



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Comunidades de pequenos mamíferos e predação de sementes em áreas de Cerrado em diferentes estágios de regeneração

Jéssica Lunas Santos

Orientador: Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira

Dissertação apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília, Março de 2017

Agradecimentos

Agradeço em primeiro lugar a Deus, meu Senhor e meu Pai, e a minha Mãezinha Maria. Dedico este trabalho a toda minha família, especialmente aos meus avós que me ensinaram o quanto é bom estar em contato com a terra e a minha mãe Alessandra, que esteve presente em todas as etapas deste projeto; Obrigada, mãe, por sempre me motivar quando eu desanimei, por acreditar que eu conseguiria e por me ajudar com minhas terríveis roupas de campo!!!

Dedico ainda ao meu pai, que apesar de não estar aqui para ir comigo ao campo, sei que ele adoraria ter ido me ajudar. Provavelmente herdei este amor de “perambular” pela natureza dele e de minha mãe. Ao meu namorado Omar, agradeço não só pela ajuda no campo, mas por todo seu apoio. Por ter me ouvido falar incansavelmente deste trabalho por dois anos inteiros.

Sou grata ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e a equipe de professores que me acompanhou neste processo de aprendizado.

Agradeço ao CNPQ pela bolsa de estudos que me foi concedida; sem esta ajuda este trabalho não seria possível.

Deixo expresso aqui meu agradecimento à equipe do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros pela parceria e apoio na realização deste projeto e ao IBAMA – Sisbio pela liberação da licença de captura e coleta.

Agradeço a orientação e dedicação do meu orientador, Professor Dr. Emerson Monteiro Vieira. Muito obrigada professor, pela oportunidade de aprender com você, por me guiar neste caminho e pela paciência em me ensinar. Posso dizer que apesar das minhas dificuldades e do tempo, que às vezes pareceu ser meu inimigo, aprendi realmente muito com você.

Agradecimentos especiais a todos os que me ajudaram em campo, tenho um débito com vocês: Vitória Vilarinho, João Pantoja, Veronica Carolina Amorim Souza, Camila Moniz, Lucas Ferraz de Souza, João V. Gonçalves Libório, Pedro Kenneth, Ruan Alex de Oliveira, Vanessa Carla, Daniele Cristina Barcelos, Victor Kenneth, Victor Hugo Chaves, Victor Diego Lisboa e Vandélio Cesar Mendes (amigo que ajudou não só como motorista, mas também na logística e dicas de campo!!!).

Agradeço aos meus colegas de laboratório pelas discussões a respeito do meu delineamento amostral e coleta de dados e especialmente a Daniela Behs, Nicholas Ferreira de Camargo, André F. Mendonça, Anna Carla L. Camargo e Nayara Yoshie Sano pela ajuda com minhas análises. Valeu mesmo!!!

Agradecimento muito especial a Guilherme Reis por me ajudar a triar os incontáveis potes de mini *pitfalls* e ainda me ajudar no campo!

Meu muito obrigado a Isabel Schimidt e Alexandre Bonecos Sampaio, que não só ajudaram a idealizar este projeto como também foram parte indispensável em sua execução. Obrigada professora pela paciência, pelos conselhos, pela alegria contagiante que você transmite, mesmo quando cansada do campo! Obrigada por ter me ajudado com meus campos e, a cima de tudo, obrigada por tornar este trabalho possível ao me ceder hospedagem e aos meus companheiros de campo. Obrigada por tudo. Preciso dizer, pois devo agradecer a tantas coisas que seriam necessários muitos parágrafos a mais!!

Agradeço ao Claudomiro por todo o suporte que me deu durante todo o período de campo, pelas sementes que coletou para o meu experimento, por ter arrumado lugar para guardar todas as coisas de campo, pela disponibilidade em me ajudar a qualquer momento, inclusive quando o carro quebrou, e por tudo o que me ensinou. Obrigada “Clau”!!

Agradeço aos rapazes que aceitaram trabalhar dias a fio para instalar meus *pitfalls*. Vonilson Jesus da Silva, Rafael Brigato, Maicon M. Magalhães, Felipe Dias da Silva. Vocês foram realmente demais!!

Agradeço a todos os meus amigos por sempre estarem dispostos a me ouvir, me dar um abraço quando precisei, estarem em oração para que desse tudo certo e compreenderem quando não pude estar presente em momentos especiais.

Finalmente, agradeço aos membros da banca que se dispuseram a doar seu tempo para avaliar e me ajudar a concluir este trabalho.

Sumário

Resumo.....	1
Abstract.....	2
Introdução.....	3
Material e Métodos:	
- Área de Estudo.....	8
- Amostragem de Pequenos Mamíferos.....	10
- Experimento de Remoção de Sementes.....	13
- Experimento de Oferta de Sementes em Cativeiro.....	15
- Disponibilidade de Recursos.....	16
- Análise de Dados.....	16
Resultados.....	18
Discussão.....	26
Considerações Finais.....	32
Referências Bibliográficas.....	34
Material Suplementar.....	39

Resumo: O uso da terra para agropecuária é uma das principais causas de alteração da paisagem no Cerrado brasileiro. Esse distúrbio pode alterar as comunidades da fauna nativa e suas funções ecológicas. Neste estudo, investiguei o efeito dessas alterações na paisagem (incluindo áreas em processo de restauração) na comunidade de pequenos mamíferos terrestres e no desempenho destes como predadores de sementes. Amostrei cinco ambientes, no Cerrado brasileiro – uma área de cerrado *sensu stricto*, uma pastagem abandonada composta principalmente de braquiária (*Urochloa decumbens*), e áreas em três fases distintas do processo de regeneração (dois três e quatro anos após o plantio de espécies nativas). Avaliei a disponibilidade de recursos alimentares para estes mamíferos, investigando a biomassa de invertebrados nos *habitat* amostrados. Como esses animais atuam principalmente como predadores de sementes em diversos *habitat*, avaliei a predação das sementes de duas espécies nativas, o carvoeiro (*Tachigali vulgaris*) e a copaíba (*Copaifera langsdorffii*), nas áreas amostradas. Em cativeiro, ofereci sementes destas duas espécies e de braquiária para o roedor dominante nas áreas. Registrei 300 capturas de 180 indivíduos, pertencentes a cinco espécies. Curvas de rarefação indicaram que áreas em processo de regeneração por mais tempo e a área nativa tendem a possuir maior riqueza. A maior biomassa de invertebrados foi encontrada no Cerrado nativo na estação chuvosa. O roedor *Necromys lasiurus*, espécie generalista de Cerrado, apresentou maior dominância nas áreas em regeneração na estação seca. Os pequenos mamíferos foram os principais predadores das sementes testadas em campo. Houve diferenças entre *habitat* apenas para *C. langsdorffii*, com maior predação nos ambientes de pastagem e Cerrado nativo na época chuvosa. Em cativeiro, *N. lasiurus* predou sementes de todas as espécies oferecidas. Alterações causadas por pastagens e os processos de recuperação destas, podem modificar as comunidades de pequenos mamíferos e o papel ecológico destes.

Palavras – Chave: Recuperação; Remoção de Sementes; Rodentia; Pastagem; Cerrado;

Abstract: The land use for agricultural is one of the main causes of landscape change in the Brazilian Cerrado. This disturbance can modify the native fauna and the ecological roles played by this group. In this study, I investigated the effect of this disturbance on the landscape (including areas under restoration process) on the community of non-volant small mammals and on the role of these animals as seed predators. I sampled five distinct habitats in the Brazilian Cerrado: cerrado *sensu stricto*, abandoned pasture of *Urochloa decumbens* and three environments representing distinct phases along a restoration process (two, three, and four years after planting of native species). We also evaluated the availability of food resources for these animals by investigating the invertebrate biomass in the sampled habitats. As small mammals act as seed predators in several habitats, I evaluated the seed predation of two native species, *Tachigali vulgaris* and *Copaifera langsdorffii*, in the sampled areas. In captivity, I offered seeds of these species and of *U. decumbens* seeds for the most captured rodent. I recorded 300 captures of 180 individuals belonging to five rodent species. Rarefaction curves indicated that areas in more advanced regeneration process and native environments tended to show greater richness. The invertebrate biomass was highest during the wet season in native Cerrado. The rodent *N. lasiurus* was more dominant in the restoration areas during the dry season. Small mammals were the main seed predators in the field tests in all habitats. Only for *C. langsdorffii* seed-predation rates differ among habitats, being higher during the rainy season in the native Cerrado and pasture. In captivity *N. lasiurus* preyed all species offered. I suggest that the transformation of native areas in grazing pastures and subsequent regeneration processes can modify the communities of small mammals and their ecological role.

Keywords: Regeneration, Seed Removal, Rodentia, Pasture, Cerrado;

Introdução

Paisagens possuem normalmente alto grau de heterogeneidade, com estrutura e função compostas basicamente de manchas de ecossistemas em uma matriz (Forman & Godron 1981). As manchas diferem essencialmente em sua origem, dinâmica, tamanho, forma, configuração espacial e presença de estruturas, como corredores, que integram manchas e paisagens (Forman & Godron 1981; Aquino & Miranda 2008). Em uma escala geográfica ampla, as paisagens naturais são formadas por manchas de diferentes ecossistemas, determinados pelas condições edáficas, climáticas e históricas. Já em escala regional menor, fatores como heterogeneidade do solo e topografia são considerados mais relevantes (Turner 1989; Burke et al. 1999; Aquino & Miranda 2008).

As paisagens são dinâmicas e transformações ocorrem continuamente em diferentes frequências e magnitudes, resultantes de processos naturais e antrópicos (Antrop 1998). Um distúrbio natural (e.g. inundações e incêndios) ou antrópico (e.g. desmatamentos e construção de rodovias) pode, mesmo que temporariamente, isolar um ecossistema, gerando fragmentação na paisagem (Forman & Godron 1981). A fragmentação é um processo que consiste da divisão de uma área contínua em partes menores, eliminando ou reduzindo a quantidade de um tipo de habitat e isolando os fragmentos remanescentes (Wilcove et al. 1986; Franklin et al. 2002). Um fragmento, por sua vez, é uma mancha remanescente de uma paisagem que sofreu fragmentação (Franklin et al. 2002; Aquino & Miranda 2008).

Com a ocupação e a expansão da atividade humana ao longo do tempo, as paisagens foram sendo continuamente fragmentadas. No Cerrado, por exemplo, cerca de metade de sua paisagem natural já foi modificada através do plantio de pastagens, culturas anuais, áreas urbanas e outros tipos de uso (Klink et al. 2005). Esse bioma se caracteriza por ter elevada diversidade de espécies, se comparado a outras savanas (Myers et al. 2000), e pode ser

considerado o lugar de origem das águas do continente sul-americano, abastecendo nascentes de diversas bacias hidrográficas (MMA 2008). Situado no Planalto Central brasileiro, este bioma compreende a segunda maior formação vegetal brasileira com área de 2.036.448 km², o que corresponde a 22% do território nacional (Sano et al. 2008). Sua vegetação é composta por um mosaico de fitofisionomias que se alternam entre formações florestais, savânicas e campestres (MMA 2007). No entanto, estimativas indicam que por volta de 2030, mantendo a taxa atual de desmatamento, a ocorrência desse bioma estará restrita às áreas protegidas, inseridas numa matriz de agroecossistemas (Sano et al. 2010a; Rocha et al. 2012).

De todas as formas de exploração do Cerrado, o uso da terra para agropecuária é uma das principais causas de sua alteração. Aproximadamente 26,5% da área do Cerrado foi convertida em pastagem (Sano et al. 2008). A maioria das gramíneas utilizadas nestas pastagens é de origem africana e considerada invasora no Cerrado (Peron & Evangelista 2004; Sano et al. 2010b), como *Andropogon gayanus*, *Braquiaria brizantha*, *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens*. Elas competem com as espécies nativas, impedem a regeneração natural e alteram o regime de fogo, dentre outros processos (Pivello et al. 1999; Martins et al. 2011; Rossi et al. 2014), conseqüentemente alterando a paisagem e os processos ecológicos.

A redução e a alteração das áreas onde os organismos estão adaptados podem resultar em comunidades compostas por espécies mais generalistas e com menor diversidade, populações menores, isoladas e mais susceptíveis a efeitos de borda e fatores estocásticos (Fahrig 2003; Pires et al. 2006; Bascompte et al. 2014). Logo, ações de conservação de paisagens naturais e esforços para a restauração dos ecossistemas são importantes meios para manter a biodiversidade e a sustentabilidade dos processos ecológicos do planeta em longo prazo (Aronson & Alexander 2013).

Distúrbios, como a transformação de áreas nativas em áreas de pastagens e o posterior processo de recuperação dessas áreas, podem causar alterações na fauna presente nestes locais (Churchfield & Brown 1987; Whitehead 2014). Em comunidades de pequenos mamíferos terrestres estes distúrbios podem favorecer espécies generalistas, que passam a ser dominantes nessas áreas (Churchfield & Brown 1987; Martin et al. 2012). O Cerrado possui registro de ocorrência confirmada para 251 espécies de mamíferos (32 endêmicas), com destaque para pequenos mamíferos, especialmente roedores, que possuem 78 espécies registradas (Paglia et al. 2012). Este grupo, além de servir como fonte alimentar de diversos animais, também desempenha papéis ecológicos como predadores e dispersores de sementes e polinizadores em muitos ecossistemas (Magnusson & Sanaiotti 1987, Johnson et al. 2001; Kleizen et al. 2008).

Como predadores de sementes, os roedores influenciam na dinâmica populacional das espécies predadas, reduzindo o potencial recrutamento de plântulas dessas espécies (Briani & Guimaraes 2007; Bricker et al. 2010). Este efeito é observado ao comparar a germinação e o recrutamento de plântulas na ausência e na presença destes predadores em muitas espécies em diversos ecossistemas (e.g Hulme 1998; Edwards & Crawley 1999; Kollmann & Buschor 2003; Bricker et al. 2010). Esses animais atuam como dispersores a partir do momento que descartam fragmentos viáveis de sementes em locais adequados ou quando as sementes passam pelo trato digestório e se mantêm viáveis (Loayza & Carvajal 2014). A espécie *Miconia albicans* (Melastomataceae), por exemplo, possui sementes muito pequenas, as quais podem passar pelo trato digestório do roedor sigmodontíneo *Necromys lasiurus*, comum em áreas de Cerrado, e se manterem viáveis (Magnusson & Sanaiotti 1987).

A relação ecológica entre predação e dinâmica populacional das plantas é diferente nos diversos tipos de *habitat* e está vinculada a relações com outros predadores/dispersores, como aves e formigas. Em comunidades de ambientes semiáridos no Chile, por exemplo, os principais predadores de sementes são aves e roedores (Kelt et al. 2004). Já em comunidades

desérticas dos Estados Unidos, roedores e formigas exercem essas funções, onde a competição pode ser intensa (Brown & Davidson 1977). No Cerrado, a predação de sementes em diferentes fitofisionomias ocorre principalmente por formigas e roedores (Vaz Ferreira et al. 2011).

Distúrbios como a implantação de pastagens podem alterar essas funções ecológicas. Quando avaliado o tamanho das sementes de espécies nativas e invasoras em pastagens de locais semiáridos do estado de Montana, nos Estados Unidos, foi observado que sementes maiores possuem maior germinação, independente da presença de predadores ou do grau de perturbação sofrido pela área, e que sementes pequenas, de espécies nativas, possuem maior recrutamento se comparado com as espécies de sementes grandes de invasoras nesses locais perturbados (Maron et al. 2012). Um estudo relacionando a predação de sementes por roedores e padrões de ocorrência de gramíneas exóticas invasoras, em áreas de pastagem de savanas da Argentina, sugere que estes animais poderiam funcionar como barreiras bióticas contra invasões destas plantas e que distúrbios antrópicos frequentes, tais como a construção de estradas, podem interromper esse filtro (Pearson et al. 2014).

Dado que distúrbios antrópicos, como a implantação de sistemas agropastoris, tendem a aumentar no Cerrado e intensificar a alteração dos sistemas naturais (Sano et al. 2010b; Rocha et al. 2012), ações de restauração tendem a ser ainda mais necessárias. No presente trabalho, eu investiguei o efeito de alterações na paisagem causadas por pastagens e a restauração de manchas de cerrado *sensu stricto*, na comunidade de pequenos mamíferos terrestres. Além disso, me propus a avaliar o papel ecológico destes como predadores de sementes nestas áreas.

Com base nesses objetivos, avaliei as seguintes hipóteses: (I) Alterações na paisagem podem modificar as comunidades de pequenos mamíferos, levando à redução da riqueza local

em comparação com áreas nativas do Cerrado, devido à simplificação na estrutura do habitat.

(II) A abundância de determinadas espécies de roedores deve ser maior nas áreas alteradas, devido à alta disponibilidade de recursos adequados para estas. Nestas áreas existe alta produção de biomassa de gramíneas e muitos invertebrados, resultantes dos processos de sucessão em que se encontram. Com isso, haveria alteração nos padrões de dominância nas comunidades. Essas passariam a ser dominadas por espécies mais generalistas, associadas a formações mais abertas e estágios sucessionais iniciais ou intermediários (Odum & Barrett 2011).

(III) Variações na abundância dos pequenos mamíferos terrestres podem alterar taxas de predação de sementes nas restaurações, alterando o potencial de recrutamento de algumas espécies. A maior abundância de roedores generalistas deve acarretar no aumento das taxas de predação nessas áreas.

Material e Métodos

Área de Estudo

Realizei este estudo no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), localizado entre os municípios de Alto Paraiso de Goiás, Cavalcante, Teresina de Goiás e Colinas do Sul, na região Centro-Oeste do Brasil (Figura 1). Esta região possui clima tropical chuvoso (AW segundo a classificação de Köppen), caracterizado por uma estação seca e fria de maio a setembro e uma estação chuvosa e quente entre os meses de outubro e abril (Eiten 1972).

O PNCV possui 65.514 hectares de área, dos quais, aproximadamente, 100 hectares são dominados por gramíneas invasoras (*Andropogon gayanus*, *Urochloa decumbens*, *Urochloa brizantha*, *Urochloa humidicola* e *Melinis minutiflora*), utilizados para pastagem de bovinos antes de serem incorporados ao parque (Pelizzaro et al. 2017). Estas áreas eram originalmente cobertas por cerrado *sensu stricto*, fitofisionomia do Cerrado caracterizada pela presença de árvores esparsas (10% a 60% da cobertura vegetal), baixas (3 a 7 metros), inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas (Eiten 1972; Felfili & Fagg 2007). Espécies herbáceas e arbustivas também estão presentes e formam cobertura sobre o solo (Weiser & Godoy 2001).

O PNCV, em parceria com instituições de pesquisa, implantou projetos de restauração nestas áreas de pastagem e, como parte de testes para implementação em maior escala, foram testadas diferentes formas de plantio e preparo do solo em áreas a aproximadamente 500 metros de distância da área nativa. Em novembro de 2012 (Figura Suplementar 2) foram iniciados os processos de restauração em três hectares, divididos em três áreas de um hectare cada uma (Figura 1). Estas áreas foram submetidas à roçagem e aragem do solo. Posteriormente ocorreu o plantio de 23 espécies nativas do Cerrado (11 espécies de árvores, oito de gramíneas, duas de arbustos, duas de subarbustos e uma de palmeira; Tabela

Suplementar 1), utilizando técnicas de semeadura direta em linha e em área total (Alves 2016). Em novembro de 2013 (Figura Suplementar 3), iniciaram-se os processos de restauração de mais três hectares, também separados em três áreas de um hectare cada uma (Figura 1), e que passaram pelos mesmos processos de preparo do solo (roçagem e aragem). No mesmo ano, foram utilizadas sementes de 26 espécies nativas do Cerrado (18 espécies de árvores, duas de gramíneas, duas de subarbustos e quatro de arbustos; Tabela Suplementar 1) e utilizada a técnica de semeadura direta em área total (Pelizzaro et al. 2017). Em outubro de 2014 (Figura Suplementar 4) foi iniciada a restauração de sete hectares contínuas (Figura 1). Neste plantio foi utilizada a queima controlada das espécies exóticas e a posterior aragem do solo em preparo para a semeadura. Foram usadas sementes de 30 espécies nativas (17 espécies de árvores, sete de gramíneas, uma de subarbusto e cinco de arbustos) utilizando também a técnica de semeadura direta em área total (Cordeiro 2018). Em cada ano de plantio foram adotadas diferentes densidades de sementes (Tabela Suplementar 1).

Amostragens para avaliação da cobertura do solo, através do método “line-point intercept”, foram realizadas em todos os anos de plantio. Em fevereiro de 2015, o plantio realizado em 2012 possuía aproximadamente 28% de solo exposto, 31% de cobertura por espécies nativas e 39% de cobertura por espécies exóticas (Alves 2016). Em Novembro de 2015, o plantio realizado em 2013 possuía aproximadamente 27% de cobertura por espécies nativas e 73% por espécies exóticas (Pelizzaro et al. 2017). Enfim, um ano após o plantio realizado em 2014, havia aproximadamente 60% de cobertura por espécies nativas e 40% de cobertura por espécies exóticas (Cordeiro 2018).

Em 2016 amostramos os ambientes em distintos estágios de regeneração do PNCV – áreas cuja restauração começou em 2012 (14°07'00.1”S 47°38'17.3”W), áreas com restauração iniciada em 2013 (14°07'01.0”S 47°38'20.0”W) e a área com restauração iniciada em 2014 (14°06'57.6”S 47°38'21.2”W). Além disso, amostramos uma área de pastagem abandonada (3,5

hectares), composta principalmente por braquiária (*Urochloa decumbens* – Figura Suplementar 5) no PNCV (14°05'45.0"S 47°38'22.1"W) e uma área de cerrado *sensu stricto* nativo (3,5 hectares) também no PNCV (14°06'48.0"S 47°38'50.1"W), totalizando cinco tratamentos (Figura 1). O cerrado *sensu stricto* nativo (Figura Suplementar 6) foi escolhido considerando locais com menor ação antrópica e que não tivessem sofrido ação do fogo há, pelo menos, cinco anos.

Amostragem de Pequenos Mamíferos

Para caracterizar as comunidades de pequenos mamíferos em relação à riqueza, abundância e composição de espécies, realizei três campanhas de captura no ano de 2016: duas durante a estação chuvosa (Janeiro/Março) e uma durante a estação seca (Julho). Em cada um dos cinco tratamentos, instalei aleatoriamente 21 pontos de captura, distribuídos nas áreas considerando um mínimo de 15 m de distância entre eles. No caso das restaurações dos anos de 2012 e 2013, que possuíam áreas restauradas espacialmente separadas, os 21 pontos de captura foram distribuídos igualmente entre elas (sete pontos por área). Para reduzir possíveis efeitos de borda, mantive a distância mínima de 20 m da borda da estrada (utilizada apenas por brigadistas e pesquisadores) e 20 m das bordas de cada uma das áreas amostradas.



Figura 1. Localização do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros no estado de Goiás - Brasil, e das áreas amostradas no parque: pastagem abandonada (laranja), Cerrado Nativo (amarelo), Rest. 2012 - restauração iniciada em 2012 (verde), Rest. 2013 - restauração iniciada em 2013 (vermelho) e Rest. 2014 - restauração iniciada em 2014 (azul).

Cada ponto de captura possuía duas armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*) que consistia em baldes de 65 litros, três armadilhas do tipo *Sherman* pequena (9,0 x 9,5 x 23,0 cm), duas armadilhas tipo *Sherman* grande (11 cm X 12.5 cm X 37 cm) e duas armadilhas tipo *Tomahawk* (45 cm x 16 cm x 16 cm). Instalei os baldes em linha, com distância de cinco metros entre eles, interligando-os com cerca guia de 60 centímetros de altura, que iniciava cinco metros antes de cada balde. Cada um desses baldes foi considerado como uma armadilha. As armadilhas do tipo *Sherman* e *Tomahawk* foram dispostas alternadamente no solo, com distância mínima de cinco metros entre elas. Essas eram iscadas todas as manhãs durante as campanhas de captura, com uma mistura homogênea de farinha de milho, banana, pasta de amendoim, essência de baunilha, óleo de fígado de bacalhau e milho. Na primeira campanha da chuva houve um esforço de 500 *pitfalls*-noite (cinco noites), enquanto que na segunda campanha da chuva foram 770 *pitfalls*/noite (sete noites) e na campanha de seca 660 *pitfalls*-noite (seis noites). Já para as armadilhas do tipo alçapão (*Sherman* e *Tomahawk*), na primeira campanha de chuva houve um esforço total de 1.750 armadilhas/noite. Na segunda campanha da chuva foram 2.695 armadilhas/noite e na campanha de seca alcancei um esforço de 2.310 armadilhas/noite.

Verifiquei todas as armadilhas pela manhã de cada dia e os animais capturados eram identificados com relação ao sexo e a espécie, pesados com um dinamômetro Pesola® (precisão de 2 g), medidos com régua em relação ao comprimento do corpo, da cauda e da pata traseira (precisão de 1 mm) e marcados com brincos específicos para pequenos mamíferos (modelo 1005-1; National Band & Tag, Newport, Kentucky). Os animais eram soltos no mesmo local de captura logo após serem mensurados e identificados. Espécimes para confirmação de identificação das espécies foram coletados (licença SISBIO N° 50092-1), taxidermizados e tombados na Coleção de Mamíferos do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília.

Experimento de Remoção de Sementes:

Para avaliar a remoção de sementes pelos pequenos mamíferos nos diversos tratamentos, utilizei sementes das espécies arbóreas *Copaifera langsdorffii* e *Tachigali vulgaris*. Essas foram escolhidas por serem frequentes em cerrado *sensu stricto*, utilizadas na restauração das áreas degradadas do PNCV, serem de fácil acesso para coleta e com potencial de predação por pequenos mamíferos.

A *Copaifera langsdorffii* Desf. (Fabaceae), popularmente conhecida como copaíba ou pau-d'óleo, possui sementes pretas, elipsoides e reniformes de 1,3 centímetros ($\pm 0,16$) e 0,8 gramas (Silva Júnior 2009). Os frutos são do tipo legume e normalmente possuem apenas uma semente com presença de arilo. Desenvolvem-se durante a estação seca, ocorrendo á deiscência e dispersão no final do período de estiagem e início do período chuvoso em outubro (Pedroni et al. 2002). Já a *Tachigali vulgaris* (Fabaceae), popularmente conhecida como carvoeiro, possui sementes de até um centímetro de comprimento com 0,2 gramas, oblongas e achatadas, e seu endocarpo é alado e amarelado sem a presença de arilo. Possui apenas uma semente por fruto e sua dispersão ocorre de Agosto a Outubro (Silva Júnior 2012).

As sementes que utilizei foram coletadas pela equipe do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, durante o ano de 2015. Realizei após a coleta uma triagem para retirada de sementes danificadas por brocas que pudessem potencialmente impossibilitar sua germinação. As sementes de copaíba passaram ainda pela retirada do arilo que a envolve, uma vez que elas foram empregadas no plantio da restauração sem o mesmo e nosso intuito era saber se dessa forma elas ainda poderiam ser predadas. Utilizei neste experimento os mesmos pontos utilizados para amostrar a comunidade de pequenos mamíferos. As sementes das espécies foram intercaladas entre os pontos e em cada ponto havia dois tratamentos de remoção de

sementes, dispostos a uma distância mínima de cinco metros dos pontos de captura de pequenos mamíferos.

No primeiro tratamento de remoção, como experimento controle, coloquei uma placa de Petri com 10 sementes de uma das espécies sobre o solo sem a exclusão de nenhum predador. No segundo tratamento, sob a placa de Petri com o mesmo número de sementes coloquei uma gaiola de exclusão parcial (24 cm x 24 cm de largura e 10 cm de altura, malha = 1,5 cm, com uma abertura de cada lado ao longo da borda inferior de 12 cm de largura e cinco cm de altura), que só permitia acesso de pequenos mamíferos (< 300 gramas), limitando a predação das sementes por aves e vertebrados de médio e grande porte (como em Iob & Vieira 2008). Neste caso, eliminei a predação por invertebrados não voadores com cola entomológica (Colly Química) aplicada ao redor das placas de Petri.

Revisei os experimentos após cinco noites consecutivas e registrei o nível de predação (sementes removidas, predadas, intactas e porcentagem de predação). Considerei sementes com mais da metade ou todo o endosperma consumido como predadas e sementes a uma distância maior que aproximadamente 0,5 metros como removidas. Como pequenos mamíferos não voadores agem essencialmente como predadores, sementes removidas também foram consideradas predadas (DeMattia et al. 2004). Desta forma, a taxa de predação considerada foi em função da soma de sementes consumidas e removidas das estações experimentais. Sementes que germinaram ou foram atacadas por fungos durante o experimento foram descartadas.

Experimento de Oferta de Sementes em Cativeiro

Ofereci sementes de *Tachigali vulgaris* e *Copaifera langsdorffii* em cativeiro para a espécie de pequeno mamífero terrestre dominante nas áreas amostradas. Ofereci também sementes de braquiária (*Urochloa decumbens*), com o intuito de averiguar se estes pequenos mamíferos poderiam se alimentar das mesmas. Originária da África *Urochloa decumbens* (Poaceae) é uma gramínea perene que apresenta frutos com uma só semente que é ligada totalmente à parede do fruto, chamado de cariopse (Takamori 2014). Sua floração mais intensa ocorre durante o verão e outono e é seguida por grande produção de sementes (Oliveira & Sá 2006; Rozalino Santos et al. 2009).

Cada espécie de semente foi oferecida para quatro indivíduos. Cada indivíduo foi colocado em um viveiro para pequenos mamíferos forrado com serragem por três noites consecutivas. Cada roedor era servido com água e ração para gatos à vontade, 10 sementes de *Tachigali vulgaris* ou *Copaifera langsdorffii* e todas as manhãs recebiam duas rodela de banana. Após as três noites eu registrava quantas sementes haviam sido consumidas ou, pelo menos, danificadas pelos animais. Após o experimento os indivíduos eram soltos no mesmo local de captura.

Com relação às sementes de braquiária, cada indivíduo recebeu um total de quatro gramas de sementes, sendo dois gramas quando estes chegavam aos viveiros e os outros dois gramas no início da segunda noite. Para evitar a mistura das sementes de braquiária com a serragem, elas foram ofertadas em placas de Petri que coloquei dentro de potes de plástico com acesso para os roedores apenas por um lado e presos com fita dentro dos viveiros. Os indivíduos permaneciam por três noites nos viveiros e após esse período eram soltos no mesmo local de captura. O que sobrou das sementes foi quantificado através de nova pesagem.

Disponibilidade de Recursos

Para verificar a disponibilidade de invertebrados, um dos recursos alimentares de pequenos mamíferos terrestres, nos diversos ambientes, utilizei armadilhas de queda (*pitfalls*). Essas armadilhas consistiam em copos descartáveis (200 ml) contendo cerca de 150 ml de uma mistura de água e algumas gotas de detergente. Em cada tratamento instalei 21 *pitfalls*, nos mesmos pontos de captura de pequenos mamíferos.

Após três noites, as *pitfalls* eram retiradas do campo e seu conteúdo colocado em um pote de plástico com álcool para conservação. Em laboratório o conteúdo foi lavado em água corrente para retirada de sedimentos e restos de folhas e galhos, triado para identificação dos artrópodes em nível de ordem e levado à estufa a 120 °C durante três noites consecutivas para secagem. Após as três noites o conteúdo foi pesado para obter o peso seco.

Análise de Dados:

Para comparar a riqueza de pequenos mamíferos terrestres, entre os cinco tratamentos, usei uma curva de rarefação - interpolação (Gotelli e Colwell 2011). Utilizei o programa EstimateS 9.1.0 (Cowell 2013), considerando cada ponto amostral (composto pelo conjunto de dois baldes, cinco *Shermans* e duas *Tomahawks*) como uma amostra. A avaliação das diferenças entre as curvas de rarefação foi feita por meio da inspeção visual da sobreposição entre os intervalos de confiança dos valores obtidos pela rarefação. Considerei intervalos de confiança de 84% ($1,41 \times$ Erro Padrão [EP]) por ser apontado como mais adequado para detectar diferenças entre as curvas de rarefação, uma vez que o intervalo de confiança normal de 95% (1,96 SE) pode gerar resultados excessivamente conservadores (Payton et al. 2003).

Avaliei também se existiam diferenças na abundância da espécie dominante entre os ambientes amostrados e as estações do ano, por meio de uma análise de variância (ANOVA) fatorial aleatorizada com 10.000 iterações. A variável resposta foi a abundância e como fatores as estações (chuvosa e seca) e o tipo de vegetação de cada área com cinco níveis (Pastagem, cerrado *sensu stricto* e os três ambientes em processo de regeneração). Para ver se existiam diferenças entre a biomassa de invertebrados (variável resposta) e os fatores tipo de vegetação e estação do ano (chuvosa e seca) também utilizamos a ANOVA fatorial aleatorizada com 10.000 iterações.

A similaridade da composição de invertebrados entre as formações vegetais amostradas foi realizada por meio de uma Análise de Similaridade (ANOSIM), com base no índice de Bray-Curtis, considerando as dez ordens mais representativas na estação seca e as dez ordens mais representativas na estação chuvosa. Utilizamos o *software* PAST 3.09 (Hammer 2001).

Avaliei a proporção de sementes predadas entre os tratamentos para cada espécie de semente testada em cada estação do ano através da ANOVA aleatorizada (10.000 iterações). A variável resposta foi a proporção de predação na estação chuvosa ou na estação seca transformada para o arco seno da raiz quadrada do valor original (Zar 2010). Os fatores foram o tipo de vegetação do ambiente, com cinco níveis (cerrado *sensu stricto*, pastagem abandonada, e as três áreas em processo de regeneração) e os tratamentos controle (sem exclusão de nenhum grupo de predadores de sementes) e exclusão (acesso somente a pequenos roedores). Realizei todas as análises de variância no *software* R (R Core Team 2016) utilizando o pacote *agricolae* (Mendiburu 2016). Considerei o nível de significância de 5% e, nos casos em que a ANOVA foi significativa, usei testes *t a posteriori* para apontar diferenças significativas entre os tratamentos. Avaliei uma possível autocorrelação espacial entre as parcelas tanto em relação a abundância da espécie dominante quanto para as taxas de

predação. Para isso utilizei o Índice de Moran, usando o *software* SAM (Spatial Analysis for Macroecology; Rangel et al. 2010).

Resultados

Com um esforço total de 6.755 armadilhas/noite (tipo alçapão) e 1930 *pitfalls*/noite registrei 300 capturas de 180 indivíduos pertencentes a cinco espécies de roedores (Tabela 1). O sucesso de captura foi maior na estação seca (Tabela suplementar 2), nas restaurações dos anos de 2013 (1.19%) e 2012 (1.03%) e menor no cerrado *sensu stricto* (0.05%). Com relação ao tipo de armadilha, o maior sucesso de captura foi no modelo *Sherman* grande e o menor no modelo *Tomahawk*.

As curvas de rarefação não indicaram diferenças claras entre as áreas amostradas, apresentando sobreposição entre os intervalos de confiança (Figura 2). Contudo, foi possível observar uma tendência entre as áreas amostradas, com as áreas nativas e as áreas com maior tempo em processo de regeneração (curvas verde e vermelha na Figura 2) gerando curvas ainda não estabilizadas. Isso sugere que quanto mais tempo em processo de regeneração mais rica a comunidade tende a ser. Além disso, a área com menor tempo em regeneração (recuperação iniciada no ano de 2014) diferiu de todas as outras, com a menor riqueza encontrada (Figura 2).

A espécie mais abundante em todas as áreas amostradas foi *Necromys lasiurus* (Figura Suplementar 9), compreendendo 95% dos indivíduos capturados. Sua abundância variou entre as vegetações amostradas (Figura 3) e diferiu significativamente entre essas ($F = 6,362$ $df = 4$ $P > 0,001$). As diferenças encontradas foram entre o cerrado *sensu stricto*, que apresentou a menor abundância da espécie e áreas em regeneração, com as maiores abundâncias nas regenerações de 2012 ($P = 0,011$) e 2013 ($P = 0,004$). Já com relação às estações do ano, a

abundância de *N. lasiurus* diferiu entre elas ($F = 11,389$ $df = 1$ $P = 0,001$), tendo sido em média, duas vezes maior na estação seca (Figura 3). A interação entre esses fatores (tipo de vegetação e estação do ano) também foi significativa ($F = 3,470$ $df = 4$ $P = 0,007$; Tabela Suplementar 3), indicando que a abundância de *N. lasiurus* se alterou entre os tipos de vegetação de acordo com a estação do ano.

A biomassa de invertebrados diferiu entre os tipos de vegetação amostrados ($F = 3,832$ $df = 4$, $P = 0,005$) e entre as estações do ano ($F = 27,358$ $df = 1$, $P = 0,0007$). Sendo que a interação entre esses fatores também foi significativa ($F = 3,160$ $df = 4$, $P = 0,001$). Com relação às estações do ano, a biomassa de invertebrados foi, em média, cinco vezes maior na estação chuvosa (Figura 4). O Cerrado foi a área com maior biomassa de invertebrados, com diferenças significativas em comparação com as áreas em regeneração dos anos 2012 ($P = 0,034$) e 2013 ($P = 0,025$), somente na estação chuvosa (Figura 4).

A ANOSIM indicou que, na estação seca, a composição de invertebrados entre os tipos de vegetação foi similar ($R = 0,053$ $P = 0,052$). Já na estação de chuva, há diferença na composição de invertebrados entre os tipos de vegetação ($R = 0,177$ $P = 0,001$). As principais ordens responsáveis por essas diferenças são Isoptera e Orthoptera, que apresentaram alta taxa de biomassa em comparação com as outras ordens amostradas (Figura Suplementar 1). A maior biomassa da ordem Isoptera foi no Cerrado nativo, enquanto que a da ordem Orthoptera foi na restauração mais recente, de 2014 (Figura Suplementar 1).

Tabela 1. Lista de espécies capturadas, abundância total dos indivíduos e riqueza de espécies em cada tratamento amostrado.

Espécie	Tratamentos				
	Nativo	Pastagem	Rest. 2012	Rest. 2013	Rest. 2014
<i>Calomys tener</i>	0	3	2	0	0
<i>Necromys lasiurus</i>	3	18	50	59	41
<i>Oxymycterus delator</i>	0	0	0	2	0
<i>Oxymycterus</i> sp.	0	0	1	0	0
<i>Thrichomys apereoides</i>	1	0	0	0	0
Abundância	4	21	53	61	41
Riqueza	2	2	3	2	1

Legenda. Nativo - cerrado *sensu stricto*, Pastagem – Pastagem abandonada, Rest. 2012 – Restauração iniciada em 2012, Rest. 2013 – Restauração iniciada em 2013, Rest. 2014 – Restauração iniciada em 2014.

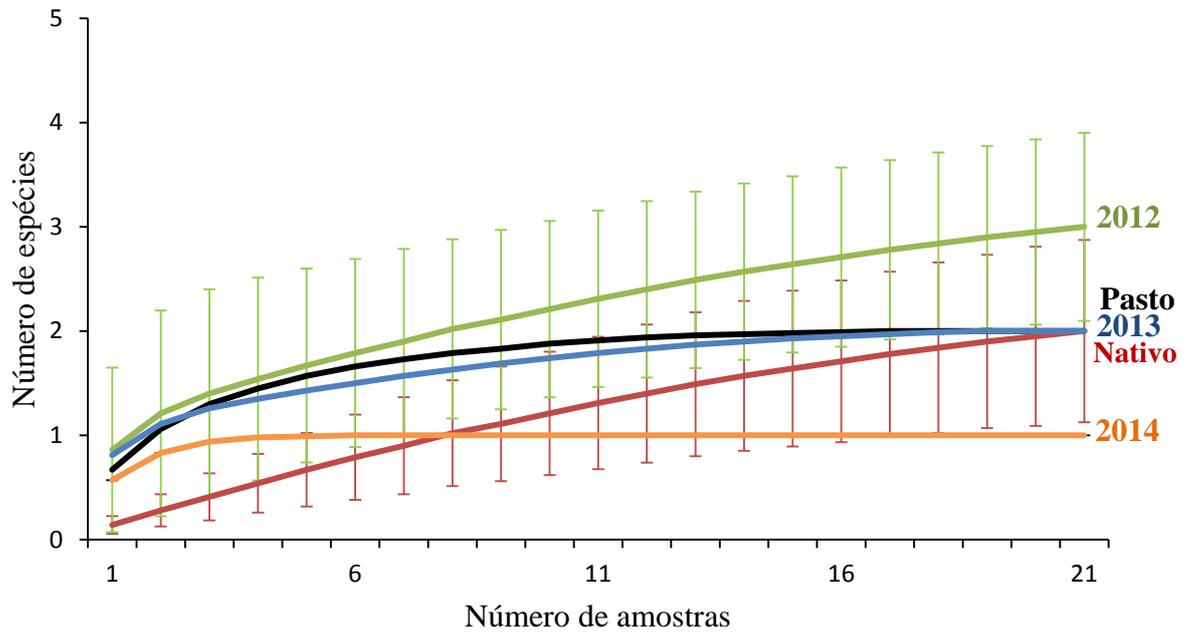


Figura 2. Curva de rarefação por amostra das espécies de pequenos mamíferos terrestres em cada ambiente amostrado. A linha preta indica a área de pastagem abandonada, a vermelha o cerrado *sensu stricto* nativo, a verde a restauração iniciada em 2012, a azul a restauração iniciada em 2013 e a laranja a restauração iniciada em 2014. Barras horizontais indicam os intervalos de confiança do cerrado *sensu stricto* nativo e da restauração iniciada em 2012.

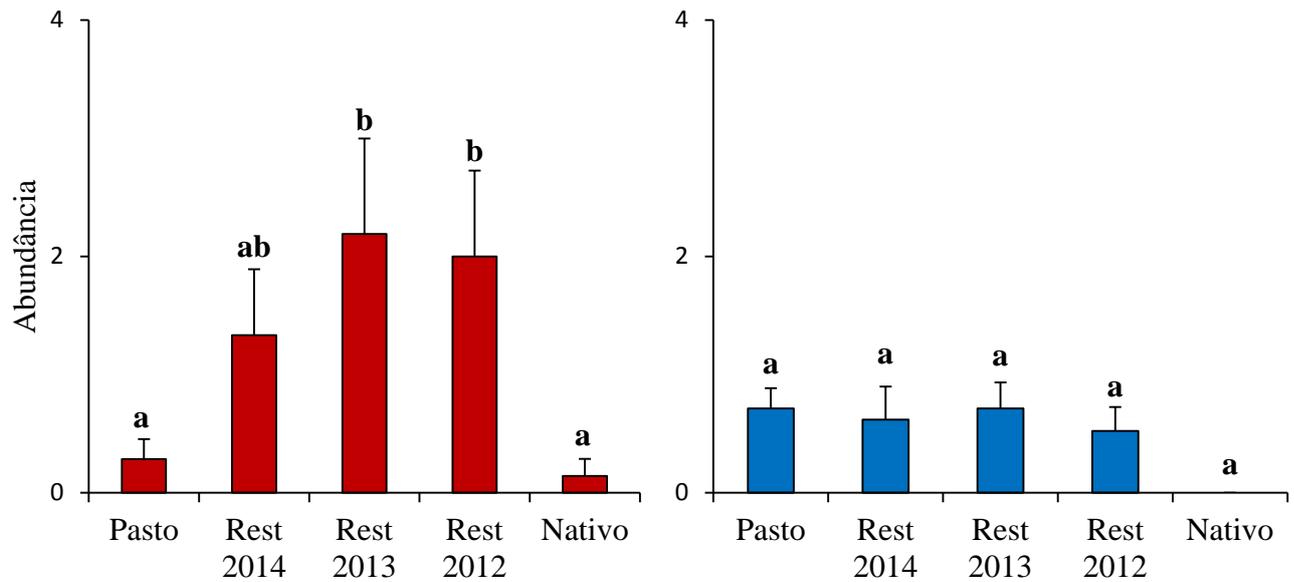


Figura 3. Abundância média do roedor *Necromys lasiurus* nas estações seca (esquerda) e chuvosa (direita) em cada tipo de vegetação amostrado. As letras sobre as colunas indicam as diferenças significativas entre os tratamentos: Pasto – Pastagem abandonada, Rest. 2012 – Restauração iniciada em 2012, Rest. 2013 – Restauração iniciada em 2013, Rest. 2014 – Restauração iniciada em 2014, Nativo - cerrado *sensu stricto* nativo. As barras verticais indicam o erro padrão.

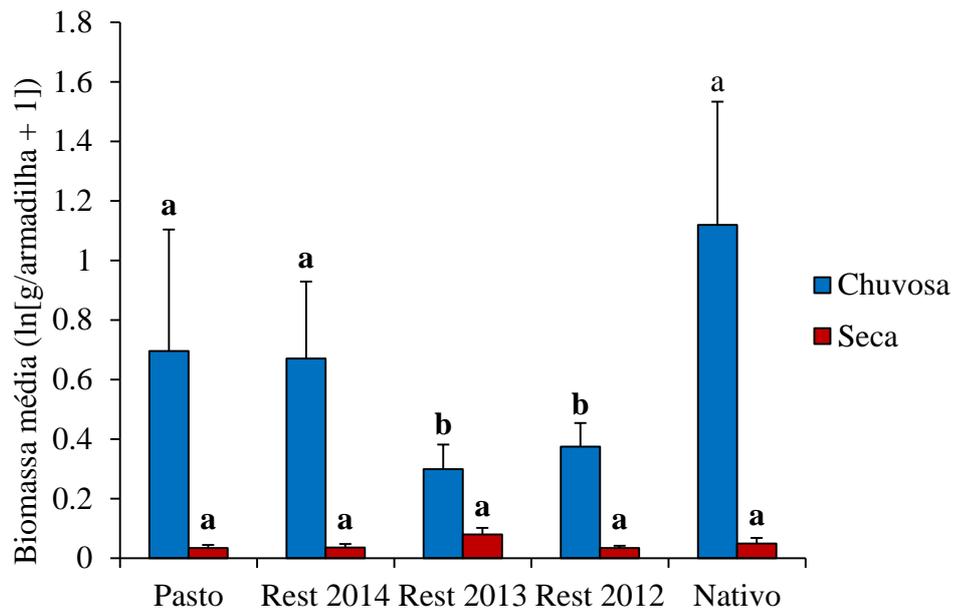


Figura 4. Biomassa de invertebrados em gramas por armadilha (*pitfall*) nas estações seca (barras vermelhas) e chuvosa (barras azuis) nos tratamentos: Pasto – Pastagem abandonada, Rest. 2012 – Restauração iniciada em 2012, Rest. 2013 – Restauração iniciada em 2013, Rest. 2014 – Restauração iniciada em 2014, Nativo - cerrado *sensu stricto* nativo. As barras indicam o erro padrão e as letras indicam as diferenças significativas entre os habitats em cada época do ano.

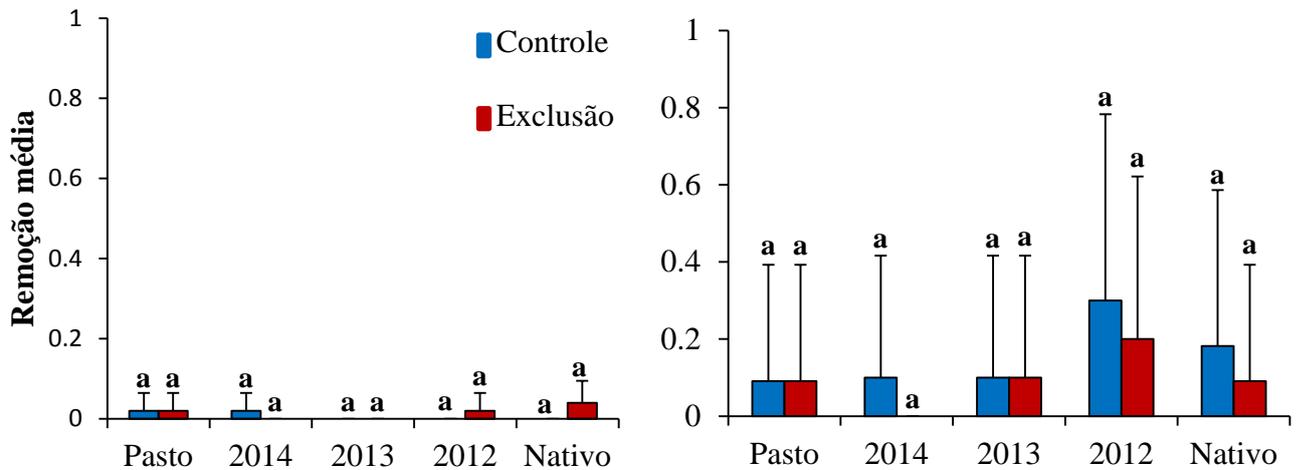
Remoção de Sementes

As taxas de remoção de sementes de *Tachigali vulgaris* foram, em média, duas vezes maiores na estação chuvosa em comparação com a estação seca (Figura 5). Considerando a variação na estação seca, a predação não diferiu entre os ambientes ($F = 0,636$ $df = 4$, $P = 0,639$), entre os tratamentos de remoção ($F = 0,727$ $df = 1$, $P = 0,398$) e na interação desses fatores ($F = 1,181$ $df = 4$, $P = 0,333$). Da mesma forma, na estação chuvosa não houve diferença na remoção de sementes de *T. vulgaris* entre os ambientes ($F = 1,017$ $df = 4$, $P = 0,402$), entre os tratamentos ($F = 0,755$ $df = 1$, $P = 0,386$) ou na interação dos fatores ($F = 0,128$ $df = 4$, $P = 0,971$).

A remoção de sementes da *Copaifera langsdorffii* na estação seca também não foi significativa entre os ambientes ($F = 1,936$ $df = 4$, $P = 0,123$), entre os tratamentos ($F = 2,781$ $df = 1$, $P = 1,000$) ou na interação desses fatores ($F = 1,561$ $df = 4$ $P = 1,000$). Já na estação chuvosa, houve diferença na remoção das sementes entre as áreas ($F = 5,114$ $df = 4$, $P = 0,008$). As taxas de remoção na pastagem e no Cerrado foram maiores do que nas áreas onde a vegetação se encontra em regeneração (Figura 5). Não houve diferença significativa entre os tratamentos ($F = 0,138$ $df = 1$, $P = 1,000$) ou na interação entre os fatores ($F = 0,188$ $df = 4$, $P = 1,000$).

Em relação à oferta de sementes em cativeiro, os indivíduos de *Necromys lasiurus* predaram 17,5% das sementes oferecidas de *Tachigali vulgaris* (Figura Suplementar 8) e 12,5% das sementes da *Copaifera langsdorffii* (Figura Suplementar 7). A predação de *Urochloa decumbens* foi estimada em 38%, uma vez que, após as três noites nos viveiros os roedores haviam misturado as sementes restantes (não predadas) com alguns detritos da serragem utilizada nos viveiros e não foi possível realizar a retirada total destes.

A *Tachigali vulgaris*



B *Copaifera langsdorffii*

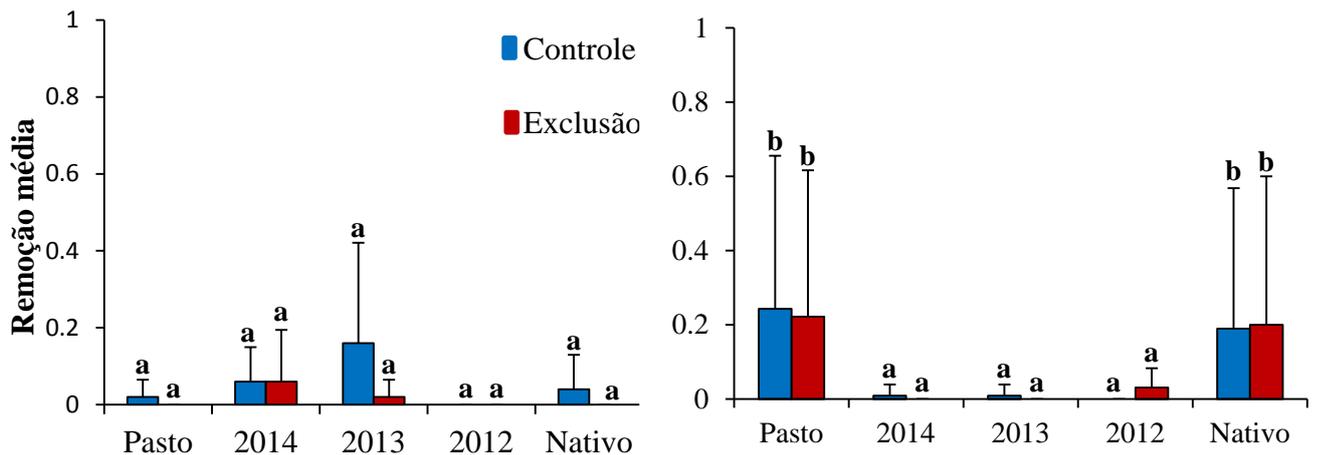


Figura 5. Remoção média das duas espécies de sementes, em cada área amostrada, de acordo com o tratamento: Controle (sem exclusão de nenhum grupo de predadores de sementes) e Exclusão (acesso somente a pequenos roedores). Para cada espécie, as figuras à esquerda são da estação seca e da direita da estação chuvosa. A figura A indica a remoção média da espécie *Tachigali vulgaris* e a figura B da espécie *Copaifera langsdorffii*. Pasto – pastagem abandonada, Rest. 2014 - Restauração iniciada em 2014, Rest. 2013 - Restauração iniciada em 2013, Rest. 2012 – Restauração iniciada em 2012 e Nativo - cerrado *sensu stricto*. As barras indicam o desvio padrão.

Discussão

Os resultados evidenciam que alterações na paisagem causadas por pastagens e por áreas em processo de regeneração podem modificar as comunidades de pequenos mamíferos terrestres, incluindo sua composição, abundância e diversidade, em comparação com o Cerrado nativo. Ficou evidente que espécies generalistas podem ser beneficiadas por essa alteração. Além disso, os pequenos mamíferos foram os principais predadores das sementes testadas em todos os tipos de vegetação amostrados.

No presente estudo, o maior sucesso de captura foi na estação seca, para todos os tipos de armadilhas utilizadas. Este padrão está de acordo com o que foi encontrado em estudos que avaliaram a variação sazonal de pequenos mamíferos no Cerrado (Alho et al. 1986; Bernardes 2006). Esses resultados podem ter ocorrido devido à maior disponibilidade de recursos alimentares na estação chuvosa, o que pode resultar, além da perda de eficiência das iscas (Bernardes 2006; Santos Filho et al. 2008), uma redução da área de vida das espécies (Bergallo & Magnusson 1999; Lurz et al. 2000; Schradin & Pillay 2006; Schradin et al. 2010) e, conseqüente, menor eficiência das armadilhas. Encontrei este padrão em todas as áreas amostradas e, marcadamente, no cerrado *sensu stricto*, onde obtive a maior biomassa de invertebrados e a menor taxa de captura nesta época do ano.

Considerando que encontrei a maior riqueza nas áreas em processo de restauração do ano 2012 e que a curva de rarefação não se estabilizou para esta área, a hipótese de que alterações na paisagem poderiam levar a uma redução na riqueza total, em comparação com a área nativa, não foi corroborada. No entanto, essa área era a mais antiga entre aquelas em processo de restauração, sugerindo que o transcorrer do processo de sucessão estaria favorecendo o retorno das espécies. A curva de rarefação para o Cerrado nativo também não atinge a assíntota indicando que a comunidade possivelmente ainda não foi satisfatoriamente

amostrada e que sua riqueza pode ser maior que na pastagem e nas restaurações. De fato, um estudo realizado também no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros com um esforço amostral duas vezes maior que o do presente estudo, (Ribeiro 2015), indicou riqueza aproximadamente três vezes maior em áreas de cerrado *sensu stricto*.

Os meus resultados indicaram que a composição das comunidades nos primeiros anos de regeneração foi semelhante à área de pastagem, apresentando apenas espécies generalistas e alta dominância de *N. lasiurus*. Resultados semelhantes foram encontrados em pastagens e áreas em seus estágios sucessionais iniciais nos Estados Unidos e na Inglaterra. Nestes trabalhos, a comunidade nas vegetações dos estágios iniciais de sucessão também era dominada por uma espécie generalista e sua composição similar à de áreas de pastagens (Foster & Gaines 1991; Churchfield et al. 1997). Isso parece ocorrer também em florestas tropicais da Austrália, onde a composição inicial das áreas em processo de regeneração recente (3 anos) foi semelhante à pastagem e se tornou mais similar à floresta na medida que o processo de sucessão foi transcorrendo, chegando a uma composição semelhante à área nativa entre 16 e 22 anos após o início da recuperação (Whitehead et al. 2014).

Além do fator tempo, as características da área em regeneração são muito importantes nesse processo de colonização pelos pequenos mamíferos. Quando considerada a cobertura vegetal e o tamanho da mancha em processos de recuperação, os estudos indicam que quanto maior a cobertura vegetal e o tamanho da mancha, maior a riqueza e a diversidade da comunidade de pequenos mamíferos terrestres (Foster & Gaines 1991; Churchfield et al. 1997). No meu estudo, apesar de algumas áreas em regeneração serem pequenas (um hectare), já observamos mudanças na composição das comunidades. Outro fator importante a ser considerado é a proximidade da mancha com a vegetação nativa (Whitehead et al. 2014). No presente trabalho, as manchas em regeneração eram próximas de remanescentes nativos, facilitando a chegada de indivíduos colonizadores. Já na maior mancha, de sete hectares,

encontrei a menor riqueza, mas esta possuía menor tempo de regeneração, mostrando que a interação entre esses fatores pode ser importante. Apesar da proximidade dos ambientes em diferentes processos de regeneração, a composição de espécies sugere que não houve homogeneização das comunidades.

Em geral, do total do número de espécies presente em uma comunidade, frequentemente uma porcentagem pequena é abundante ou dominante e a maior parte das espécies é rara (Odum & Barrett 2011). A espécie *Necromys lasiurus* representou 95% das capturas e foi a mais abundante nos cinco habitats amostrados, evidenciando este padrão. Esta é uma espécie generalista, com ocorrência em áreas abertas e amplamente distribuída no Cerrado, sendo frequentemente dominante em áreas de cerrado *sensu stricto* (Henriques & Alho 1991; Becker et al. 2007; Layme 2008). Sua dominância foi ainda mais evidente nas áreas perturbadas. Isso indica que as alterações na paisagem causadas pela transformação das áreas nativas em áreas de pastagem e a posterior regeneração destas, beneficiaram esta espécie. No estado de São Paulo, este roedor também apresentou altas taxas de captura em uma pastagem abandonada, cuja vegetação próxima era composta por cerrado *sensu stricto* (Martin et al. 2012). Nesse estudo, houve também um alto sucesso de captura de *Calomys tener*, espécie que também capturamos na pastagem e na regeneração mais antiga.

A dominância de *N. lasiurus* aparentemente não está associada apenas a distúrbios causados pela transformação de áreas nativas em pastagem e seus processos de regeneração. Três a quatro meses depois de distúrbios causados pelo fogo em áreas nativas do Cerrado, a densidade dessa espécie aumenta rapidamente, retornando a densidades menores à medida que transcorrem os processos de sucessão da vegetação (Briani et al. 2004). Esta espécie é comum em áreas abertas e pode estar se beneficiando da redução na cobertura da vegetação (Henriques & Alho 1991; Becker et al. 2007). Na Austrália, a sucessão de pequenos

mamíferos em florestas secas e alagadas está positivamente correlacionada à densidade da cobertura vegetal após a passagem de fogo (Monamy & Fox 2000).

Em minha segunda hipótese, considerei que a abundância de algumas espécies deveria ser maior nas áreas alteradas devido à alta disponibilidade de determinados recursos, levando à alteração nos padrões de dominância nas comunidades. De fato, constatei alteração nos padrões de dominância de *N. lasiurus*. Para essa espécie, detectei, na estação seca, um aumento relativo nas áreas em recuperação em relação aos *habitat* nativo e de pastagem. Esses ambientes em que houve uma maior dominância dessa espécie apresentaram, em contraste, a menor biomassa de invertebrados. Isso sugere que recursos vegetais ou a própria estrutura da vegetação podem ser mais relevantes para determinar a distribuição espacial da espécie.

De fato, a dieta de *N. lasiurus* é baseada essencialmente em recursos vegetais (dicotiledôneas, gramíneas e sementes), porém também em invertebrados, com consumo variando de acordo com a sazonalidade (Layme 2008; Talamoni et al. 2008). Assim, ainda que a disponibilidade de invertebrados seja menor nas áreas em regeneração, os seus hábitos alimentares generalistas podem fazer com que essa espécie seja beneficiada durante todo o ano ao longo dos processos de sucessão iniciais e intermediários. Esses processos poderiam disponibilizar maior quantidade de recursos vegetais para a espécie. A vegetação das áreas em recuperação, principalmente aquelas plantadas há mais tempo, apresenta diferenças estruturais como plântulas de arbóreas maiores e formação de extrato por gramíneas que estão se reproduzindo, gerando novos indivíduos e mantendo uma população (Alves 2016). Isso poderia favorecer a presença desse roedor, que é principalmente diurno e, aparentemente, mais dependente de cobertura vegetal para proteção (Vieira et al. 2005; Vieira et al. 2010). De qualquer forma, essa aparente preferência pelas áreas em recuperação só ocorreu na época de

seca. Isso indica que a preferência por esses *habitat* está sendo mediada também pela densidade local da espécie.

Já para as espécies do gênero *Oxymycterus* que foram capturadas, a disponibilidade de invertebrados pode ter influenciado nas suas taxas de capturas. Essas espécies (*Oxymycterus delator* e *Oxymycterus* sp) ocorreram durante a estação chuvosa, época de maior biomassa de invertebrados, item base de sua dieta (~62%; Talamoni et al. 2008). As capturas aconteceram ainda nas partes mais úmidas das áreas em regeneração, habitat preferencial dos roedores desse gênero (Rodrigues et al. 2002; Becker et al. 2007).

Remoção de Sementes

Não encontrei diferenças entre os tratamentos de exclusão e controle nos experimentos de remoção de sementes, indicando que os pequenos mamíferos terrestres foram os principais predadores das sementes testadas (*Tachigali vulgaris* e *Copaifera langsdorffii*). Resultados semelhantes foram encontrados em outros estudos que avaliaram a predação de frutos e sementes no Cerrado (Briani & Guimaraes 2007; Cazetta 2015). Contudo, formigas também podem exercer um papel importante na predação de sementes no Cerrado. Vaz Ferreira e colaboradores (2011) avaliaram a predação de sementes em diferentes formações vegetais deste bioma e viram que as formigas foram os principais predadores das sementes testadas. No entanto, a presença de elaiossomos e o tamanho das sementes mais consumidas (< 100 mg) utilizadas nesse estudo, podem estar influenciando essas taxas.

O padrão de variação no principal agente removedor em função do tamanho de sementes ocorre em ecossistemas desérticos dos Estados Unidos. Nesses, sementes maiores (> 0.83 mm) parecem ser preferidas por pequenos mamíferos terrestres e sementes menores (< 0.83 mm) preferidas por formigas (Davidson et al. 1984). Já em savanas da África, a predação

de sementes em geral é maior por formigas (55%), seguida por roedores (45%) (Capon & Connor 1990); e em savanas da Venezuela os principais predadores de sementes são roedores e aves (Pérez et al. 2006). Assim, a predação de sementes é muito diferente nos diversos tipos de ecossistemas e pode estar ligada a distintos fatores, tais como as características da semente e história evolutiva das espécies.

No presente trabalho, a variação na predação das sementes só foi significativa entre os habitats amostrados, para a espécie *C. langsdorffii* no período chuvoso, cujas taxas mais altas ocorreram no cerrado *sensu stricto* e na pastagem. Esse padrão indica que, ainda que a maior abundância de pequenos mamíferos tenha sido encontrada nas áreas em processo de recuperação, essa maior abundância não leva à maior pressão de predação sobre as sementes das espécies testadas. Desta forma, minha terceira hipótese, de que eles poderiam estar reduzindo o potencial de recrutamento das espécies testadas, foi parcialmente corroborada. Isso porque as taxas de predação relativamente maiores podem contribuir para reduzir a colonização de áreas de pastagem (porém não nas áreas em recuperação) por essa espécie nativa.

As baixas taxas de predação nas áreas em processo de recuperação podem ser explicadas pelo fato de que *N. lasiurus*, a espécie mais abundante, possa preferir sementes menores (<150 mg) e recursos como gramíneas e invertebrados (Layme 2008). De fato, a oferta de sementes em cativeiro para *N. lasiurus* confirmou que este roedor, apesar de predação todas as espécies de sementes oferecidas (*C. langsdorffii*, *T. vulgaris* e *Urochloa decumbens*), parece preferir sementes menores (*U. decumbens* - 38% e *T. vulgaris* 17,5%).

O consumo de *U. decumbens* por *N. lasiurus* em cativeiro e sua grande abundância nas áreas de pastagens indicam que estes roedores podem se alimentar desta semente durante o verão e outono, quando existe alta produção de sementes (Oliveira and Sá 2006; Rozalino

Santos et al. 2009). Em 2006, a área plantada com braquiárias no Cerrado era estimada em mais de 43 milhões de hectares e a espécie *U. decumbens* é uma das mais utilizadas nestes plantios (Karia et al. 2006). Em trabalhos que amostraram áreas de pastagem, *N. lasiurus* foi uma das espécies mais abundantes, coincidindo com os resultados aqui encontrados (Santos-Filho et al. 2008; Pires et al. 2010; Martin et al. 2012).

Considerações Finais

Os resultados indicam que o transcorrer do processo de sucessão pode favorecer o retorno das espécies de pequenos mamíferos terrestres. Apesar do tamanho das áreas em recuperação e da proximidade entre elas, suas comunidades locais apresentaram diferenças na abundância, composição e riqueza de pequenos mamíferos terrestres. Essas manchas em processo de regeneração podem estar atuando em época de seca no Cerrado, como áreas de atração pelo menos para uma espécie – *N. lasiurus*.

A conversão de áreas nativas em áreas de pastagem e os estágios iniciais de recuperação (até quatro anos) tende a favorecer *N. lasiurus*, roedor generalista de áreas abertas. Uma vez que este pequeno roedor pode percorrer, em média, 41 metros em 24 horas (Vieira et al. 2005) e sua área de uso média é de aproximadamente 0.02 hectares (Becker et al. 2007), este pode se estabelecer em uma mancha em regeneração, bem como se locomover entre manchas, podendo variar na intensidade de uso de cada uma.

A maior abundância de roedores nas áreas em processo de sucessão parece não alterar as taxas de predação de sementes nas restaurações. Isso, apesar de estes terem sido os principais predadores das sementes testadas (*Tachigali vulgaris* e *Copaiifera langsdorffii*) em todos os ambientes e a espécie dominante *N. lasiurus* ter se mostrado predadora das mesmas

em cativeiro. As taxas de remoção de sementes podem, ainda, variar em função da escala de observação e do tamanho da área em processo de recuperação.

Na estação chuvosa, houve maior predação de *C. langsdorfii* nas áreas de pasto e de cerrado nativo, em comparação com as áreas em processo de recuperação. Isso sugere que processos de recuperação direcionados podem favorecer o recrutamento por essa espécie, quando se comparado com áreas nativas ou pastagens abandonadas.

O consumo de sementes de braquiária (*Urochloa decumbens*) por *N. lasiurus* em cativeiro mostrou que este roedor pode, ao menos potencialmente, preda tais sementes. Esse roedor pode, portanto, contribuir para a redução nas taxas de recrutamento dessa gramínea exótica, ainda que esta também se utilize de outras estratégias (rebrotamento) para se estabelecer. Não há chances de dispersão das sementes, uma vez que durante o consumo das sementes, este roedor destrói o embrião das mesmas.

Mudanças na paisagem causadas pela conversão das áreas nativas em áreas de pastagem e o posterior início de regeneração das mesmas podem, portanto, favorecer a dominância de uma espécie generalista. Os roedores podem, potencialmente, variar a intensidade de uso dos diferentes estágios de regeneração, de acordo com a estação do ano e causar diferentes efeitos nos processos ecológicos em que estão envolvidos, como a predação de sementes de espécies nativas do Cerrado.

Referências Bibliográficas

- ALHO, C. J. R., L. A. PEREIRA, AND A. C. PAULA. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in Cerrado biome of central Brazil. *Mammalia* 50:447–460.
- ALVES, M. 2016. Semeadura direta de ervas, arbustos e árvores para restauração do cerrado. Universidade de Brasília.
- ANTROP, M. 1998. Landscape change: plan or chaos? *Landscape and urban planning* 41:155–161.
- AQUINO, F. G. AND G. H. B. MIRANDA. 2008. Consequências ambientais da fragmentação de habitats no Cerrado. *Cerrado Ecologia e Flora - Embrapa Informação Tecnológica*. Vol.1 Distrito Federal.
- ARONSON, J., and S. ALEXANDER. 2013. Steering towards sustainability requires more ecological restoration. *Natureza & Conservação* 11:127-137
- BASCOMPTE, J., H. POSSINGHAM, AND J. ROUGHGARDEN. 2014. Patchy populations in stochastic environments. *The American Naturalist* 159:128–137.
- BECKER, R. G., G. PAISE, L. C. BAUMGARTEN, AND E. M. VIEIRA. 2007. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos e densidade de *Necomys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) em áreas abertas de Cerrado no Brasil. *Mastozoología Neotropical* 14:157–168.
- BERGALLO, H. G., AND W. E. MAGNUSSON. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80:472–486.
- BERNARDES, M. L. 2006. Estudo de uma comunidade de pequenos mamíferos, com enfoque na variação da população de *Bolomys lasiurus* (Lund, 1841), em uma área de Cerrado no estado de Minas Gerais. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.
- BURKE, I. C., W. K. LAUENROTH, R. RIGGLE, P. BRANNEN, B. MADIGAN, AND S. BEARD, 1999. Spatial variability of soil properties in the shortgrass steppe: the relative importance of topography, grazing, microsite, and plant species in controlling spatial patterns. *Ecosystems* 2: 422-438.
- BRIANI, D. C., AND J. P. R. GUIMARAES. 2007. Seed predation and fruit damage of *Solanum lycocarpum* (Solanaceae) by rodents in the Cerrado of central Brazil. *Acta Oecologica* 31:8–12.
- BRIANI, D. C., A. R. T. PALMA, E. M. VIEIRA, AND R. P. B. HENRIQUES. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13:1023–1037.
- BRICKER, M., D. PEARSON, AND J. MARON. 2010. Small-mammal seed predation limits the recruitment and abundance of two perennial grassland forbs. *Ecology* 91:85–92.
- CAPON, M. H., AND T. G. O. CONNOR. 1990. The predation of perennial grass seeds in Transvaal savanna grasslands. *South African Journal of Botany* 56:11–15.
- CAZETTA, T. C. 2015. A ocorrência de fogo media a remoção de sementes por pequenos roedores em habitats florestais neotropicais. Universidade de Brasília.
- CORDEIRO, A. O. O. 2017. Controle de gramíneas exóticas invasoras com preparo do solo e espécies nativas. Universidade de Brasília.
- CHURCHFIELD, S., J. HOLLIER, AND V. K. BROWN. 1997. Community structure and habitat use of small mammals in grasslands of different successional age. *Journal of Zoology*

- 242:519–530.
- CHURCHFIELD, S., AND V. K. BROWN. 1987. The trophic impact of small mammals in successional grasslands. *Biological Journal of Linnean Society* 31:273-290.
- DAVIDSON, D. W., R. S. INOUE, AND J. H. BROWN. 1984. Granivory in a desert ecosystem: experimental evidence for indirect facilitation of ants by rodents. *Ecology* 65:1780-1786.
- DEMATTIA, E. A., L. M. CURRAN, AND B. J. RATHCKE. 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. *Ecology* 85:2161–2170.
- EDWARDS, G. R., AND M. J. CRAWLEY. 1999. Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. *Journal of Ecology* 87:423–435.
- EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*. 38:201-341.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology-Evolution and Systematics* 34:487–515.
- FELFILI, J. M., AND C. W. FAGG. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the cerrado sensu stricto on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil *Revista Brasil. Bot.* 30:375-385.
- FORMAN, R. T. T., AND M. GODRON. 1981. Components ecology landscape structural. *BioScience* 31:733–740.
- FOSTER, J., AND M. S. GAINES. 1991. The effects of a successional habitat mosaic on a small mammal community. *Ecology* 72:1358–1373.
- FRANKLIN, A. B., B. R. NOON, AND T. L. GEORGE. 2002. What is habitat fragmentation?. *Studies in avian biology* 25:20-29.
- GOTELLI, NICHOLAS J. AND COLWELL, R. K. 2011. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. A. E. Magurran & B. J. McGill, eds. 1^o Edição. Oxford University Press.
- HENRIQUES, R. P. B., AND C. J. R. ALHO. 1991. Microhabitat selection by 2 rodent species in the Cerrado of central Brazil. *Mammalia* 55:49–56.
- HULME, P. E. 1998. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1:32–46.
- IOB, G., AND E. M. VIEIRA. 2008. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest: influence of deposition site and comparative role of small and “large” mammals. *Plant Ecology* 198:185–186.
- JOHNSON, S. D., A. PAUW, AND J. MIDGLEY. 2001. Rodent pollination in the African lily *Massonia depressa* (Hyacinthaceae). *American Journal of Botany* 88:1768-1773.
- KARIA, C. T., J. B. DUARTE, AND A. C. G. ARAÚJO. 2006. Desenvolvimento de cultivares do gênero *Brachiaria* (trin.) Griseb. no Brasil. *Documentos / Embrapa Cerrados*, ISSN 1517-5111; 163:58p.
- KELT, D. A., P. L. MESERVE, AND J. R. GUTIÉRREZ. 2004. Seed removal by small mammals, birds and ants in semi-arid Chile, and comparison with other systems. *Journal of Biogeography* 31:931–942.
- KLEIZEN, C., J. MIDGLEY, AND S. D. JOHNSON. 2008. Pollination systems of *Colchicum* (Colchicaceae) in Southern Africa: evidence for rodent pollination. *Annals of botany* 102: 747-755.
- KLINK, C. A., C. A. KLINK, R. B. MACHADO, AND R. B. MACHADO. 2005. A conservação do

- Cerrado brasileiro. Megadiversidade 1:147–155.
- KOLLMANN, J., AND M. BUSCHOR. 2003. Edges effects on seed predation by rodents in Deciduous Forests of northern Switzerland. *Plant Ecology* 164:249–261.
- LAYME, V. M. G. 2008. Efeito do clima, fogo e disponibilidade de alimento sobre a dinâmica populacional de *Necromys lasiurus* (Rodentia: Muridae) em uma área de savana Amazônica. Universidade Federal do Amazonas.
- LOAYZA, A., AND D. CARVAJAL. 2014. Seed predation by rodents results in directed dispersal of viable seed fragments of an endangered desert shrub. *Ecosphere* 5:1–9.
- LURZ, P. W. W., P. J. GARSON, AND L. A. WAUTERS. 2000. Effects of temporal and spatial variations in food supply on the space and habitat use of red squirrels (*Sciurus vulgaris* L.). *Journal of Zoology* 251:167–178.
- MAGNUSSON, W. E., AND T. M. SANAIOTTI. 1987. Dispersal of *Miconia* seeds by the rat *Bolomys lasiurus*. *Journal of Tropical Ecology* 3:277.
- MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. 1^o Edição. Princeton, New Jersey.
- MARON, J. L., D. E. PEARSON, T. POTTER, AND Y. K. ORTEGA. 2012. Seed size and provenance mediate the joint effects of disturbance and seed predation on community assembly. *Journal of Ecology* 100:1492–1500.
- MARTIN, P. S., C. GHELIER-COSTA, P. C. LOPES, L. M. ROSALINO, AND L. M. VERDADE. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 282:185–195.
- MARTINS, C. R., J. D. V. HAY, B. M. T. WALTER, C. E. B. PROENÇA, AND L. J. VIVALDI. 2011. Impact of invasion and management of molasses grass (*Melinis minutiflora*) on the native vegetation of the Brazilian Savanna. *Brazilian Journal of Botany* 34:73–90.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2008. Programa nacional de conservação e uso sustentável do bioma Cerrado - Programa Cerrado Sustentável.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2007. Cerrado e Pantanal - áreas e ações prioritárias para conservação da biodiversidade.
- MENDIBURU, F. 2016. *Agricolae: statistical procedures for agricultural research*. R package version 1.2-4. <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>.
- MONAMY, V., AND B. J. FOX. 2000. Small mammal succession is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. *Austral Ecology* 25:580–587.
- ODUM, E. P., AND G. W. BARRETT. 2011. *Fundamentos de Ecologia*. 5^o Edição. Cengage Learning, São Paulo.
- OLIVEIRA, S. A., AND M. E. SÁ. 2006. Produção de *Brachiaria decumbens* em função da cultura antecessora e das adubações nitrogenada e fosfatada. *Científica* 34:178–187.
- PAGLIA, A. . . ET AL. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 6:1-76.
- PAYTON, M. E., M. H. GREENSTONE, AND N. SCHENKER. 2003. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: what do they mean in terms of statistical significance? *Journal of insect science (Online)* 3:34.
- PEARSON, D. E., J. L. HIERRO, M. CHIUFFO, AND D. VILLARREAL. 2014. Rodent seed predation as a biotic filter influencing exotic plant abundance and distribution. *Biological Invasions* 16:1185–1196.

- PEDRONI, F., M. SANCHEZ, AND F. A. M. SANTOS. 2002. Fenologia da copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf. – Leguminosae, Caesalpinioideae) em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 25:183–194.
- PÉREZ, E. M., M. DEL M. WEISZ, P. LAU, AND L. BULLA. 2006. Granivory, seed dynamics and suitability of the seed-dish technique for granivory estimations in a neotropical savanna. *Journal of Tropical Ecology* 22:255–265.
- PELLIZZARO, K.F., A. O. O. CORDEIRO, M. ALVES, C. P. MOTTA, G. M. REZENDE, R. R. P. SILVA, J. F. RIBEIRO, A. B. SAMPAIO, D. L. M. VIEIRA, AND I. B. SCHMIDT. 2017. Cerrado restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*. No prelo.
- PERON, A. J., AND A. R. EVANGELISTA. 2004. Degradação de pastagens em regiões de cerrado. *Ciência e Agrotecnologia* 28:655–661.
- PIRES, A. S., F. A. S. FERNANDEZ, B. R. FELICIANO, AND D. FREITAS. 2010. Use of space by *Necomys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) in a grassland among Atlantic Forest fragments. *Mammalian Biology* 75:270–276.
- PIRES, A. S., F. A. S. FERNANDEZ, AND C. S. BARROS. 2006. Efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. Vivendo em um Mundo em Pedacos Pp. 231–260 in *Biologia da Conservação: Essências* (C. F. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van-Sluyts & M. A. . Alves, eds.). São Paulo.
- PIVELLO, V. R., C. N. SHIDA, AND S. T. MEIRELLES. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8:1281–1294.
- RANGEL, T. F., J. A. F. DINIZ-FILHO, AND L. M. BINI. 2010. SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33:46-50.
- RIBEIRO, J. F. 2015. Uso de hábitat em diferentes escalas , distribuição da diversidade e nicho isotópico de comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado central. Universidade de Brasília.
- ROCHA, G. F., L. G. FERREIRA, N. C. FERREIRA, AND M. E. FERREIRA. 2012. Detecção de desmatamento no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendência e impactos. *Revista Brasileira de Cartografia* 63:341–349.
- RODRIGUES, F. H. G. ET AL. 2002. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19:589–600.
- ROSSI, R. D., C. R. MARTINS, P. L. VIANA, E. L. RODRIGUES, AND J. E. C. FIGUEIRA. 2014. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 28:631–637.
- ROZALINO SANTOS, M. E., D. M. FONSECA, V. P. BATISTA EUCLIDES, D. NASCIMENTO JÚNIOR, A. C. DE QUEIROZ, AND J. I. RIBEIRO JÚNIOR. 2009. Características estruturais e índice de tombamento de *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk em pastagens diferidas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 38:626–634.
- SANO, E. E., R. ROSA, J. L. S. BRITO, AND L. G. FERREIRA. 2010a. Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal do bioma Cerrado ano-base 2002. *Série Biod. 2010*, Brasília - DF.
- SANO, E. E., R. ROSA, J. L. S. BRITO, AND L. G. FERREIRA. 2010b. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental monitoring and assessment* 166:113–124.
- SANO, E. E., R. ROSA, J. LUÍS, S. BRITO, AND G. FERREIRA. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43:153–156.

- SANTOS-FILHO, M., D. J. DA SILVA, AND T. M. SANAIOTTI. 2008. Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian journal of biology* 68:703–10.
- SANTOS FILHO, M. DOS, D. J. DA SILVA, AND T. M. SANAIOTTI. 2008. Variação sazonal na riqueza e na abundância de pequenos mamíferos, na estrutura da floresta e na disponibilidade de artrópodes em fragmentos florestais no Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica* 8:115–121.
- SCHRADIN, C. ET AL. 2010. Female home range size is regulated by resource distribution and intraspecific competition : a long-term field study. *Animal Behaviour* 79:195–203.
- SCHRADIN, C., AND N. PILLAY. 2006. Female striped mice (*Rhabdomys pumilio*) change their home ranges in response to seasonal variation in food availability. *Behavioral Ecology* 17:452–458.
- TAKAMORI, L. M. 2014. Otimização da regeneração in vitro de *Urochloa spp.* via embriogênese somática. Universidade do Oeste Paulista.
- TALAMONI, S. A., D. COUTO, D. A. CORDEIRO JÚNIOR, AND F. M. DINIZ. 2008. Diet of some species of Neotropical small mammals. *Mammalian Biology* 73:337–341.
- TURNER, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 20:171-197.
- VAZ FERREIRA, A., E. M. BRUNA, AND H. L. VASCONCELOS. 2011. Seed predators limit plant recruitment in Neotropical savannas. *Oikos* 120:1013–1022.
- VIEIRA, E. M., G. IOB, D. C. BRIANI, AND A. R. T. PALMA. 2005. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necromys lasiurus* and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. *Mammalian Biology* 70:359-365.
- VIEIRA, E. M., L. C. BAUMGARTEN, G. PAISE, AND R. G. BECKER. 2010. Seasonal patterns and influence of temperature on the daily activity of the diurnal neotropical rodent *Necromys lasiurus*. *Canadian Journal of Zoology*, 88:259-265.
- WEISER, V. D. L., AND S. A. P. DE GODOY. 2001. Florística em um hectare de cerrado stricto sensu na ARIE - cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. *Acta Botanica Brasilica* 15:201–212.
- WHITEHEAD, T., M. GOOSEM, AND N. D. PREECE. 2014. Use by small mammals of a chronosequence of tropical rainforest revegetation. *Wildlife Research* 41:233–242.
- WILCOVE, D. S., C. H. MCLELLAN, AND A. P. DOBSON. 1986. Habitat Fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Pp237-256.
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall New Jersey USA. 5° Edição.

Material Suplementar

Tabela Suplementar 1. Espécies semeadas nos experimentos de restauração do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros nos anos 2012, 2013 e 2014, separadas de acordo com o hábito de vida (Arbusto, Subarbusto, Gramínea, Arbórea e Palmeira). ** Densidade variável de acordo com tratamentos realizados (Alves 2016). * Densidade de sementes em gramas / 1 m².

Nome Científico	Nome Comum	Família	2012 (Sementes (g) /1 m ²)	2013 (Sementes/ 1 m ²)	2014 (Sementes/ 1 m ²)
Arbustos					
<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil.	Cajuzinho	Anacardiaceae	-	1	2
<i>Bauhinia cf dumosa</i> Benth.	Pata-de-vaca	Fabaceae	-	1	-
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	Assa-peixe	Asteraceae	0,225	-	0,5*
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb	Fedegoso	Leguminosae	-	-	1
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Amargoso	Asteraceae	0,9	**	1,75*
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Mimosa	Fabaceae	-	3	1
Subarbustos					
<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel	Estilosantes	Fabaceae	**	**	0,4*
<i>Stylosanthes macrocephala</i> M.B.Ferreira & Sousa	Estilosantes	Fabaceae	**	**	-
Gramíneas					
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Macela	Asteraceae	-	**	-
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	Pé de galinha	Poaceae	0,08	-	-
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Capim vassoura	Poaceae	**	-	0,5*
<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	Andropogon nativo	Poaceae	-	-	0,5*
<i>Andropogon</i> sp.	Capim mulungu	Poaceae	-	-	0,5*

<i>Aristida</i> sp.	-	Poaceae	0,173	-	-
<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth	Capim rabo de burro	Poaceae	-	**	0,5*
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Capim flexinha	Poaceae	0,1	-	-
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Brinco de princesa	Poaceae	0,325	-	0,5*
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Capim fiapo	Poaceae	0,875	-	0,5*
<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Capim roxo	Poaceae	0,005	-	0,5*
Arbóreas					
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Imburana	Fabaceae	-	-	0,125
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	Fabaceae	-	0,8	1
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Araticum	Annonaceae	-	1	-
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo-alves	Anacardiaceae	-	-	1
<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A. Howard	Mirindiba	Combretaceae	0,3	-	-
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Mirindiba	Combretaceae	-	-	2
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Murici	Malpighiaceae	-	1	-
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	Fabaceae	-	0,6	2
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	Louro amarelo	Boraginaceae	-	-	2
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Baru	Fabaceae	9	1	2
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Sôbre	Icacinaceae	-	1	-
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	Fabaceae	1,225	0,7	-
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Candeia	Asteraceae	1,25	-	0,5*
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	Malvaceae	-	1	-
<i>Hymenaea stignocarpa</i> Hayne	Jatobá	Fabaceae	0,5	-	0,5
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	Caroba	Bignoniaceae	0,09	0,7	1
<i>Magonia pubescens</i> A. St. -Hil.	Tingui	Sapindaceae	1,25	0,7	2
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	Anacardiaceae	0,34	1	1
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Vinhático	Fabaceae	0,125	-	-
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin.	Mandiocão	Araliaceae	-	5	-
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Braúna	Anacardiaceae	-	0,8	-
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose.	Priquiteira	Fabaceae	-	1	-

<i>Solanum lycocarpum</i> A. St. -Hil.	Lobeira	Solanaceae	0,075	**	2
<i>Tabebuia aurea</i> (Mart.) Bureau	Ipê-caraíba	Bignoniaceae	-	-	1
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Carvoeiro	Fabaceae	6,1	-	2
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Capitão	Combretaceae	1,01	-	2
<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	Capitão do mato	Combretaceae	-	-	1
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.) Cogn.	Quaresmeira	Melastomataceae	-	6	-
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Amargoso árvore	Fabaceae	-	0,6	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica de Porca	Rutaceae	-	0,5	-
Palmeira					
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Gueroba	Areceae	5	-	-

Tabela Suplementar 2. Sucesso de captura (%) nas estações seca e chuvosa em cada vegetação amostrada para cada tipo de armadilha: SP – *Sherman* pequena, SG – *Sherman* grande, Tom – *Tomahawk* e Pit – *Pitfalls*. As vegetações amostradas são: Pasto – pastagem abandonada, 2012 – Restauração iniciada no ano 2012, 2013 – Restauração iniciada no ano 2013, 2014 – Restauração iniciada no ano 2014 e Nativo – cerrado *sensu stricto* nativo.

	Seca (%)				Chuvosa (%)			
	SP	SG	Tom	Pit	SP	SG	Tom	Pit
Pasto	3.53	0.25	0.05	0.05	2.88	1.18	1.18	1.18
2014	9.59	0.56	0	0.36	5.24	3.93	0	0
2013	15.65	1.24	0.05	0.72	3.67	5.90	0	1.96
2012	10.10	1.60	0.10	0.36	2.88	5.90	0.39	1.18
Nativo	0.50	0.10	0.05	0	0	0	0.39	0
Sucesso geral	7.87	11.06	0.75	4.39	2.93	3.38	0.39	0.86

Tabela Suplementar 3. Tabela da Análise de Variância (ANOVA) da abundância de *Necromys lasiurus* (variável resposta), entre os tipos de vegetação de cada área com cinco níveis (Pastagem, cerrado *sensu stricto* e os três ambientes em processo de regeneração) e estações do ano (chuvosa e seca).

	GL	SQ	QM	Razão - F	Reamostragem
Tratamento	4	53.638	13.409	6.362	0.000
Estação	1	24.004	24.005	11.389	0.001
Tratamento/ Estação	4	29.257	7.314	3.470	0.007
Resíduos	200	421.523	2.108	-	-

Legenda: GL – Graus de Liberdade; SQ – Soma dos Quadrados; QM – Quadrado Médio;

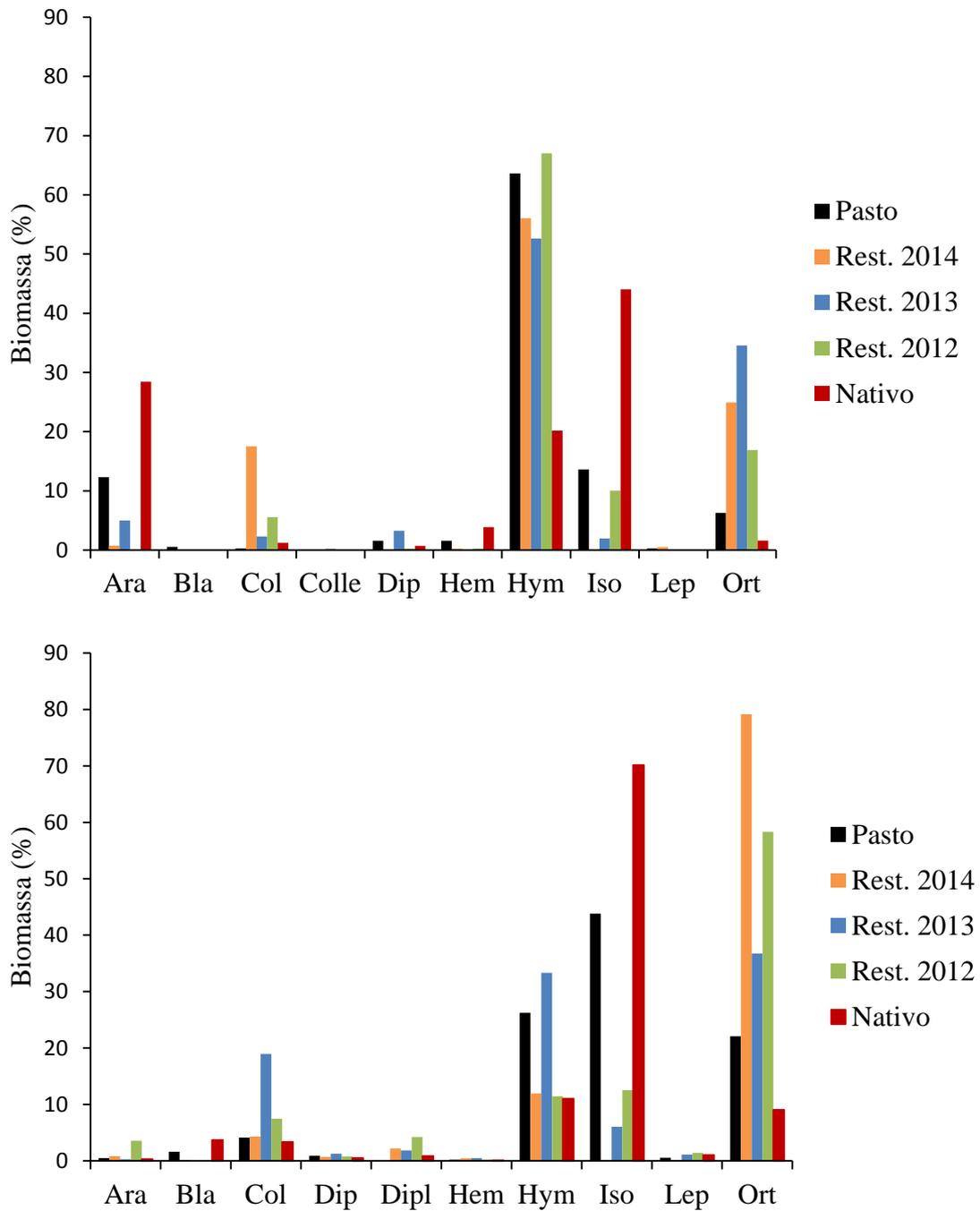


Figura 1. Composição e biomassa de invertebrados em cada estação do ano, seca (superior) e chuva (inferior) e em cada vegetação amostrada: Pasto – Pastagem abandonada, Rest. 2012 – Restauração do ano 2012, Rest. 2013 – Restauração do ano 2013, Rest. 2014 – restauração do ano 2014, Nativo - cerrado *sensu stricto*. Na estação chuvosa a biomassa total foi de 70 gramas e na estação seca 26 gramas.



Figura 2. Área em processo de regeneração a partir do ano 2012 no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Foto: Jéssica Lunas Santos/Julho de 2016.



Figura 3. Área em processo de regeneração a partir do ano 2013 no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Foto: Daniele Cristina Barcelos/Julho de 2016.



Figura 4. Área em processo de regeneração a partir do ano 2014 no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Foto: Jéssica Lunas Santos/Julho de 2016.



Figura 5. Pastagem abandonada há aproximadamente 20 anos no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Foto: Jéssica Lunas Santos/Julho de 2016.



Figura 6. Vegetação nativa – cerrado *sensu stricto* no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Foto: Daniele Cristina Barcelos/Julho de 2016.



Figura 7. Sementes da espécie *Copaifera langsdorffii* com sinais de predação pelo roedor *Necromys Lasiurus*. Foto: Jéssica Lunas Santos/Outubro de 2016.



Figura 8. Sementes da espécie *Tachigali vulgaris* com sinais de predação pelo roedor *Necromys lasiurus*. Foto: Jéssica Lunas Santos/Outubro de 2016.



Figura 9. Roedor *Necromys Lasiurus* adulto. Foto: Jéssica Lunas Santos/Outubro de 2016.