas ocorreu pelo *turnover* de espécies de lagartos entre as armadilhas.

Tabela 2.2 Resultados das análises de diversidade beta taxonômica (Ensing & Pither 2015) na escala local (PNCV, PNB e PETER), em escala regional (TOTAL) e a diversidade filogenética (*Div.Filo*) em cada UC. São apresentadas a contribuição do *turnover* (β_{3M}), aninhamento (β_{RICH}) e diversidade beta taxonômica total (β_{CC}).

	PNB	PNCV	PETER	REGIONAL
β_{3M}	0.515*	0.594*	0.434	0.661*
β_{RICH}	0.363	0.310	0.464*	0.310
β_{CC}	0.878	0.905	0.899	0.971
<i>Div.Filo</i>	4.968	4.648	6.486	–

* Componente com maior contribuição para diversidade beta total (β_{CC}).

A análise regional apresentou maior valor de diversidade beta (β_{CC}) do que a análise local (Tabela 2.2), mostrando que, em escala regional, as diferenças na riqueza são maiores que as diferenças dentro dos pontos nas UCs. Ainda, a análise demonstrou que a substituição (β_{3M}) de espécies entre todos os pontos de amostragem é o componente mais importante para as diferenças encontradas, como pode ser observado pela maior diferença entre a contribuição do β_{3M} e β_{RICH} em uma escala regional (Tabela 2.2). Desta forma, a maioria das espécies que compõem as comunidades de lagartos em cada ponto amostrado (considerando todas as UCs) são espécies diferentes e as comunidades em cada UC são compostas predominantemente por espécies distintas e exclusivas de cada UC.

A diversidade filogenética apresentou resultados ligeiramente diferentes da análise taxonômica. Em termos filogenéticos, a maior diversidade encontrada foi em PETER (6.486). O PNB e PNCV apresentaram diversidade filogenética bem similar, 4.968 e 4.648, respectivamente (Tabela 2.2). Os valores de diversidade beta filogenética (β_F) encontrados mostraram que as UCs com maior diferença entre as linhagens que compõem suas comunidades foram PNB e PETER, sendo que o componente com maior contribuição para esta diversidade foi o *turnover* de linhagens. Nas diferenças de β_F entre PETER e PNCV, o componente mais importante foi o aninhamento (a perda de linhagens entre as UCs). O PNCV e PNB apresentaram grupamentos filogenéticos mais similares, sendo que o *turnover* foi o componente mais importante para as diferenças encontradas (Tabela 2.3) e o aninhamento teve uma contribuição muito baixa para as diferenças encontradas (0.034).

Tabela 2.3 Valores do *UniFrac* total e dos componentes do *turnover* (*UniFrac*_{TURN}) e aninhamento (*UniFrac*_{PD}) da diversidade beta filogenética das UC amostradas. São assinalados em negrito os componentes da diversidade beta que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as UC.

	PETER X PNB	PETER X PNCV	PNCV X PNB
<i>UniFrac</i>	0.439	0.411	0.389
<i>UniFrac</i> _{TURN}	0.293*	0.202	0.355*
<i>UniFrac</i> _{PD}	0.146	0.209*	0.034

*Componente com maior contribuição para diversidade beta filogenética total (*UniFrac*).

DISCUSSÃO

Todos os valores de diversidade beta taxonômica local foram altos (entre 0.878 e 0.905), mostrando a grande diferença na composição de espécies de lagartos entre os pontos amostrados em todas as UC. Os resultados mostram que o PNCV é a UC que apresenta lacertofauna mais diversa entre os pontos de amostragem. Além disso, estas diferenças ocorrem pela troca de espécies entre os pontos, gerando comunidades distintas entre as diversas formações contempladas. Este resultado provavelmente ocorre pelo maior número de fitofisionomias no PNCV, sugerindo um forte efeito da heterogeneidade ambiental na diversidade de lagartos no Cerrado (Vitt *et al.* 2007). A maior diversidade beta no PNCV, corrobora as hipóteses levantadas de que a complexidade de habitats gera uma maior diferença na composição de espécies na paisagem. As espécies de lagartos segregam espacialmente e são mais restritas às formações fitofisionômicas para as quais são melhores adaptadas (Jankowski *et al.* 2009), o que pode ser evidenciado pela relação íntima de algumas espécies com determinadas fitofisionomias (Capítulo I, Tabela 1.4). O mesmo padrão foi

encontrados em pássaros (Ferro & Diniz 2007, Jankowski *et al.* 2009), artrópodes (Ellwood *et al.* 2009), anuros (Vasconcelos *et al.* 2009) e lagartos em outras localidades de Cerrado (Nogueira *et al.* 2005, Vitt *et al.* 2007). Resultado similar ocorreu no PNB (Capítulo I), que apresenta o segundo maior número de fitofisionomias entre as três, ao longo dos transectos estabelecidos (Tabela 1.1). Outro indício é a maior contribuição do *turnover* para a alta diversidade beta encontrada entre os pontos de amostragem no PNB (Tabela 2.2). Porém, mesmo com uma maior heterogeneidade de fisionomias, o PNB ainda apresentou menor diversidade beta taxonômica que PETER (Tabela 2.2), parcialmente refutando os resultados esperados na hipótese (1).

Em PETER, apesar de apresentar áreas mais homogêneas, especialmente formações abertas (Tabela 1.1), também apresentou alta diversidade beta. Porém, foi a única entre as três UC na qual o aninhamento (diferenças de riqueza) foi o componente mais importante para explicar as dissimilaridades (Tabela 2.2). Isso sugere que as variações entre os pontos amostrais em PETER têm sua origem em diferenças na riqueza de espécies entre os pontos (perda de espécies), sendo as comunidades dos pontos amostrados compostas por um subconjunto do *pool* regional de PETER. Todavia, o acréscimo das matas secas (MS1 e MS2) contribuiu significativamente para a diversidade taxonômica encontrada nesta UC. Estas formações apresentaram um número considerável de espécies exclusivas (Capítulo I, Tabela 1.2), aumentando os valores da diversidade beta local, especialmente para o componente do *turnover* (β_{3M}), que apresentou contribuição muito parecida com o aninhamento para β_{CC} . Assim, mesmo apresentando diversidade beta maior que o PNB (rejeitando a hipótese 1) os resultados reforçam que a complexidade de ambientes contribui para gerar o *turnover* em escala local.

Em uma escala regional, a diversidade beta (β_{CC}) foi ainda maior, sendo o *turnover* de espécies responsável pelo dobro da contribuição do aninhamento, corroborando a hipótese de que as dissimilaridades são maiores com o aumento da distância (escala). Nogueira *et al.* (2009) encontrou resultados similares, atribuindo as diferenças na riqueza de lagartos no Cerrado a fatores históricos e biogeográficos, onde a distância entre as localidades seria determinante para as diferenças na composição de espécies. Porém, com a separação dos componentes do *turnover* e do aninhamento, a contribuição do aninhamento é menor do que a do *turnover* nas diferenças em escalas maiores (Tabela 2.2). Assim, eventuais filtros ambientais devem desempenhar um papel importante na ocorrência de espécies mesmo em escalas maiores. Estes resultados reforçam estudos anteriores que demonstram que a heterogeneidade horizontal é fundamental na estruturação de comunidades de lagartos (Vitt & Caldwell 1993, Gainsbury & Colli 2003, Nogueira *et al.* 2005, Vitt *et al.* 2007). Porém, diferenças em taxas de colonização e dispersão das espécies podem ser importantes para gerar o *turnover* de lagartos entre as regiões e os resultados aqui apresentados são inconclusivos em relação a isso.

Em termos filogenéticos, aparentemente, quanto maior a riqueza de espécies, maior a diversidade filogenética (ver Tabela 1.2 e Tabela 2.2), assim a hipótese de que a heterogeneidade é a maior responsável pela diversidade filogenética foi refutada. Porém, as diferenças encontradas na diversidade beta filogenética, não foram tão expressivas quanto na abordagem taxonômica. Enquanto a diversidade beta regional (taxonômica) foi 0.971, a maior diferença na diversidade beta filogenética (β_F) foi entre PETER e PNB, com 0.439 (Tabela 2.3). Isto demonstra que, apesar da lacertofauna de cada UC ser diferente, as comunidades são compostas por linhagens próximas, mesmo apresentando complexos diferentes de fisionomias. Especialmente na β_F entre o PNCV e PNB, aonde o *turnover* foi o maior

responsável pelas diferenças nas linhagens entre as UC, assim como PETER e PNB. A maior contribuição do *turnover* das linhagens de lagartos nestes casos (Tabela 2.3) mostra que, mesmo próximas filogeneticamente, existe um processo de “substituição” de linhagens diferentes entre estes pares de UCs (PNB X PNCV e PETER X PNB). Apenas no par formado por PETER e PNCV a maior contribuição foi gerada por aninhamento, o que mostra que a lacertofauna destas UCs são um subconjunto da região e suas diferenças são geradas pela perda de linhagens do *pool* regional. Este resultado mostra uma origem filogenética compartilhada entre PETER e PNCV e eventos de extinções diferenciados foram os maiores responsáveis pelas diferenças entre as linhagens que hoje ocorrem nestas UCs. Os resultados apresentados demonstram quem em termos de diversidade de linhagens, aparentemente as na complexidade de habitats não está relacionada com a dissimilaridade entre as áreas, em escalas maiores, refutando a hipótese apresentada.

Os resultados combinados da diversidade beta taxonômica e filogenética mostram que as diferenças na composição de espécies, tanto local quanto regional, são bastante altas, porém as espécies que compõem as comunidades são de linhagens próximas, atribuindo valores menores de βF . Este cenário sugere que os lagartos destas áreas pertencem a linhagens antigas da região, e que existem taxas diferenciadas de extinção de linhagens nestas áreas (Graham *et al.* 2008). A substituição de linhagens próximas nas UCs pode ter sido originada pela exclusão competitiva de espécies aparentadas (Webb *et al.* 2002, Kozak *et al.* 2006, Graham *et al.* 2008). Isto pode ocorrer pela conservação de nicho nas linhagens de lagartos, sendo que a presença de uma espécie pode dificultar a ocorrência de outras espécies aparentadas, por competição. Outro fator a considerar são variações da capacidade de dispersão destas linhagens ao longo dos anos, frente à presença de barreiras naturais ou outros fatores que impossibilitaram a dispersão de determinadas espécies entre as UCs.

Apesar da similaridade em termos filogenéticos é importante entender se a ocorrência das espécies está associada a recursos ou a características estruturais disponíveis em cada UC. Lagartos são conhecidamente relacionados a características do hábitat e micro-hábitat e estas características podem facilitar sua ocorrência em uma determinada localidade (Ortega-Rubio *et al.* 1989, Vitt *et al.* 2007, Garda *et al.* 2013). Incorporar dados relacionados ao tempo de diversificação destas linhagens e dados geológicos das regiões podem trazer informações importantes quanto à origem e diversificação destas linhagens nestas UCs.

Mesmo apresentando grandes diferenças na composição das espécies nestas localidades e a alta complementariedade entre as UCs, a origem compartilhada pelas linhagens que as compõem pode influenciar na capacidade de resiliência da biodiversidade nestes locais. Uma alta diversidade filogenética significa o acúmulo de história evolutiva e a capacidade de gerar diferentes soluções frente a alterações bruscas no ambiente (Meynard *et al.* 2012). No cenário, atual, frente a grandes alterações climáticas, diferentes estratégias evolutivas podem ser importantes para a manutenção dos ecossistemas. Além disso, a diversidade filogenética está diretamente relacionada com a diversidade funcional, devido à inércia filogenética (Webb *et al.* 2002) e para garantir de serviços importantes na manutenção de ecossistemas é necessário preservar um grande número de linhagens. Assim, mesmo com uma alta variação no número de espécies, as comunidades destas UCs podem ser sensíveis diante de alterações ambientais em que exista algum tipo de limitação na resposta das populações frente às novas condições impostas. Assim, eventuais planejamentos de conservação devem incorporar uma grande complexidade de ambientes visto que a heterogeneidade está diretamente relacionada com a riqueza de espécies e complexidade evolutiva.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., & McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, *9*, 683–93.
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, Nathan, J. S., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C. & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, *14*, 19–28.
- Baselga, A., Jiménez-Valverde, A. & Niccolini, G. (2007). A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biology Letters*, *3*, 642–645.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *19*, 134–143.
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, *21*, 1223–1232.
- Baselga, A. & Orme, C. D. L. (2012). betapart : an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, *3*, 808–812.
- Calderón-Patron, J. M., Moreno, C. E., Pineda-Lopez, R., Sanchezrojas, G. & Zuria, I. (2013). Vertebrate dissimilarity due to turnover and richness differences in a highly beta-diverse region: the role of spatial grain size, dispersal ability and distance. *PLoS ONE*, *8*, 1–10.

- Carvalho, J. C., Cardoso, P., Borges, P. A., Schmera, D. & Podani, J. (2013). Measuring fractions of beta diversity and their relationships to nestedness: a theoretical and empirical comparison of novel approaches. *Oikos*, *122*, 825–834.
- Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J. C., Fortelius, M., Borges, P.A. V, Podani, J. & Schmera, D. (2014). Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography*, *41*, 749–761.
- Colli, G. R., Bastos, R. P. & Araújo, A. F. B. (2002). The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (pp. 223–241). New York: Columbia University Press.
- Ellwood F. M. D, Manica A. & Foster W. A. (2009). Stochastic and deterministic processes jointly structure tropical arthropod communities. *Ecology Letters*, *12*, 277–284.
- Ensing, D. J. & Pither, J. (2015). A novel multiple-site extension to pairwise partitioned taxonomic beta diversity. *Ecological Complexity*, *21*, 62–69.
- Faith, D. P. (2008). Threatened species and the potential loss of phylogenetic diversity: conservation scenarios based on estimated extinction probabilities and phylogenetic risk analysis. *Conservation Biology*, *22*, 1461–1470.
- Ferro V. G. & Diniz I. R. (2007). Composição de espécies de Arctiidae (Insecta, Lepidoptera) em áreas de Cerrado. *Revista Brasileira de Zoologia*, *24*, 635–646.

- Forest, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, T. J., Cowling, R. M., Faith, D. P., Balmford, A., Manning, J. C., Proches, S., Van Der Bank, M., Reeves, G., Hedderson, T. A. J. & Savolainen, V. (2007). Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature*, *445*, 757–760.
- Gainsbury A. M. & Colli G. R. (2003). Lizard assemblages from natural cerrado enclaves in southwestern amazonia: the role of stochastic extinctions and isolation. *Biotropica* *35*, 503–519.
- Garda, A. A., Wiederhecker, H. C., Gainsbury, A. M., Costa, G. C., Pyron, R. A., Vieira, G. H. C., Werneck, F. P. & Colli G. R. (2013). Microhabitat variation explains local-scale distribution of terrestrial amazonian lizards in Rondônia, western Brazil. *Biotropica*, *45*, 245–252.
- Jaccard, P. (1912). The distribution of the ora in the alpine zone. *New Phytologist*, *11*, 37–50.
- Jankowski, J. E., Ciecka, A. L., Meyer N. Y. & Rabenold, K. N. (2009). Beta diversity along environmental gradients: Implications of hábitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology*, *78*, 315–327.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, *88*, 2427–2439.
- Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Cornwell, W.K., Morlon, H., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P. & Webb, C.O. (2010). Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, *26*, 1463–1464.

- Kozak, K. H., Weisrock, D. W. & Larson, A. (2006). Rapid lineage accumulation in a non-adaptive radiation: phylogenetic analysis of diversification rates in eastern North American woodland salamanders (Plethodontidae: *Plethodon*), *Proceedings of the Royal Society*, 273, 539–546.
- Legendre P., Borcard D. & Peres-Neto P. R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75, 435–450.
- Legendre, P. & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16, 951–63.
- Leprieur, F., Albouy, C., De Bortoli, J., Cowman, P. F., Bellwood, D. R. & Mouillot, D. (2012). Quantifying phylogenetic beta diversity: distinguishing between “true” turnover of lineages and phylogenetic diversity gradients. *PloS One*, 7, e42760.
- Meynard, C. N., Devictor, V., Mouillot, D., Thuiller, W., Jiguet, F. & Mouquet, N. (2011). Beyond taxonomic diversity patterns: how do α , β and γ components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France? *Global Ecology and Biogeography*, 20, 893–903.
- Nogueira, C. de C., Valdujo, P. H. & França, F. G. (2005). Hábitat variation and lizard diversity in a Cerrado area of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40, 105–112.
- Nogueira, C., Colli, G. R. & Martins, M. (2009). Local richness and distribution of the lizard fauna in natural hábitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, 34, 83–96.

- Nogueira, C. de C., Ribeiro, S., Costa, G. & Colli, G. R. (2011). Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. *Journal of Biogeography*, *38*, 1907–1922.
- Ortega-Rubio, A., Alvarez-Cardenas, S. & Galina-Tessaro P. (1989). Possible effects of microhabitat availability on lizard diversity and density at Baja California Sur. *Miscellània Zoològica* *13*, 133–139.
- Podani, J. & Schmera, D. (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos*, *120*, 1625–1638.
- Posadas, P., Esquivel, D. R. M. & Crisci, J. V. (2001). Using phylogenetic diversity measures to set priorities in conservation: An example from southern South America. *Conservation Biology*, *15*, 1325–1334.
- Pyron, R. A., Burbrink, F. T. & Wiens, J. J. (2013). A phylogeny and revised classification of Squamata, including 4161 species of lizards and snakes. *BMC Evolutionary Biology*, *13*, 93.
- Qian, H. & Ricklefs, R. E. (2000). Large-scale processes and the Asian bias in species diversity of temperate plants. *Nature*, *407*, 180–182.
- Qian, H. (2009). Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. *Journal of Systematics and Evolution*, *47*, 509–514.
- Rodrigues, A. S. L. & Gaston, K. J. (2002). Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. *Biological Conservation*, *105*, 103–111.

- Silva, J. F., Farinas, M. R., Felfili, J. M. & Klink, C. A. (2006). Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, *33*, 536–548.
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E. & Edwards, D.P. (2015). How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & Evolution*. *31*, 67–80.
- Swenson, N. G. (2011). Phylogenetic beta diversity metrics, trait evolution and inferring the functional beta diversity of communities. *PloS One*, *6*, e21264.
- Sørensen, T. A. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Vidensk. Kongelige Danske Videnskabernes Selskab Biologiske Skrifter*, *5*, 1–34.
- Valdujo, P. H., Carnaval, A. C. O. Q. & Graham, C. H. (2013). Environmental correlates of anuran beta diversity in the Brazilian Cerrado. *Ecography*, *36*, 708–717.
- Vasconcelos T. S., Santos T. G., Rossa-Feres D. C. & Haddad C. F. B. (2009). Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, *87*, 699–707.
- Vitt, L. J., Colli, G. R., Caldwell, J. P., Mesquita, D. O., Garda, A. A. & França, F. G. R. (2007). Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale hábitat gradients. *Journal of Herpetology*, *41*, 654–663.

Vitt L. J. & Caldwell J. P. (1993). Ecological observations on Cerrado lizards in Rondônia, Brazil. *Journal of Herpetology*, 27, 46–52.

Webb C. O., Ackerly D. D., McPeck M. A. & Donoghue M. J. (2002). Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33, 475–505.

Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 279–338.

- CAPÍTULO III -

**Morfologia e uso de micro-habitats pela lacertofauna no
Cerrado central**

INTRODUÇÃO

Comunidades são associações entre populações de diferentes espécies que coexistem em um local definido (Ricklefs 2008). A compreensão de fatores que influenciam a ocorrência e a distribuição das espécies em uma localidade é de grande importância para estudos de comunidades naturais (Kostylev *et al.* 2005). Para interpretar a distribuição da biodiversidade é importante compreender a contribuição de processos locais e regionais na formação das comunidades (Huston 1999, Witman *et al.* 2004). Padrões biogeográficos são importantes na formação de comunidades em escalas regionais e locais, já que as comunidades naturais são formadas por um subconjunto do *pool* de espécies disponível (Witman *et al.* 2004). Porém, localmente, as interações entre os organismos e filtros ambientais atuam de maneira mais determinante sobre as comunidades (Webb *et al.* 2002). Um dos fatores mais importantes na estruturação destas comunidades é como as espécies partilham os recursos no ambiente (Pianka 1973).

A composição de espécies de uma determinada localidade é altamente influenciada pela complexidade estrutural do ambiente e como esta complexidade está distribuída (Moermond 1979, Petren & Case 1998, Johnson *et al.* 2003, Kostylev *et al.* 2005, Wanger *et al.* 2009). Alguns animais apresentam restrições quanto às características dos habitats onde ocorrem, influenciando diretamente suas atividades (Rutherford & Gregory 2003) e assim a composição das comunidades (Vitt *et al.* 2007). Ecossistemas com maior equilíbrio, estabilidade, previsibilidade e idade evolutiva, usualmente apresentam espécies com menor dimensão de nicho realizado, utilizando uma gama menor de recursos nos quais são especializadas (Hansson 1982).

A partição de recursos pelas espécies em uma comunidade é normalmente atribuída à competição, tanto atual, quanto histórica (Roughgarden 1983, Ricklefs 1987, Losos *et al.* 1993, Gotelli & McCabe, 2002). A ideia de que espécies não podem coexistir utilizando a mesma gama de recursos vem sendo estudada desde a década de 40 e estudos no assunto vêm aumentando ao passar dos anos (Schoener, 1974, Schulte *et al.* 2004). Em vertebrados, grande parte desses estudos foram realizados com pequenos mamíferos (Hallett *et al.* 1983, Glen & Dickman 2008, Naxara *et al.* 2009) e lagartos (Losos *et al.* 1993, Petren & Case 1998, De La Peña *et al.* 2007, Mesquita *et al.* 2007, Vitt *et al.* 2007, Werneck *et al.* 2009).

As preferências de micro-hábitat podem variar de forma interespecífica e intraespecífica (Hansson 1982, Radder *et al.* 2005) e são importantes para entender as interações e distribuição de populações naturais (Abramsky *et al.* 1985), além de auxiliar em medidas de conservação (Vitt *et al.* 2007, Wanger *et al.* 2009, Garda *et al.* 2013). Comunidades de ecossistemas florestais tendem a apresentar adaptações ecológicas para partilhar o espaço na dimensão vertical do ambiente, enquanto em ambientes abertos a partição dos recursos ocorre mais horizontalmente e podem depender da complexidade estrutural do ecossistema em questão (Garda *et al.* 2013). A alta heterogeneidade horizontal do Cerrado cria um ambiente extremamente propício para estudos relacionados à complexidade estrutural e como isso influencia na estruturação de comunidades em escalas menores (Vitt *et al.* 2007).

Uma forma de observar como as espécies utilizam os diferentes estratos do ambiente é através de sua morfologia (Stevens & Willing 2000, Herrel *et al.* 2002, Carvalho & Araújo 2007, França *et al.* 2008). O estudo da morfologia como expressão da ecologia das espécies é conhecido como ecomorfologia (Arnold 1983) e o papel da forma dos organismos sobre sua ecologia é amplamente reconhecido (Stevens & Willing 2000), incluindo mudanças no

comportamento (Vanhooydonck & Van Damme 2003) e na seleção de habitats (Hallett *et al.* 1983, Goodman 2006, Vitt *et al.* 2007, França *et al.* 2008) pelas espécies. Animais que utilizam recursos semelhantes tendem a apresentar morfologia semelhante (Losos 1990, Melville *et al.* 2006, Carvalho & Araújo 2007), assim como animais com ecologias distintas tendem a serem morfologicamente diferentes (Vanhooydonck & Van Damme 2003). Desta forma, comunidades de ambientes similares (*i.e.* desertos e savanas, florestas úmidas e semidecíduas), podem convergir na estrutura morfológica de suas espécies, independente de aspectos históricos de suas linhagens (Pianka 1986, Melville *et al.* 2006).

Lagartos são ectotérmicos e a escolha de micro-habitats adequados é essencial para o desenvolvimento de atividades como termorregulação, forrageamento, defesa de território e manutenção de atividades fisiológicas (Adolph 1990). O conhecimento existente sobre a fisiologia de algumas espécies e o entendimento da associação de diversas espécies com determinados micro-habitats, torna os lagartos ótimos modelos em estudos focando a seleção de habitats e suas consequências ecofisiológicas (Smith & Ballinger 2001). Diferenças no uso do habitat e na morfologia podem se originar de fatores ecológicos (*i.e.* competição) ou fatores históricos, sendo importante separar estes fatores para compreender como (e se) as comunidades naturais se organizam (Werneck *et al.* 2012). Todavia, mesmo com estudos que apontam a alta relação da morfologia de lagartos e o uso dos ambientes (Moermond 1979, Pianka 1986, Vitt *et al.* 2007), esta relação ainda não é bem estabelecida (Carvalho & Araújo 2007).

O presente capítulo visa verificar como as espécies de lagartos em Unidades de Conservação da região central do Cerrado usam micro-habitats, abordando as seguintes perguntas: (1) Componentes do micro-habitat podem explicar a abundância dos lagartos em áreas protegidas na região central do Cerrado? (2) O uso de micro-habitats específicos é

explicado pela filogenia (inércia filogenética)? (3) As espécies de lagartos podem ser classificadas em grupos morfofuncionais? (4) Se sim, estes grupos morfofuncionais tem sua origem na filogenia ou em fatores ecológicos que modelaram a sua morfologia? (5) As variáveis de micro-habitat explicam a distribuição da abundância destes grupos? (6) Grupos morfofuncionais apresentam frequências diferentes nas áreas estudadas?

MATERIAIS E MÉTODOS

Coleta de dados

As áreas amostradas e a metodologia de coleta dos animais foram as mesmas descritas no Capítulo I. A caracterização da disponibilidade de micro-habitats para a lacertofauna foi adaptada de Cerqueira & Freitas (1999) e Brandão (2002). Todas as medidas e estimativas foram feitas apenas na primeira campanha realizada em cada uma das áreas (Tabela 3.1).

Em cada um dos conjuntos de baldes foi feito um quadrante de 64 metros quadrados (8x8 m), para as estimativas e medidas de disponibilidade de micro-habitat (Tabela 3.1, Figura 3.1). Foi feito um segundo quadrante a 10 metros do limite do primeiro quadrante, para uma segunda estimativa. Foram realizadas 10 medidas: altura média do dossel (altav), abertura de copa (abcopa), número de árvores (narv), densidade do estrato herbáceo (herb), cobertura de sub-bosque (sbosq), porcentagem de cobertura de rochas (% rocha), número de troncos caídos (tronco), altura do folhíço (altfol), número de cupinzeiros (ncup) e volume de cupinzeiros (volcup). A descrição das metodologias para medição das variáveis de micro-habitat é apresentada na Tabela 3.1. As medidas de micro-habitat foram realizadas somente no PNB e PNCV, sendo que PETER não foi incluído nessas análises.

Tabela 3.1 Descrição das metodologias para medição de oferta de micro-habitats em cada quadrante.

Medidas estruturais	Descrição do método
Altura média do dossel (altav)	Todas as árvores presentes no quadrante tiveram suas alturas estimadas e foi feita uma média.
Abertura de copa (abcopa)	Foram feitas quatro medidas (uma em cada lado do quadrante) utilizando um densiômetro convexo (Krebs 1994).
Nº de árvores (narv)	Contagem de todas as árvores presentes dentro do quadrante.
Cobertura de estrato herbáceo (herb)	Foi confeccionada uma tela de 0.25 m ² dividida em quadrantes (0.05 m ²). A tela foi mantida a 50 cm (paralela ao solo) do chão e foram feitas quatro medidas em cada lado do quadrante. Em cada medição era anotada a proporção de quadrantes que eram totalmente preenchidos em relação ao total de quadrantes. Esta proporção foi considerada como a estimativa de cobertura de herbáceas em cada quadrante. Foi considerado o valor médio das quatro medições.

Medidas estruturais	Descrição do método
Cobertura de sub-bosque (sbosq)	A mesma técnica utilizada na medida anterior, porém a medição foi feita com a tela mantida perpendicular ao solo.
Cobertura de rochas (rocha)	Estimativa de área do quadrante coberta por afloramentos rochosos.
N° de troncos caídos (tronco)	Contagem de troncos caídos dentro do quadrante.
Altura do folhço (altfol)	Com auxílio de uma régua foram feitas oito medidas da altura do folhço dentro dos quadrantes e feita a média das medições.
N° de cupinzeiros (ncup)	Contagem dos cupinzeiros presentes dentro dos quadrantes.
Volume de cupinzeiros (vcup)	O cálculo da somatória do volume de cada cupinzeiro. O volume dos cupinzeiros foi calculado através da fórmula de uma hemielipsóide, utilizando as medidas de cada cupinzeiro (altura, maior diâmetro e menor diâmetro).

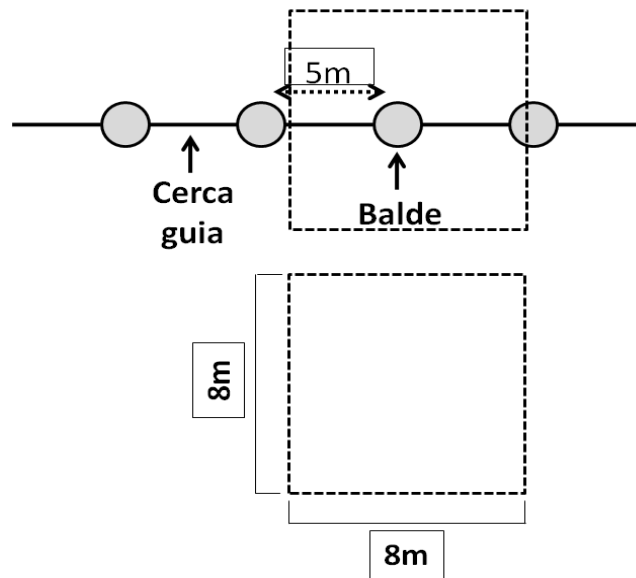


Figura 3.1 Desenho esquemático dos quadrantes estabelecidos para a realização das medidas de oferta de micro-habitats.

A caracterização morfológica das espécies foi feita através de 11 medidas, tomadas de cada indivíduo capturado: altura do corpo (AC), largura do corpo (Lco), comprimento do 4º artelho (C4A), comprimento da pata posterior (PÉ), comprimento do membro posterior (CMP), comprimento do dedo médio (CDM), comprimento da pata anterior (MAO), comprimento do braço (CB), largura da cabeça (Lca), comprimento da cabeça (Ccab) e comprimento rostro-cloacal (CRC). Todas as medidas foram realizadas com uso de paquímetro digital e sempre pela mesma pessoa (GRCCS).

Análise de dados

Inicialmente, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA), no programa PAST (Hammer & Ryan 2001), para avaliar se as áreas amostradas (PNB e PNCV) apresentam diferenças claras quanto à oferta dos parâmetros de micro-habitats medidos. Diferenças significativas na disponibilidade de micro-habitats foram testadas através de uma

Análise Multivariada de Variância (MANOVA, *sensu* Legendre *et al.* 2011). No caso de resultado significativo da MANOVA foi realizada outra análise de variância (ANOVA) com as medidas de micro-hábitat separadamente para verificar quais medidas foram importantes para gerar as diferenças na oferta de micro-hábitat entre PNB e PNCV no Programa R (R Development Core Team, 2016).

O efeito das variáveis de micro-hábitat sobre a abundância das espécies de lagartos foi testada com Análise de Redundância Canônica (RDA), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2005) no programa R (R Development Core Team, 2016). Para padronizar a variação dos dados de micro-hábitat, as variáveis de micro-hábitat foram transformadas em valores de Z. Além disso, foram utilizadas apenas as espécies com abundância igual ou maior que quatro indivíduos. A significância da análise foi testada por 9999 permutações de Monte Carlo.

Para verificar a conservação de nicho no uso de micro-hábitat entre as linhagens de lagartos registradas, foi realizada uma CPO (*Canonical Phylogenetic Ordination* - Ordenação Filogenética Canônica) (Giannini 2003), com 9999 permutações de Monte Carlo no programa CANOCO versão 4.5 para Windows (Ter Braak & Smilauer 2002). Esta análise é um teste multivariado que relaciona uma matriz de variáveis dependentes (média ponderada das espécies por micro-hábitat) com outra matriz de variáveis independentes (matriz filogenética), baseadas na topologia de uma árvore filogenética com as espécies da comunidade. A filogenia das espécies foi baseada em Pyron *et al.* (2013) e as topologias geradas para PNB e PNCV são apresentadas na Figura 3.2 (A e B).

Para verificar se é possível separar grupos morfofuncionais foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando as medidas corrigidas para o tamanho corporal de todos os lagartos capturados nas três UC. Para tanto, foi feita uma regressão de cada

medida morfológica com uma variável isométrica (SIZE), obtida através da multiplicação do somatório das medidas (\log_{10}) com $p^{-0.5}$ (onde p é o número de variáveis; Somers 1986). Após este procedimento, os resíduos das regressões foram utilizados para produzir a PCA. Após a análise da PCA, foram retirados os *outliers* identificados visualmente, para evitar problemas decorrentes de erros de medida ou anotação. Outra MANOVA foi realizada nesta etapa, para detecção de diferenças entre as medidas morfométricas das espécies. Após a detecção de diferenças significativas, foi feita uma Análise Discriminante para testar o poder de classificação de todos os indivíduos medidos utilizando agrupamentos em espécies, famílias e, caso possível, grupos morfológicos.

As espécies foram separadas em relação a sua distribuição do espaço morfológico e verificadas quais medidas foram mais importantes na classificação das espécies. As espécies agrupadas foram avaliadas e separadas em grupos morfológicos baseados nas medidas morfométricas e ecologia dos respectivos grupos. Com a separação dos grupos morfofuncionais, outra CPO foi realizada utilizando a topologia gerada para as espécies de lagartos das três UCs (Figura 3.2 - 3) e as médias ponderadas de cada medida morfológica.

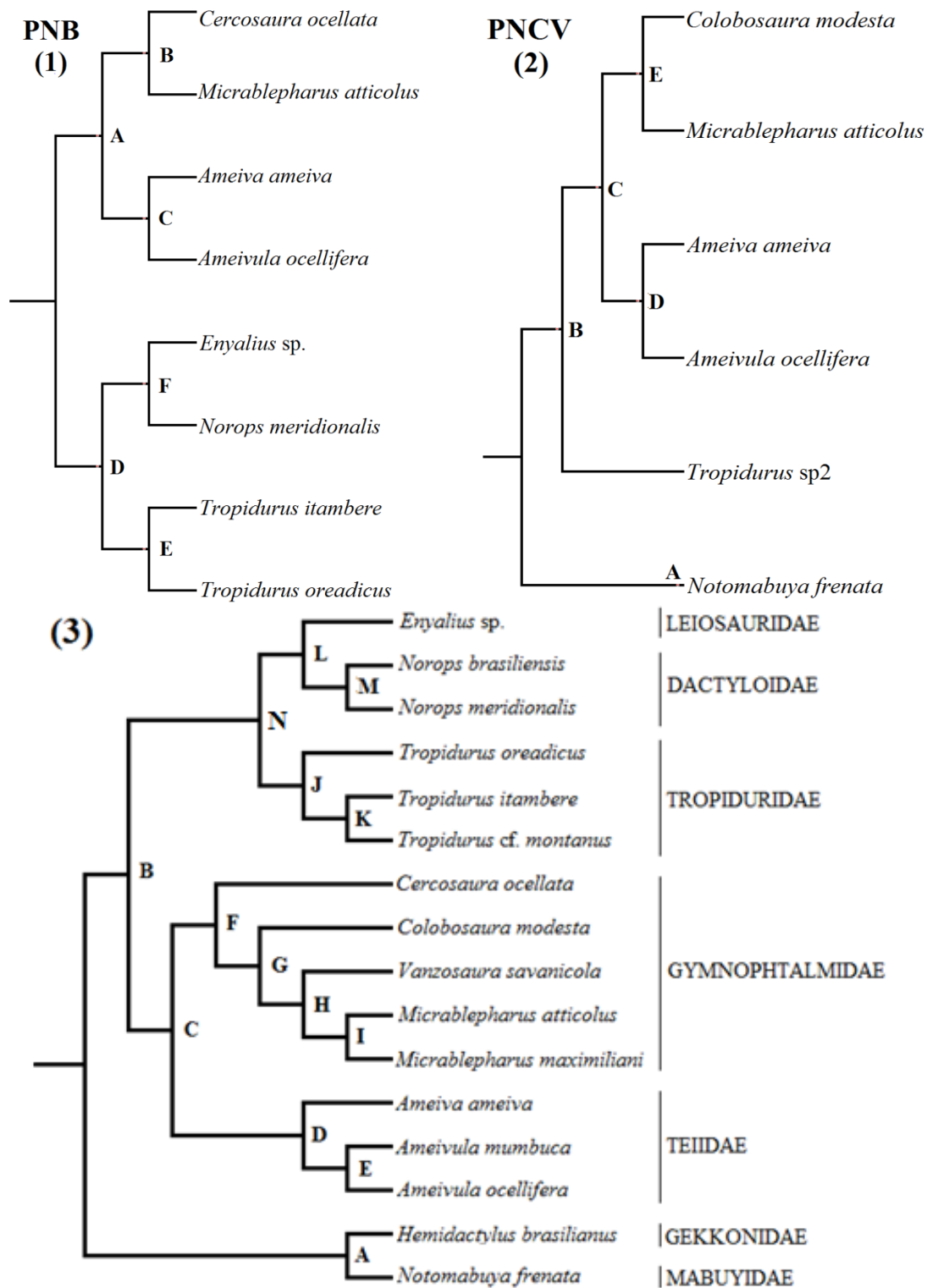


Figura 3.2 Topologia gerada com base na filogenia proposta por Pyron *et al.* 2013. (1) Topologia das espécies do ParNa de Brasília (PNB), (2) para o ParNa Chapada dos Veadeiros (PNCV) e (3) para o as espécies registradas no PNB, PNCV e PETER.

Com o objetivo de verificar se as variáveis de micro-habitat explicam a abundância dos grupos morfofuncionais, outra RDA foi feita, utilizando a abundância dos grupos morfológicos e as variáveis de micro-habitats obtidas em campo no PNB e no PNCV e testada, através de um teste de permutações de Monte Carlo com 9999 permutações. Diferenças na frequência dos grupos morfológicos dentro e entre as UCs foram testadas através de um Qui-quadrado, utilizando 9999 permutações de Monte Carlo (Brown & Rothery, 1993). A análise teve com objetivo detectar diferenças na frequências deste grupos tanto dentro de cada UC, quanto entre as UCs (PNB, PNCV e PETER).

RESULTADOS

A Análise de Componentes Principais (PCA) com os dados de micro-habitat das UCs (PNB e PNCV) mostrou diferenças entre as UCs quanto à oferta de micro-habitats (Figura 3.3). O componente 1 explicou apenas 39.7% da variação entre as áreas. Somado ao componente 2, a explicação acumulada atingiu 58.5% e, somada ao terceiro componente, 70.0% da variação. No componente 1, os pontos de amostragem que apresentaram formações mais abertas, com menos árvores, sub-bosque, folhiço e cobertura de rochas tiveram apresentaram valores negativos (Figura 3.3). Nos valores positivos do componente 1 estão pontos dos ambientes com dossel mais alto, maior densidade de sub-bosque e folhiço e com maior porcentagem de rochas. No segundo eixo, os pontos com mais cupinzeiros e árvores de maior porte apresentaram valores positivos, enquanto áreas com maior cobertura de rochas apresentaram valores negativos (Figura 3.3). A MANOVA detectou diferenças significativas na oferta de micro-habitat entre as UCs (*Wilks lambda* = 0.266, $p < 0.001$). O número de árvores, a altura média do dossel e serapilheira, densidade de sub-bosque e porcentagem de rochas foram as medidas significativas ($p < 0.05$), para gerar as diferenças na oferta de micro-habitats.

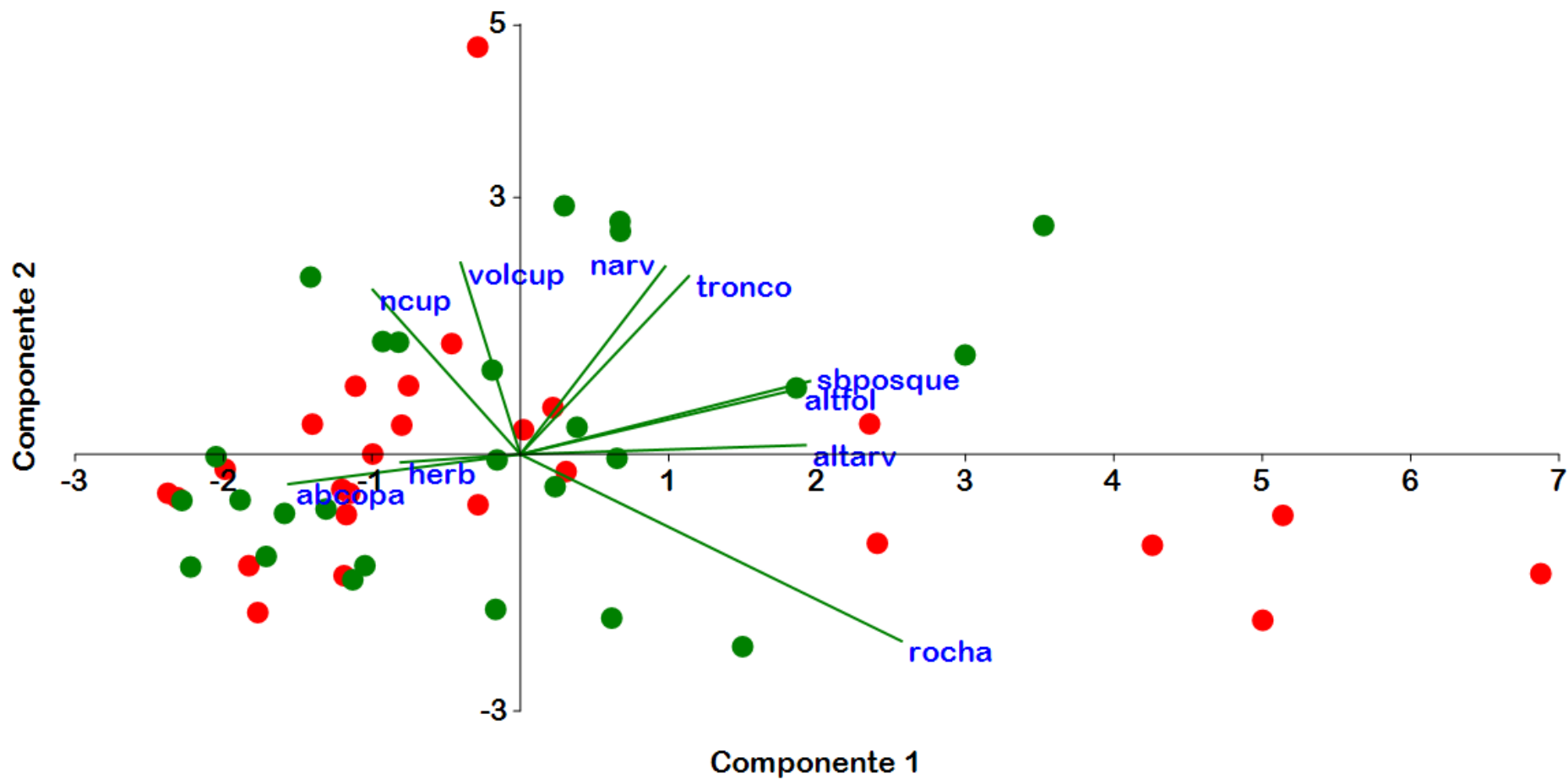


Figura 3.3 Gráfico da Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando os dados de oferta de micro-habitat nas duas UC amostradas. Os círculos verdes são os pontos do PNCV, círculos vermelhos do PNB.

Os resultados gerados na Análise de Redundância mostram que as medidas de micro-habitat não explicam a abundância das espécies nos pontos amostrados no PNCV (Tabela 3.2, $F = 0.860$, $p = 0.58$). O primeiro eixo da RDA explicou 32.4% da variação dos dados, enquanto o segundo eixo explicou apenas 1.7%. Somando os três primeiros eixos da análise, a apenas 34.6% da abundância das espécies é explicada pelas variáveis de micro-habitat (Tabela 3.2)Tabela 3.2.

Tabela 3.2 Resultados dos três primeiros eixos da Análise de Redundância utilizando as variáveis de micro-habitat e a abundância das espécies registradas no PNCV. Em negrito estão marcados os valores mais importantes (Manova $F = 0.860$, $p = 0.58$).

ESPÉCIES	RDA1	RDA2	RDA3
<i>Ameivulla ocellifera</i>	-2.930	-0.034	-0.154
<i>Tropidurus</i> sp. 2	-0.601	-0.293	0.436
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	-0.344	0.312	0.403
<i>Colobosaura modesta</i>	0.097	0.008	-0.078
<i>Notomabuya frenata</i>	0.272	-0.027	-0.170
<i>Ameiva ameiva</i>	0.302	-0.537	0.013
Micro-habitat	RDA1	RDA2	RDA3
Volume cupinzeiros	-0.552	-0.186	0.061
Número de cupinzeiros	-0.507	0.347	0.239
Número de árvores	-0.333	-0.284	-0.001
Sub-bosque	-0.123	-0.070	-0.377
Número de troncos	-0.018	0.119	-0.141
% Rocha	0.042	0.454	0.243
Abertura de copa	0.154	0.467	0.291
Herbáceas	0.210	-0.340	0.351
Altura média das árvores	0.343	-0.200	-0.197
Altura média do folhço	0.349	0.029	-0.282
Varição explicada	32.4%	1.7%	0.5%
Varição acumulada	32.4%	34.1%	34.6%

Das seis espécies utilizadas na análise no PNCV, apenas *A. ocellifera* apresentou relação alta com a disponibilidade de cupinzeiros, árvores baixas e pouca deposição de folhço (Tabela 3.2, Figura 3.4). As espécies associadas ao maior número de cupinzeiros (*M.*

maximiliani) e com o volume de cupinzeiros e áreas com o dossel mais alto (*Tropidurus* sp. 2) apresentaram os maiores valores negativos no primeiro eixo (Figura 3.4). Quanto ao segundo eixo, *M. maximiliani* também apresentou maior relação com áreas mais abertas e com maior disponibilidade de rochas. *Ameiva ameiva* apresentou maior relação a áreas com árvores mais altas e maior concentração de estrato herbáceo (Figura 3.4).

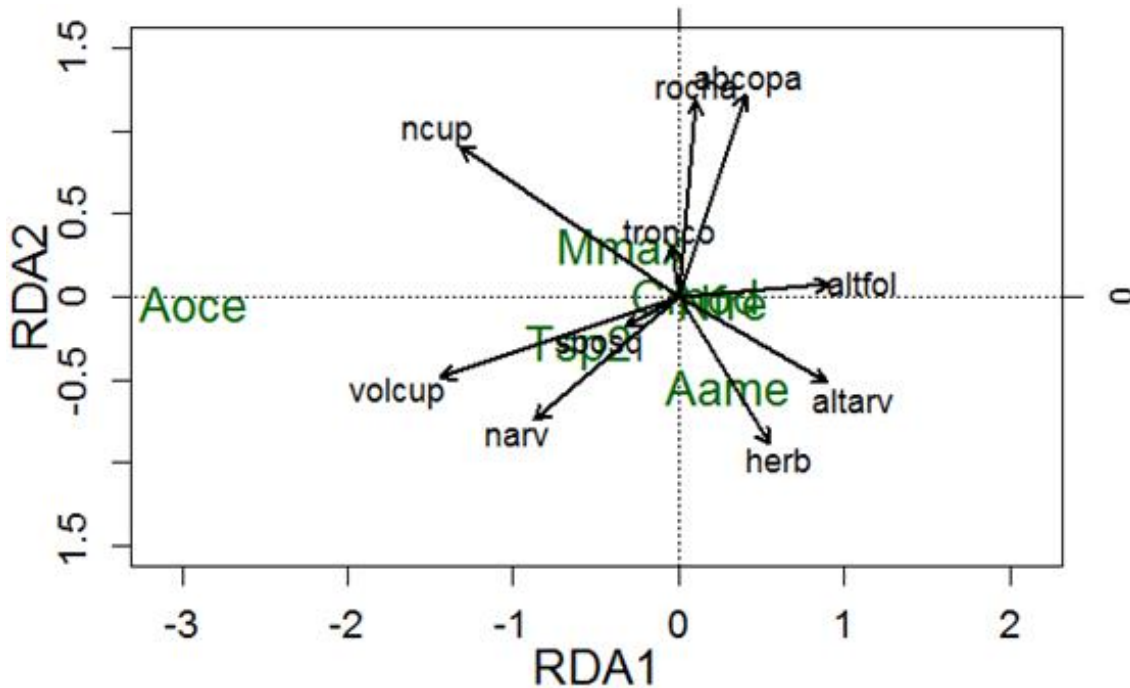


Figura 3.4 Resultado dos dois primeiros eixos da RDA relacionando a matriz da abundância das espécies em cada ponto com a matriz das medidas de micro-hábitat no PNCV. A figura mostra a posição de cada espécie nos dois primeiros eixos e o comprimento dos vetores indica a contribuição de cada variável de micro-hábitat para explicar a abundância dos lagartos em cada ponto de amostragem.

As variáveis de micro-hábitat foram mais relevantes para explicar a abundância das espécies do Parque Nacional de Brasília (Tabela 3.3; $F = 2.650$, $p < 0.05$). No PNB, o primeiro eixo da RDA explicou 52.5% da variação, o segundo 7.6% e o terceiro 1.9%,

totalizando 62% da variação de abundância explicada pelas variáveis de micro-habitat (Tabela 3.3). Apesar disso, apenas duas espécies apresentaram suas abundâncias explicadas efetivamente pela oferta dos micro-habitats (Figura 3.5).

Tabela 3.3 Resultados dos três primeiros eixos da Análise de Redundância Canônica utilizando as matrizes das variáveis de micro-habitat e da abundância das espécies registradas no PNB (Manova $F = 2.650$, $p < 0.05$).

Espécie	RDA1	RDA2	RDA3
<i>Enyalius</i> sp.	-0.154	0.086	0.477
<i>Ameivulla ocellifera</i>	-0.084	0.308	-0.153
<i>Tropidurus oreadicus</i>	-0.026	-0.139	-0.111
<i>Micrablepharus atticolus</i>	0.216	1.313	0.027
<i>Ameiva ameiva</i>	0.367	-0.128	0.016
<i>Cercosaura ocellata</i>	0.454	0.169	-0.341
<i>Norops meridionalis</i>	0.744	-0.076	-0.325
<i>Tropidurus itambere</i>	3.474	-0.064	0.126
Micro-habitat	RDA1	RDA2	RDA3
Altura média das árvores	-0.514	-0.422	0.346
% Rocha	-0.507	-0.393	0.300
Sub-bosque	-0.445	-0.056	0.486
Altura média do folhicho	-0.297	-0.415	0.293
Herbáceas	-0.053	0.492	-0.250
Número de árvores	0.279	0.233	0.344
Número de troncos	0.299	-0.364	0.133
Abertura de copa	0.512	0.330	-0.301
Número de cupinzeiros	0.536	-0.008	0.453
Volume de cupinzeiros	0.749	-0.099	0.431
Varição explicada	52.4%	7.6%	1.9%
Varição acumulada	52.4%	60.1%	62.1%

A RDA realizada para o PNB mostra a grande associação de *Tropidurus itambere* a áreas com maior concentração de cupinzeiros e baixa densidade de sub-bosque (Figura 3.5). A abundância de *Micrablepharus atticolus* está relacionada a áreas com maior densidade de estrato herbáceo, pouca cobertura de rochas, de folhicho e com dossel mais baixo. O restante

das espécies está concentrado no centro dos dois primeiros eixos da RDA, sugerindo serem mais generalistas quanto ao uso dos micro-habitats medidos (Figura 3.5).

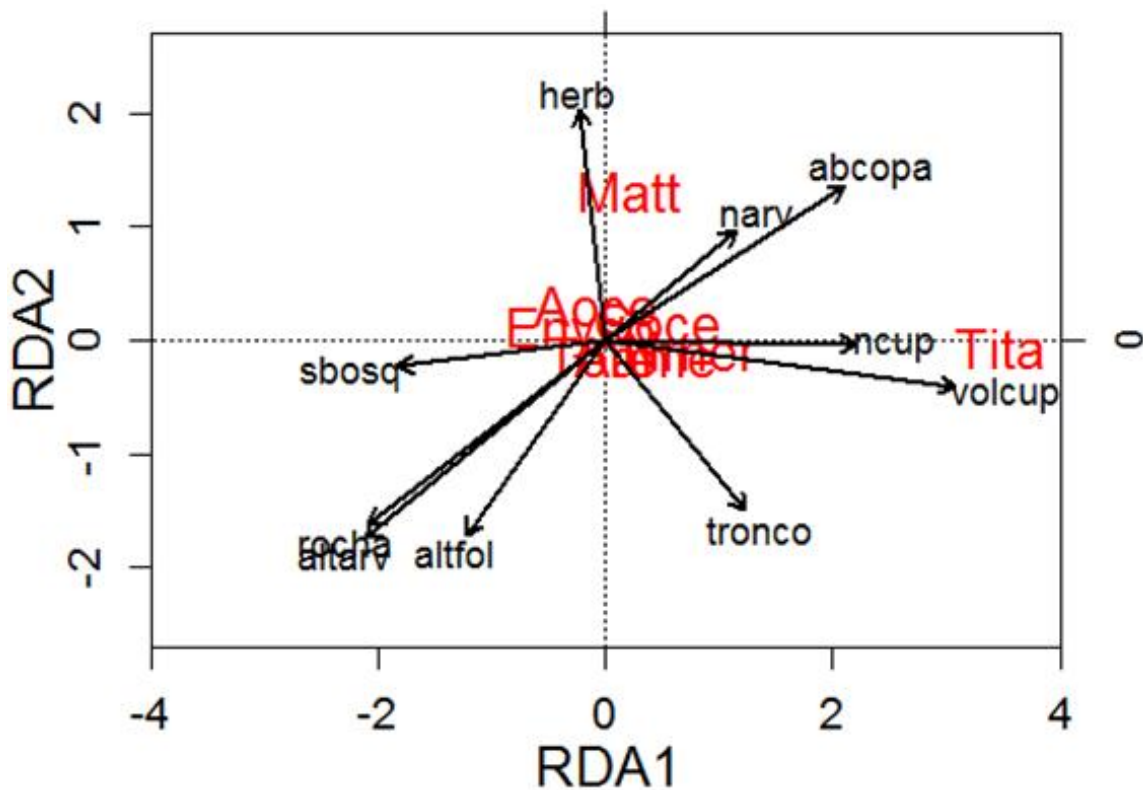


Figura 3.5 Resultados dos dois primeiros eixos da RDA relacionando a matriz da abundância das espécies em cada ponto e a matriz das medidas de micro-habitat no PNB. A posição de cada espécie nos dois primeiros eixos e o comprimento dos vetores indica a contribuição de cada variável de micro-habitat para explicar a abundância dos lagartos em cada ponto de amostragem.

O uso dos micro-habitats não é explicado pela filogenia das espécies nem no PNCV e nem no PNB (Tabela 3.4). A ausência de especialização das espécies em relação ao uso dos micro-habitats mostra que as linhagens que ocorrem nestas UC são formadas por espécies generalistas quanto ao uso dos micro-habitats.

Tabela 3.4 Influência da filogenia no uso de micro-habitat de lagartos do PNB e PNCV, baseada em 9999 randomizações de Monte Carlo, apresentando a porcentagem da variação total encontrada em cada grupo filogenético (%). Para indicação dos grupos filogenéticos, ver Figura 3.2.

Clados	Varição	%	<i>F</i>	<i>p</i>
Parque Nacional de Brasília				
C	0.204	35.42	1.535	0.2152
A/D	0.159	27.60	1.133	0.3462
E	0.151	26.22	1.069	0.4311
D	0.138	23.96	0.960	0.4955
B	0.061	10.59	0.393	0.7831
Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros				
A/B	0.231	37.26	1.200	0.5019
E	0.225	36.29	1.159	0.4085
C	0.164	26.45	0.787	0.5997
D	0.158	25.48	0.753	0.6068

O componente 1 da PCA com as medidas ajustadas ao tamanho explicou 84.1% da variação morfológica entre as espécies de lagartos nas três UCs. Essas diferenças entre as espécies são significativas (Tabela 3.5, *Wilk's lambda* = 0.002, $p < 0.001$). Todos os *scores* neste componente foram positivos e medidas relacionadas aos membros e ao corpo dos lagartos foram as mais importantes. O componente 2, que explica apenas 5.8% da variação morfológica, selecionou medidas similares para explicar a variação.

Tabela 3.5 Resultados dos dois primeiros componentes da Análise de Componentes Principais, utilizando as medidas morfométricas das espécies com número igual ou maior que quatro registradas no Parque Estadual de Terra Ronca, e nos Parques Nacionais de Brasília e Chapada dos Veadeiros.

	Componente 1	Componente 2
Comprimento do dedo médio (CDM)	0.523	-0.521
Altura do corpo (AC)	0.373	0.520
Comprimento do 4º artelho (C4A)	0.327	-0.328
Mão (MAO)	0.322	-0.036
Largura do corpo (Lco)	0.270	0.432
Comprimento do pé (PÉ)	0.262	-0.155
Largura da cabeça (LCA)	0.259	0.340
Comprimento do braço (CB)	0.245	0.076
Comprimento do membro posterior (CMP)	0.232	-0.046
Comprimento da cabeça (Ccab)	0.198	0.089
Comprimento rostro cloacal (CRC)	0.111	0.070
Varição explicada	84.1%	5.8%
Varição acumulada	84.1%	89.90%

As espécies com maiores valores positivos em relação ao eixo 1 e negativos no eixo 2 são aquelas que apresentam membros maiores, especialmente membros anteriores (Teiidae, Leiosauridae e *Norops brasiliensis*; Figura 3.6 e Tabela 3.5). Já as espécies com maiores valores positivos no eixo 1 e 2 são lagartos com corpos e cabeças mais largas. As espécies com os maiores escores negativos ao longo do eixo 1 apresentam membros proporcionalmente menores. No componente 2, com valores positivos, estão concentradas espécies que, em geral, apresentam corpos mais largos (Gekkonidae, Gymnophthalmidae e Mabuyidae, Figura 3.6 e Tabela 3.5).

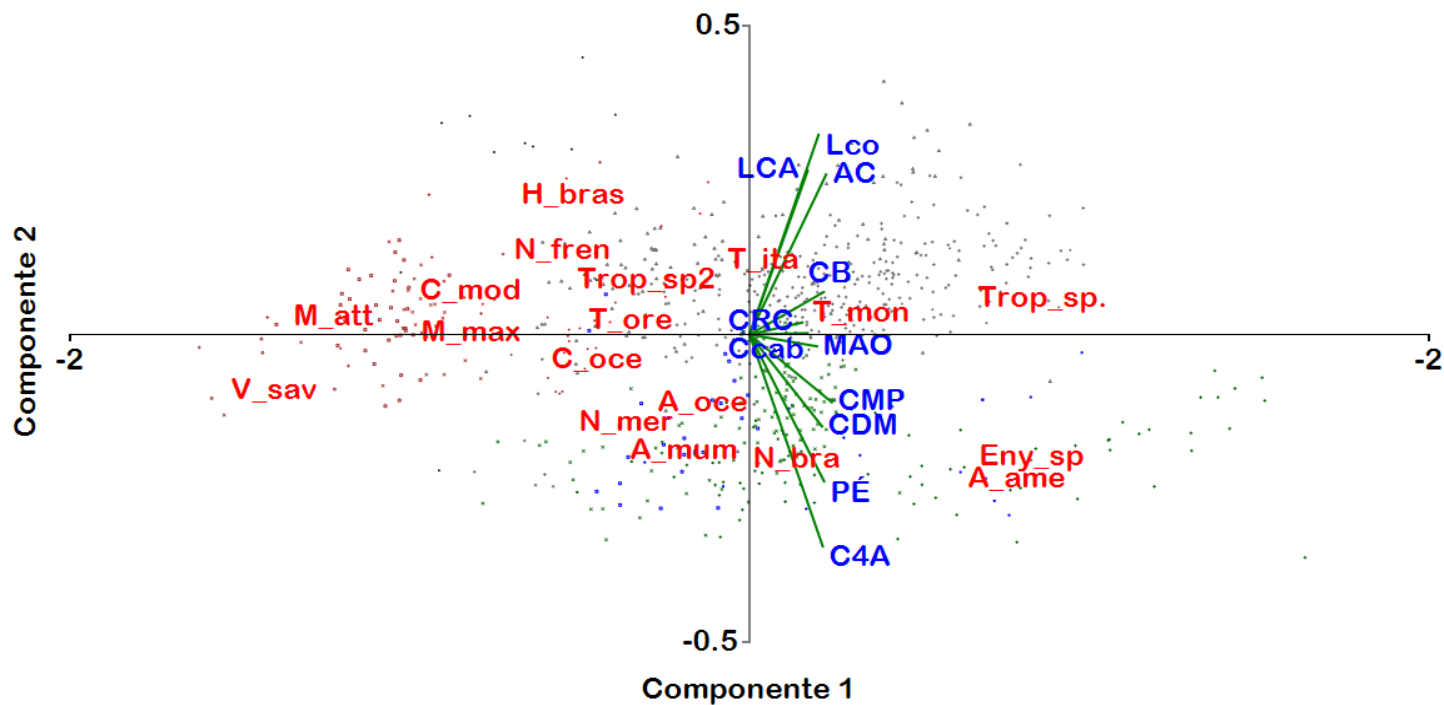


Figura 3.6 Os dois primeiros componentes da PCA das medidas morfométricas nas três UC. *A. ameiva* (A_ame), *A. ocellifera* (A_oce), *A. mumbuca* (A_mum), *C. modesta* (C_mod), *C. ocellata* (C_oce), *H. brasiliensis* (H_bra), *M. atticulus* (M_att), *M. maximiliani* (M_max), *N. frenata* (N_fre), *V. savanicola* (V_sav), *Enyalius sp.* (Eny_sp), *N. brasiliensis* (N_bras), *N. meridionalis* (N_mer), *T. cf. montanus* (T_mon), *Tropidurus sp.* (Trop_sp), *Tropidurus sp. 2* (Trop_sp2), *T. itambere* (T_ita), *T. oreadicus* (T_ore).

A análise discriminante utilizando as espécies como grupos classificou corretamente 68.8% das espécies da lacertofauna das UC amostradas (Tabela 3.6). O eixo 1 classificou corretamente 62.2% das espécies, enquanto o eixo 2 explicou 32.4%. As medidas mais importantes para o agrupamento dos indivíduos foram relacionadas ao tamanho dos membros (valores negativos no eixo 1). Assim como no eixo 1, o eixo 2 selecionou variáveis relacionadas ao tamanho dos membros para classificar corretamente as espécies, sendo que, quanto mais positivos os valores, maiores são os membros (Tabela 3.6).

Tabela 3.6 Resultados dos dois primeiros eixos discriminantes e porcentagem de classificação utilizando Espécies, Famílias e Grupos morfofuncionais nas três UC. As análises classificaram corretamente 68.8% (espécies), 95.3% (famílias) e 97.3% (grupos).

ESPÉCIES		
	Eixo 1	Eixo 2
Comprimento do membro posterior (CMP)	-0.041	0.024
Comprimento do membro anterior (CB)	-0.037	0.009
Comprimento do dedo médio (CDM)	-0.035	0.020
Comprimento do pé (PÉ)	-0.034	0.033
Altura do corpo (AC)	-0.034	0.008
Comprimento da mão (MAO)	-0.034	0.013
Largura do corpo (Lco)	-0.032	-0.005
Comprimento do 4° artelho (C4A)	-0.031	0.039
Largura da cabeça (LCA)	-0.030	-0.009
Comprimento da cabeça (Ccab)	-0.023	0.015
Comprimento rostro cloacal (CRC)	-0.015	0.016
Porcentagem de Classificação	62.20%	32.39%
FAMÍLIAS		
	Eixo 1	Eixo 2
Comprimento rostro cloacal (CRC)	0.009	-0.026
Comprimento do 4° artelho (C4A)	0.016	-0.069
Comprimento da cabeça (Ccab)	0.018	-0.033
Comprimento do pé (PÉ)	0.022	-0.065
Comprimento do dedo médio (CDM)	0.028	-0.051
Comprimento da mão (MAO)	0.029	-0.041
Altura do corpo (AC)	0.032	-0.034
Comprimento do membro posterior (CMP)	0.032	-0.059
Largura da cabeça (LCA)	0.035	-0.010
Comprimento do membro anterior (CB)	0.035	-0.037
Largura do corpo (Lco)	0.035	-0.017
Porcentagem de Classificação	70.81%	25.27%
GRUPOS		
	Eixo 1	Eixo 2
Comprimento do membro anterior (CB)	-0.040	0.033
Comprimento do membro posterior (CMP)	-0.040	0.056
Largura do corpo (Lco)	-0.039	0.011
Largura da cabeça (LCA)	-0.037	0.005
Altura do corpo (AC)	-0.036	0.029
Comprimento da mão (MAO)	-0.034	0.038
Comprimento do dedo médio (CDM)	-0.034	0.048

GRUPOS		
	Eixo 1	Eixo 2
Comprimento do pé (PÉ)	-0.029	0.064
Comprimento do 4º artelho (C4A)	-0.022	0.070
Comprimento da cabeça (Ccab)	-0.021	0.033
Comprimento rostro cloacal (CRC)	-0.012	0.027
Porcentagem de Classificação	71.00%	26.80%

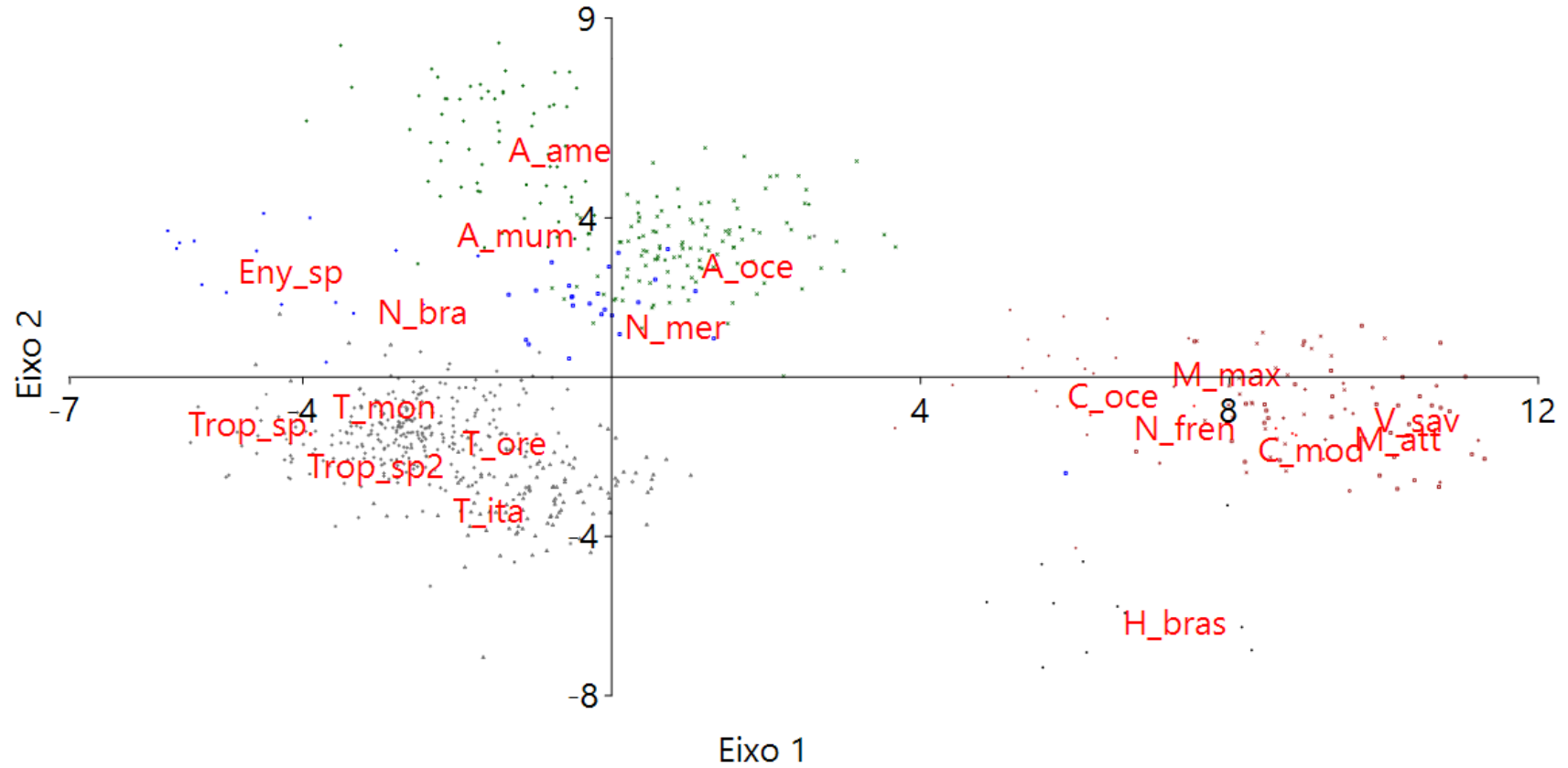


Figura 3.7 Posição das espécies das três UC amostradas nos dois primeiros eixos discriminantes, utilizando as espécies como grupo de classificação.

Utilizando as famílias como grupamentos, a análise discriminante classificou corretamente 95.3% das espécies de lagartos. O primeiro eixo classificou corretamente 70.8% das espécies e o segundo 25.3% (Tabela 3.6). No eixo 1 as medidas morfométricas mais importantes para classificar as espécies foram a largura do corpo e da cabeça além do comprimento dos membros anteriores e posteriores dos lagartos (valores positivos, Figura 3.8). Quanto ao segundo eixo, todas as medidas mais importantes foram relacionadas ao tamanho dos membros, com *scores* negativos (Tabela 3.6). Assim, na Figura 3.8, espécies com *scores* negativos no eixo 1 e positivos no eixo 2 são formadas por famílias de lagartos com membros curtos e corpos mais “achatados”. Com valores positivos no eixo 1 estão os lagartos com membros longos e corpos mais “achatados”. Com valores positivos no eixo 1 estão os lagartos com membros longos e corpos largos (Tropidurídeos; Figura 3.8). Com *scores* negativos no segundo eixo estão Teiidae, Dactyloidae e Leiosauridae (Figura 3.8), todos lagartos de membros longos com corpos mais esguios.

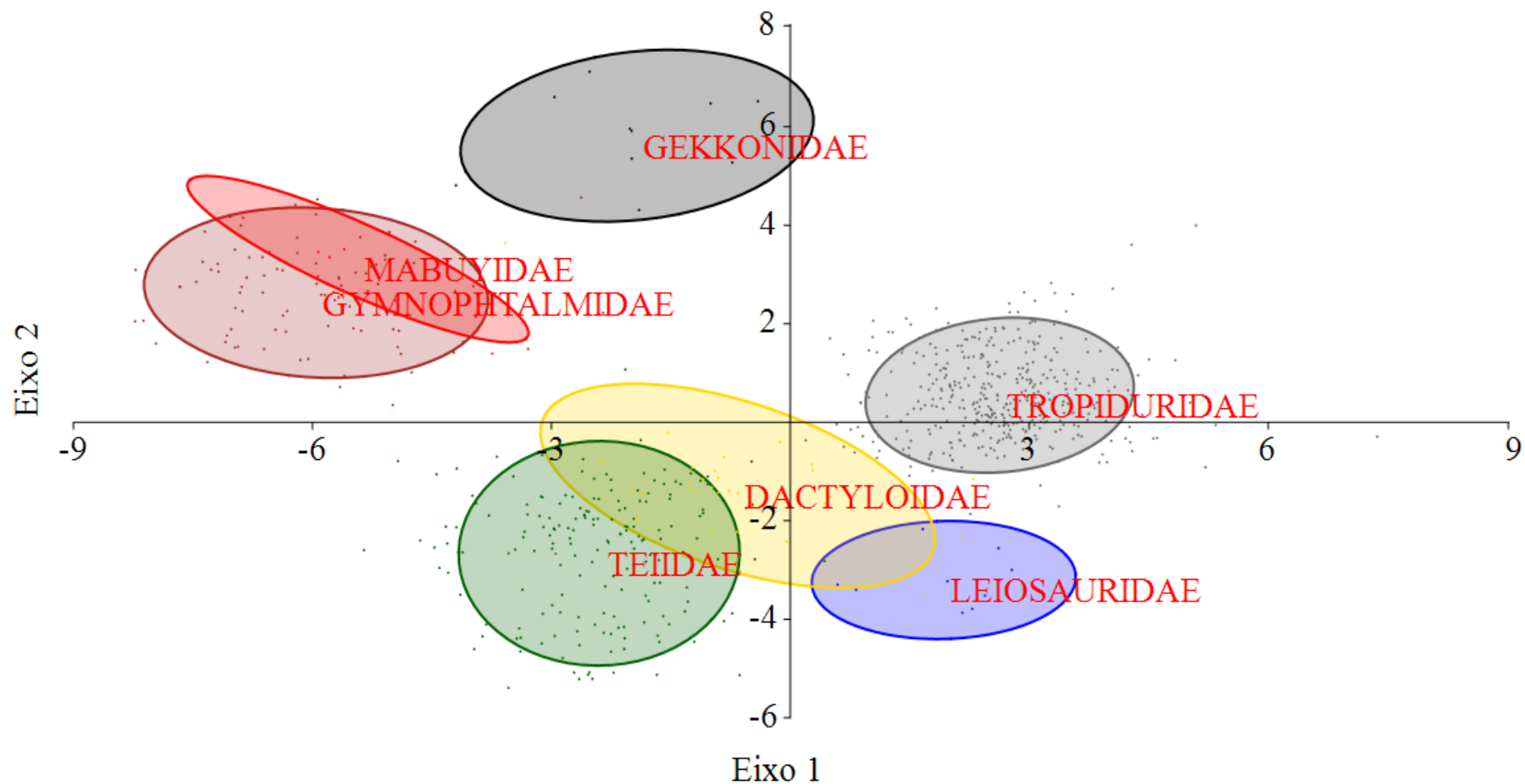


Figura 3.8 Dois principais eixos discriminantes utilizando as famílias como grupamentos de classificação com base nas medidas morfológicas dos indivíduos capturados nas três UCs. As elipses representam a concentração de 80% dos registros de cada família.

As análises discriminantes demonstram que as espécies de lagartos destas UC são morfologicamente diferenciadas. Porém, o agrupamento de espécies aparentadas mostra que aparentemente, existe um importante componente filogenético moldando a forma das espécies (Figura 3.7 e Figura 3.8).

A análise discriminante com o uso os grupos morfofuncionais classificou corretamente 97.3% das espécies nestes grupos (Tabela 3.6). As variáveis mais importantes no eixo 1, que classificou corretamente 71.0% das espécies, foram largura do corpo, largura da cabeça e comprimento dos membros anteriores e dos membros posteriores, todos com *scores* negativos (Tabela 3.6). O segundo eixo classificou corretamente 26.8% das espécies, sendo que todas as medidas mais importantes apresentaram *scores* positivos e são relacionadas ao comprimento dos membros.

A Figura 3.9 apresenta elipses onde estão concentrados 95% dos indivíduos de cada grupo proposto. Segundo a Análise Discriminante com os grupos morfológicos foram identificados quatro grupos morfofuncionais (Figura 3.9). O grupo I (forrageadores ativos) é formado pelos teídeos, composto por espécies de tamanho médio a grande, de membros longos e corpos esguios. O segundo grupo (Grupo II) é formado por lagartos de membros curtos e associados ao deslocamento sob do folhíço ou em frestas disponíveis no ambiente (Gekkonidae, Gymnophthalmidae e Mabuyidae; os lagartos “discretivos”). O grupo III é composto por Dactyloidae e Leiosauridae, lagartos com membros longos e corpos esguios, associados ao uso da dimensão vertical do ambiente (lagartos “semi-arborícolas”). O grupo IV é formado pelos tropidurídeos, composto por espécies com membros longos, mas principalmente corpos e cabeças mais largas, que utilizam o substrato para a termoregulação (lagartos “termoreguladores de superfície lisa”).

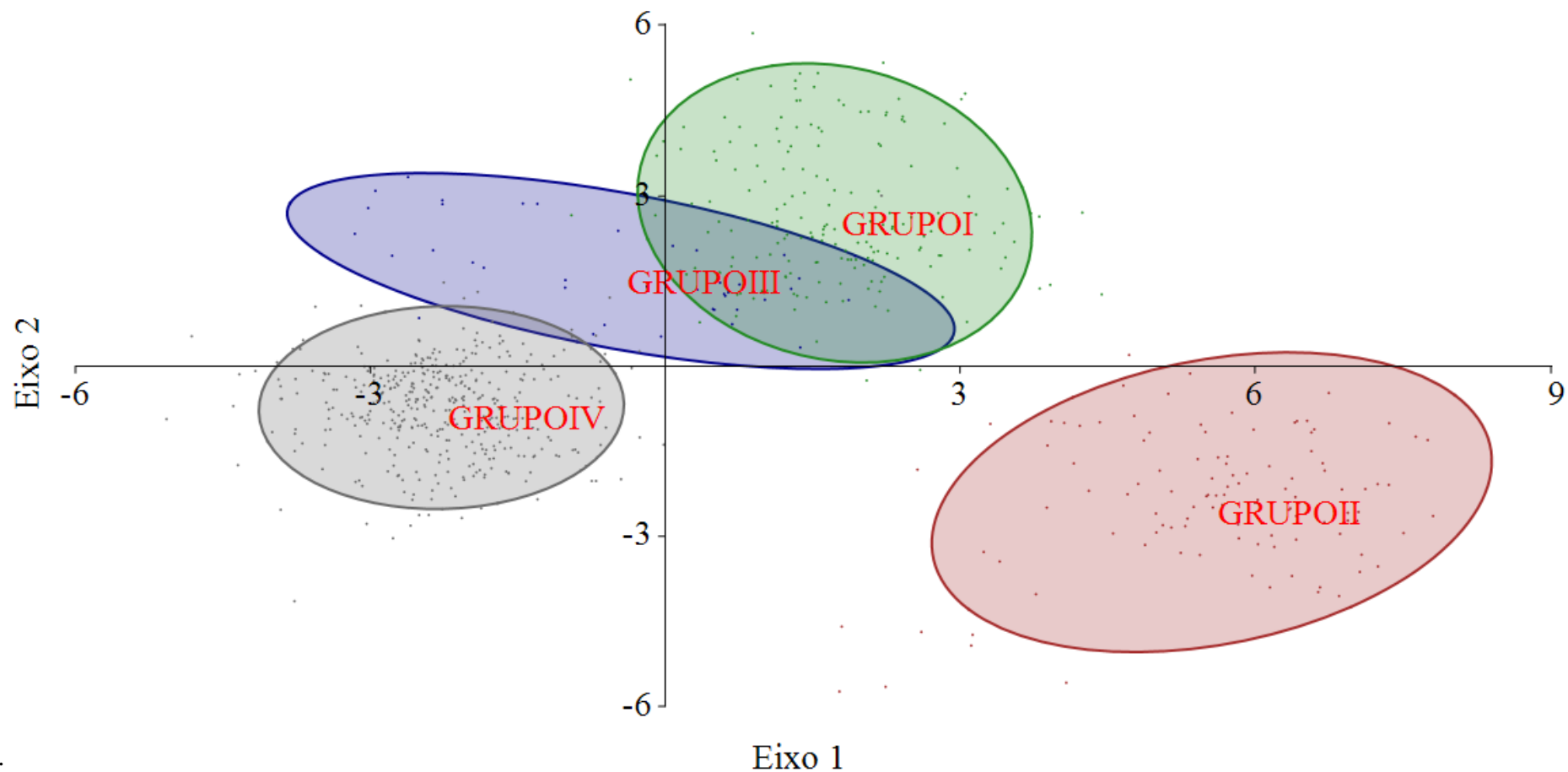


Figura 3.9 Dois primeiros eixos discriminantes utilizando os grupos morfológicos como grupo de classificação na Análise Discriminante. As elipses representam 95% dos indivíduos dos grupos indicados na análise. As cores representam: Verde (Grupo I - Teiidae), Marrom (Grupo II – Gekkonidae, Gymnophthalmidae e Mabuyidae), Azul (grupo III – Dactyloidae e Leiosauridae) e Cinza (Grupo IV - Tropiduridae).

O resultado da Análise Filogenética Canônica com a morfologia das espécies mostrou que, para a maioria dos clados, a proximidade filogenética não explica a morfologia das espécies (Tabela 3.7). Os únicos clados que apresentaram significância na relação entre filogenia e morfologia foram os Gymnophthalmídeos (Tabela 3.7, ver Figura 3.2 - 3) e a subfamília Gymnophthalminae (Tabela 3.7, grupo G).

Tabela 3.7 Influência da filogenia na estruturação das espécies de lagartos no PNB, PETER e PNCV em relação à morfologia. Análise baseada em 9999 randomizações de Monte Carlo, apresentando a porcentagem da variação total de cada grupo (%). Para identificação de cada clado, ver Figura 3.2 - 3.

Clados	Varição	%	<i>F</i>	<i>p</i>
	Morfologia			
F	0.003	42.86	11.486	0.0001
G	0.003	42.86	11.627	0.0001
H	0.002	28.57	6.474	0.0057
N	0.002	28.57	4.062	0.0273
A/B	0.001	14.29	1.914	0.1373
C	0.001	14.29	2.497	0.1020
D	0.001	14.29	2.548	0.0991
I	0.001	14.29	2.177	0.1133
J	0.001	14.29	1.322	0.2611
K	0.001	14.29	1.032	0.3606
L	0.001	14.29	2.870	0.0669
E	0.000	0.00	0.883	0.4090
M	0.000	0.00	0.979	0.3693

Mesmo com a separação dos grupos morfofuncionais, a RDA não mostrou associação dos grupos com as variáveis de micro-habitat (Figura 3.10). Somando a contribuição dos três primeiros eixos, a capacidade de explicação da análise alcançou apenas 26.3% da variação da abundância dos grupos ($F = 1.470$, $p = 0.095$). O eixo 1 explicou 14.7% da variação da abundância dos grupos. As variáveis negativas mais importantes foram o volume e número de

cupinzeiros e positivas foram a altura média do dossel e do folhiço e a porcentagem de rochas (Figura 3.10). O segundo eixo explicou 10.3% da variação e apresentou o maior *score* negativo para sub-bosque e positivo para abertura de copa, porcentagem de rochas e número de troncos caídos (Figura 3.10). O grupo I (forrageadores ativos) apresentou associação com áreas com maior densidade de sub-bosque e cupinzeiros, com poucas rochas, serapilheira e árvores mais baixas (Figura 3.10). O grupo IV (termoreguladores de superfície lisa) mostrou associação com áreas mais abertas, com grande disponibilidade de troncos caídos e cupinzeiros. Os grupos II (discretivos) e III (semi-arborícolas) não apresentaram associação visível entre sua abundância e as variáveis de micro-habitat.

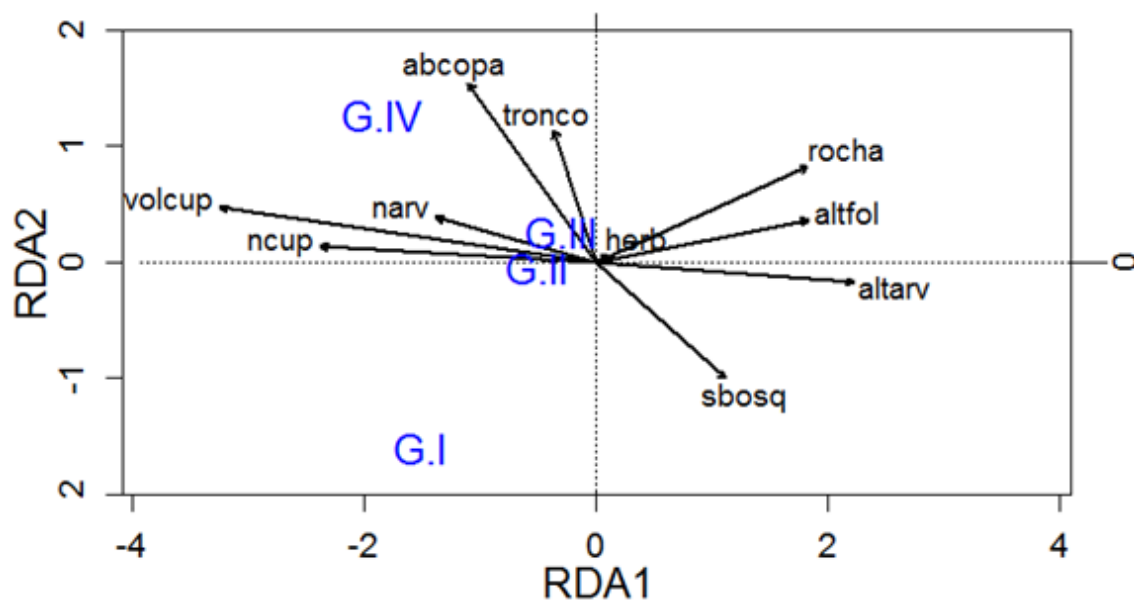


Figura 3.10 Eixos da Análise de Redundância utilizando como variável dependente a abundância dos grupos morfofuncionais e as medidas de micro-habitat realizadas no PNB e no PNCV.

A frequência dos grupos foi significativamente diferente ($p < 0.05$) dentro das três UC (Figura 3.11; PNB: $X^2 = 92.694$, PNCV: $X^2 = 146.33$, PETER: $X^2 = 507.74$). Além disso, os grupos morfológicos tiveram frequências diferentes entre as UCs ($X^2 = 302$, $df = 6$, $p < 0$).

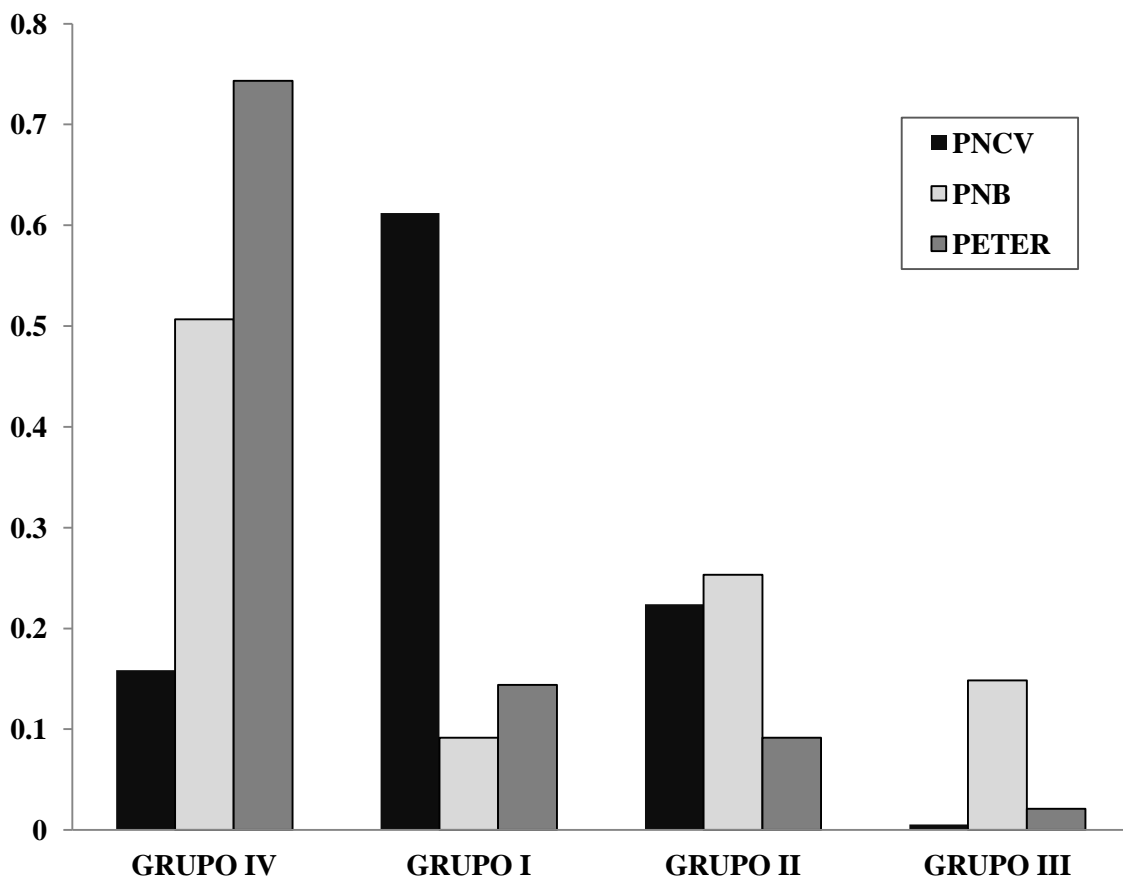


Figura 3.11 Frequência relativa dos quatro grupos morfofuncionais classificados na Análise Discriminante em PETER, PNB e PNCV.

A Figura 3.11 mostra que a frequência de espécies do grupo IV é maior no PNB e PETER, enquanto no PNCV o grupo mais frequente é o grupo I (Teiídeos, forrageadores ativos). O grupo III (semi-arborícolas) é o menos frequente no PNCV e PETER, já no PNB o grupo I é o menos frequente da lacertofauna desta UC. Essas diferenças podem ser resultado da maior disponibilidade de árvores no PNB (Figura 3.3 Gráfico da Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando os dados de oferta de micro-hábitat nas duas UC amostradas. Os círculos verdes são os pontos do PNCV, círculos vermelhos do PNB.), permitindo a maior ocorrência espécies associadas a ambientes verticais (Grupo III – semi-arborícolas). O PNCV foi a UC com a maior diversidade de formações abertas (ver Capítulo I), e a grande frequência

de espécies associadas a estas formações pode estar relacionada à maior frequência desta formação na paisagem. O grupo II (Mabuyidae, Gymnophthalmidae e Gekkonidae) apresenta frequência mais homogênea dentro de cada UC (Figura 3.11).

DISCUSSÃO

A abundância da maioria dos lagartos não foi explicada pela disponibilidade de micro-habitats no PNB e PNCV. Isso sugere que a lacertofauna do PNB e PNCV é composta, com raras exceções, por espécies generalistas, não existindo especialização da comunidade com base na competição por micro-habitats. A relação de lagartos com a oferta de micro-habitats ainda não é bem estabelecida. Alguns estudos mostram uma alta correlação entre abundância de lagartos e a oferta de micro-habitats específicos (De La Peña *et al.* 2007, Vitt *et al.* 2007, Garda *et al.* 2013). Porém, outros estudos sugerem que a dieta pode desempenhar um papel mais importante na estruturação de comunidades de lagartos (Mesquita *et al.* 2007, Werneck *et al.* 2009).

A relação dos lagartos com certas variáveis estruturais foram significativas apenas para poucas espécies no presente estudo. Apenas no PNB a abundância de algumas espécies foi explicada pela oferta de micro-habitats. No PNB, *Tropidurus itambere* apresentou relação significativa com a disponibilidade de cupinzeiros em áreas abertas, mostrando a importância da oferta destes micro-habitats para garantir a manutenção destas populações. Já *Micrablepharus atticolus* apresentou associação com áreas abertas e com maior densidade de estrato herbáceo. *Ameivula ocellifera*, no PNCV, mostrou associação com áreas abertas com maior oferta de cupinzeiros, embora essa relação não tenha sido significativa. As associações mais importantes foram relacionadas à micro-habitats típicos de formações abertas (no caso *A. ocellifera*, *M. atticolus* e *T. itambere*). Duas das espécies associadas com as variáveis

estruturais são endêmicas (*M. atticolus* e *T. itambere*) e típicas de habitats abertos e a oferta destes recursos é indispensável para a manutenção destas populações.

Outro resultado importante foi o fato de que o uso de micro-habitats não apresenta estruturação baseada na filogenia dos lagartos no PNB e PNCV, negando a hipótese de inércia filogenética (Webb *et al.* 2002). Este resultado foi esperado, visto que a maioria dos lagartos não mostrou associação com os micro-habitats medidos. As diferentes linhagens de lagartos nestas áreas utilizam os micro-habitats na paisagem de forma generalista e não diferente do acaso. Outra possível explicação é que existe uma grande oferta de micro-habitats, e assim as espécies não precisam se especializar no uso de micro-habitats específicos.

Em relação à morfologia, os resultados mostram partição das espécies no espaço morfológico. As análises discriminantes realizadas sugerem inércia filogenética determinando a morfologia dos lagartos. As Figura 3.7 e Figura 3.8 mostram que as espécies mais aparentadas tendem a apresentar morfologias similares, como mostrado por Edwards *et al.* (2013) no gênero *Nucras*. Porém, na CPO realizada utilizando a morfologia e os grupos monofiléticos, apenas nos gymnophthalmídeos e a subfamília gymnophthalminae a morfologia das espécies é significativamente explicada pela filogenia.

Apesar disso, algumas linhagens mais distantes filogeneticamente (ver Figura 3.2) apresentaram convergência morfológica (Mabuyidae e Gymnophthalmidae, ver Figura 3.8) e foram agrupadas na PCA e nas Análises Discriminantes. Isto sugere que também existem adaptações determinísticas que podem influenciar a morfologia das espécies, não só a inércia evolutiva (Melville *et al.* 2006). Assim, espécies que utilizam habitats de forma similar apresentaram convergências morfológicas independente de proximidade filogenética. Isso sugere que a morfologia de lagartos também pode ter sua explicação em fatores ecológicos.

A classificação dos grupos morfofuncionais realizada na análise discriminante foi eficiente para distinguir morfologicamente quatro grupos baseado em morfologia e ecologia (ver Tabela 3.6 e Figura 3.9). Foram separados grupos de lagartos de membros longos e corpos mais esguios, com hábitos de forrageamento ativo e deslocamento constante no ambiente (GRUPO I). Espécies discretivas, de membros mais curtos e adaptados ao deslocamento abaixo do folhíço ou estrato herbáceo (GRUPO II). Lagartos de membros longos, porém com habilidade para usar a dimensão vertical do ambiente formam outro grupo (GRUPO III). Espécies com membros relativamente longos, porém com corpos largos, adaptados à termoregulação sobre substratos largos, com períodos de imobilidade e com forrageamento do tipo “senta-e-espera” formam outro grupo (GRUPO IV). Apesar desta notável separação em grupos morfológicos, as medidas de micro-hábitat não explicaram a abundância destes grupos em PNB e PNCV. Alterações comportamentais, especialmente ligadas à termoregulação e ao período de atividade, permitem que lagartos ocupem ambientes diferentes, diminuindo a seleção de características morfológicas sobre as espécies (Huey *et al.* 2003, Schulte *et al.* 2004). Assim, a formação destes grupos em sua maioria mostra um conservatismo filogenético e o único grupo que sugere a seleção de forma baseada na ecologia é o grupo II (Mabuyidae, Gymnophthalmidae e Gekkonidae).

Adaptações morfológicas relacionadas ao uso de micro-hábitats específicos são amplamente documentados em ilhas, especialmente no clado *Anolis*, que apresenta conhecida plasticidade morfológica (Losos 1994, Irschick & Losos 1999, Pinto *et al.* 2008). Estas alterações morfológicas, em função do uso de diferenciado de hábitats, também foi documentada por Vitt *et al.* (1997). Em estudos realizados em enclaves de Cerrado em Roraima, Vitt *et al.* (1997) mostrou que populações distintas da mesma espécie de lagarto

(*Tropidurus hispidus*) apresentam morfologia diferente e independente de diferenciação genética, devido a variações no uso de micro-hábitats.

A maioria das medidas que diferenciaram as espécies de lagartos foi relacionada aos membros. Estas medidas são conhecidas por serem importantes preditores da ecologia e uso de hábitat pelas espécies (Calsbeek & Irschick 2007), mas também influenciam na escolha de presas (Edwards *et al.* 2013). Assim, outros fatores não abordados aqui podem ser importantes para explicar a ocorrência e a morfologia das espécies, como dieta, microclima e variáveis associadas a escalas maiores.

Mesmo sem as medidas de micro-hábitats explicarem a abundância destes grupos morfológicos, eles apresentaram frequências bastante distintas, tanto dentro, quanto entre PETER, PNB e PNCV. Na Chapada dos Veadeiros, os “forrageadores ativos” apresentam maior abundância relativa que os outros grupos. Já os “termoreguladores de superfície lisa” foram o mais frequentes no PNB e em PETER. É possível que as pressões ecológicas ajam na estruturação destas comunidades em escalas mais amplas (meso-hábitat ou macro-hábitat) ou que tenham ocorrido eventos distintos de dispersão das linhagens nestas localidades, gerando essas diferenças na frequência destas linhagens e grupos morfológicos. Todavia, os resultados aqui apresentados não foram conclusivos em determinar os fatores geradores destas diferenças.

Os fatores responsáveis por explicar a abundância de espécies, linhagens e grupos morfológicos não puderam ser determinados a partir dos resultados obtidos. Ainda, aparentemente, as explicações de quais processos modelam a forma das espécies estudadas não reside puramente em inércia filogenética ou na utilização de micro-hábitats por lagartos. Assim, como mencionado, abordar que utilize escalas maiores da paisagem (meso-hábitat ou

macro-habitats) e incorpore fatores históricos e biogeográficos para auxiliar a compreensão que quais processos podem ter atuado na estruturação de comunidades naturais na região central do Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abramsky, Z., Rosenzweig, M. L. & Brand, S. (1985). Hábitat selection of Israel desert rodents: comparison of a traditional and a new method of analysis. *Oikos*, 45, 79–88.
- Adolph, S. C. (1990). Influence of behavioral thermoregulation on microhabitat use by two *Sceloporus* lizards. *Ecology*, 71, 315–327.
- Arnold, S. J. (1983). Morphology, performance and fitness. *American Zoologist*, 23, 347–361.
- Brandão, R. A. (2002). Monitoramento das populações de lagartos no aproveitamento hidrelétrico de Serra da Mesa, Minaçu, GO. Departamento de Ecologia. *Universidade de Brasília*, 170p.
- Brown, D. & Rothery, P., (1993). Models in Biology: Mathematics, Statistics and Computing. *John Wiley & Sons, New York*.
- Calsbeek, R. & Irschick, D.J. (2007). The quick and the dead: correlational selection on morphology, performance, and hábitat use in island lizards. *Evolution* 61, 2493–503.
- Carvalho, A. L. G. & Araújo, A. F. B. (2007). Ecomorphometric structure of Restinga da Marambaia lizard community, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 786–792.
- Cerqueira, R. & Freitas, S. R. (1999). A new study method of microhabitat structure of small mammals. *Revista Brasileira de Biologia*, 59, 219–223.

- De La Peña, C., Castaneda, G., Gadsen, H. & Contreras-Balderas, A. J. (2007). Niche segregation within a dune lizard community in Coahuila, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 52, 251–257.
- Edwards, S., Tolley, K. A., Vanhooydonck, B., Measey, G. J. & Herrel, A. (2013). Is dietary niche breadth linked to morphology and performance in Sandveld lizards *Nucras* (Sauria : Lacertidae)? *Biological Journal*, 110, 674–688.
- França, F. G. R., Mesquita, D. O., Nogueira, C. de C. & Araújo, A. F. B. (2008). Phylogeny and ecology determine morphological structure in a snake assemblage in the Central Brazilian Cerrado. *Copeia*, 2008, 23–38.
- Garda, A. A., Wiederhecker, H. C., Gainsbury, A. M., Costa, G. C., Pyron, R. A., Vieira, G. H. C., Werneck, F. P. & Colli, G. R. (2013). Microhabitat variation explains local-scale distribution of terrestrial Amazonian lizards in Rondônia, Western Brazil. *Biotropica*, 45, 245–252.
- Giannini, N. P. (2003). Canonical phylogenetic ordination. *Systematic Biology*, 52, 684–695.
- Glen, A. S. & Dickman, C. R. (2008). Niche overlap between marsupial and eutherian carnivores: does competition threaten the endangered spotted-tailed quoll? *Journal of Applied Ecology*, 45, 700–707.
- Goodman, B. (2006). *Ecomorphology, Microhabitat Use, Performance and Reproductive Output in Tropical Lygosomine Lizards*. James Cook University of North Queensland. 189p.

- Gotelli, N. J. & McCabe, D. J. (2002). Species co-occurrence: a meta-analysis of JM Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83, 2091–2096.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & P. D. Ryan. (2001). PAST: Paleontological statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletronica*, 4, 1–9.
- Hansson, L. (1982). Experiments on hábitat selection in voles: implications for the inverse distribution of two common european species. *Oecologia*, 52, 246–252.
- Hallett, J. G., Connell, M. A. O. & Honeycutt, R. L. (1983). Competition and hábitat selection: test of a theory using small mammal. *Oikos*, 40, 175–181.
- Herrel, A., Meyers, J. J. & Vanhooydonck, B. (2002). Relations between microhabitat use and limb shape in phrynosomatid lizards. *Biological Journal of the Linnean Society*, 77, 149–163.
- Huston, M. A. (1999). Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos*, 86, 393–401.
- Huey, R. B., Hertz P. E. & Sinervo, B. (2003). Behavioral drive versus behavioral inertia in evolution: A null model approach. *American Naturalist*, 161, 357–366.
- Irschick, D. J. & J. B. Losos. (1999). Do lizards avoid hábitats in which performance is submaximal? The relationship between sprinting capabilities and structural hábitat use in Caribbean anoles. *American Naturalist* 154, 293–305.
- Johnson, M. P., Frost, N. J., Mosley, M. W. J., Roberts, M. F. & Hawkins, S. J. (2003). The area-independent effects of hábitat complexity on biodiversity vary between regions. *Ecology Letters*, 6, 126–132.

- Kostylev, V. E., Erlandsson, J., Mak, Y. M. & Williams, G. A. (2005). The relative importance of hábitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. *Ecological Complexity*, 2, 272–286.
- Krebs, C. J. (1994). *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 4th edition, Harper Collins, New York. 801 pp.
- Legendre, P., Oksanen, J. & ter Braak, C.J.F. (2011). Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution*, 2, 269–277.
- Losos, J. B. (1990). The evolution of form and function: morphology and locomotor performance in West Indian *Anolis* lizards. *Evolution*, 44, 1189–1203.
- Losos, J. B., Marks, J. C. & Schoener, T. W. (1993). Hábitat use and ecological interactions of an introduced and a native species of *Anolis* lizard on Grand Cayman, with a review of the outcomes of anole introductions. *Oecologia*, 95, 525–532.
- Losos, J. B. (1994). Historical contingency and lizard community ecology. In: L. J. Vitt & E. R. Pianka (eds.) *Lizard Ecology: Historical and Experimental Perspectives*, pp. 319–333. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Melville, J., Harmon, L. J. & Losos, J. B. (2006). Intercontinental community convergence of ecology and morphology in desert lizards. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, 273, 557–63.
- Mesquita, D. O., Colli, G. R. & Vitt, L. J. (2007). Ecological release in lizard assemblages of neotropical savannas. *Oecologia*, 153, 185–95.

- Moermond, T. C. (1979). Hábitat constraints on the behavior, morphology, and community structure of anolis lizards. *Ecology*, *60*, 152–164.
- Naxara, L., Pinotti, B. T. & Pardini, R. (2009). Seasonal microhabitat selection by terrestrial rodents in an old-growth Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, *90*, 404–415.
- Ortega-Rubio, A., Alvarez-Cardenas, S. & Galina-Tessaro, P. (1989). Possible effects of microhabitat availability on lizard diversity and density at Baja California Sur. *Miscellània Zoològica*, *13*, 133–139.
- Oksanen, J.R., Kindt, R. & O’Hara, R.B. (2005). Vegan: community ecology package. *Department of Statistics and Mathematics, Vienna University of Economics and Business Administration*, Vienna.
- Petren, K. & Case, T. J. (1998). Hábitat structure determines competition intensity and invasion succes in gecko lizards. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *95*, 11739–11744.
- Pianka, E. R. (1973). The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *4*:53-74.
- Pianka, E. R. (1986). *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. Princeton, N.J: Princeton University Press.
- Pianka, E. R. & Vitt, L. J. (2005). *Lizards: Windows to the Evolution of Diversity*. California: University of California Press.

- Pinto, G., Mahler, D. L., Harmon, L. J., & Losos, J. B. (2008). Testing the island effect in adaptive radiation: rates and patterns of morphological diversification in Caribbean and mainland *Anolis* lizards. *Proceedings of the Royal Society B*, 275, 2749–2757.
- Pyron, R. A., Burbrink, F. T. & Wiens, J. J. (2013). A phylogeny and revised classification of Squamata, including 4161 species of lizards and snakes. *BMC Evolutionary Biology*, 13, 93.
- Radder, R., Saidapur, S., & Shanbhag, B. (2005). Population density, microhabitat use and activity pattern of the Indian rock lizard, *Psammophilus dorsalis* (Agamidae). *Current Science*, 89, 560–566.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ricklefs, R. E. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235, 167–171.
- Ricklefs R.E. (2008). Disintegration of the ecological community. *The American Naturalist*, 172:741–750.
- Roughgarden, J. (1983). Competition and theory in community ecology. *American Naturalist*, 122, 583–601.
- Rutherford, P. L. & Gregory, P. T. (2003). Hábitat use and movement patterns of northern alligator lizards (*elgaria coerulea*) and western skinks (*Eumeces skiltonianus*) in southeastern british columbia. *Journal of Helrpetology*, 37(1), 98–106.

- Schoener, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185, 27–39.
- Schulte J. A., Losos J. B., Cruz F. B. & Núñez H. (2004). The relationship between morphology, escape behaviour and microhabitat occupation in the lizard clade *Liolaemus* (Iguanidae: Tropicurinae: Liolaemini). *Journal of Evolutionary Biology*, 17, 408–420.
- Smith, G. R. & Ballinger, R. E. (2001). The ecological consequences of habitat and microhabitat use in lizards: A review. *Contemporary Herpetology*, 2001(3), 1–13.
- Somers, K. M. (1986). Multivariate allometry and removal of size with principal components analysis. *Systematic Zoology* 35, 359-368.
- Stevens, R. D. & Willig M. R. (2000). Community structure, abundance, and morphology. *Oikos*, 88:48–56.
- Ter Braak C. J. F. & Smilauer P. (2002) *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination*. Microcomputer Power, Ithaca.
- Vanhooydonck, B. & Van Damme, R. (2003). Relationships between locomotor performance, microhabitat use and antipredator behaviour in lacertid lizards. *Functional Ecology*, 17, 160–169.
- Vitt, L. J., Caldwell. J. P., Zani, P. A. & Titus, T. A. (1997). The role of hábitat shift in the evolution of lizard morphology: evidence from tropical *Tropidurus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 94, 3828–3832.

- Vitt, L. J., Colli, G. R., Caldwell, J. P., Mesquita, D. O., Garda, A. A. & França, F. G. R. (2007). Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale hábitat gradients. *Journal of Herpetology*, *41*, 654–663.
- Wanger, T. C., Saro, A., Iskandar, D. T., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y. & Tschardtke, T. (2009). Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in South-East Asia: combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology*, *46*, 823–832.
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A. & Donoghue M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *33*:475–505.
- Werneck, F. de P., Colli, G. R. & Vitt, L. J. (2009). Determinants of assemblage structure in neotropical dry forest lizards. *Austral Ecology*, *34*, 97–115.
- Werneck, F. P., Gamble, T., Colli, G.R., Rodrigues, M.T. & Sites Jr, J.W. (2012). Deep diversification and long-term persistence in the south american “dry diagonal”: integrating continent-wide phylogeography and distribution modeling of Geckos. *Evolution*, *66*, 3014–3034.
- Witman, J. D., Etter, R. J. & Smith, F. (2004). The relationship between regional and local species diversity in marine benthic communities: a global perspective. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, *101*, 15664–15669.

- CONSIDERAÇÕES FINAIS -

As Unidades de Conservação amostradas apresentaram comunidades de lagartos bastante distintas. Isso reforça a importância das UCs na manutenção da lacertofauna na região central do Cerrado. A gestão destas UC precisa incorporar a alta complementariedade da diversidade da lacertofauna e, certamente, de outros grupos de vertebrados, como um valor intrínseco destas áreas protegidas. Desta forma, os gestores devem buscar manejar tais áreas, visando garantir a elevada heterogeneidade ambiental.

A distribuição da riqueza entre as formações abertas e florestais corroboram estudos anteriores que mostram que a maior parte da riqueza e endemismo da lacertofauna está associada a formações abertas. O presente estudo ressalta a importância das formações abertas para a manutenção da diversidade, especialmente, de espécies endêmicas do Cerrado. A alta frequência de espécies endêmicas em fisionomias abertas mostra que é essencial à elaboração de políticas que incorporem essas informações para garantir a conservação da biodiversidade no Cerrado. Porém, os resultados aqui apresentados mostram que também existem espécies intimamente associadas a formações florestais, especialmente a matas semidecíduais. Estas formações são importantes para garantir a conservação de espécies e linhagens com ocorrência exclusiva nessas fisionomias.

Outra importante conclusão é que a manutenção de áreas com alta heterogeneidade é importante para a conservação da riqueza e diversidade no Cerrado. A UC que apresentou uma maior gama de fitofisionomias (PNCV) apresentou uma maior diversidade beta. Garantir a incorporação de um número maior de fitofisionomias no planejamento de Unidades de Conservação é importante para contemplar maior número de espécies. Apesar das diferenças encontradas entre as UCs, os resultados sugerem que as linhagens que compõem a

lacertofauna das UC compartilham uma mesma origem histórica. Isso sugere que eventuais impactos nessas regiões, ou grandes alterações climáticas, podem trazer riscos maiores a conservação dessas espécies, já que existe uma restrição evolutiva em termos de respostas que essas linhagens podem apresentar frente a grandes impactos.

O presente estudo não conseguiu determinar variáveis de micro-habitat importantes para explicar a ocorrência e distribuição dos lagartos e linhagens no PNB e PNCV. É importante entender como fatores bióticos e abióticos atuam na ocorrência e estruturação de comunidades naturais e diversas questões permanecem abertas. Estes fatores devem ser compreendidos e incorporados a projetos voltados para garantir a conservação de espécies e linhagens. Incorporar informações em diferentes escalas (meso e macrohabitat) podem trazer respostas mais efetivas para compreender os fatores responsáveis pela ocorrência e manutenção de populações naturais no Cerrado.

O desenho amostral baseado no RAPELD pode ter influenciado não só os resultados deste trabalho, mas também o conhecimento dos biomas brasileiros em geral. Regiões com alta heterogeneidade horizontal da paisagem, como o Cerrado, demandam a distribuição de amostragens que contemplem a variação local em termos de distribuição e grau de conservação de diferentes fitofisionomias. Atualmente, a Instrução Normativa (IN) número 13 de 2013 do IBAMA obriga que amostragens em empreendimentos como ferrovias e rodovias utilizem o RAPELD. Essa IN acaba influenciando outros órgãos ambientais e estas instituições que acabam solicitando que esse método amostral seja aplicado em outros grandes empreendimentos. Este desenho provavelmente está subestimando a riqueza e diversidade de regiões, já que não existe um controle eficiente sobre o número de réplicas e de distribuição buscando contemplar as diversas fisionomias de regiões. Este fator certamente interferiu no número de espécies encontradas neste estudo, assim como a distribuição da diversidade nas

UC contempladas. Este desenho amostral deve ter objetivos específicos e sua utilização em levantamentos e monitoramentos deve refletir a complexidade dos sistemas naturais e não ao contrário, onde se pretende que um desenho amostral pouco flexível funcione efetivamente para todas as situações do mundo natural.