



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO
E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



**ANÁLISE TEMPORAL DA FAUNA DE PEQUENOS
MAMÍFEROS EM PAISAGENS SILVICULTURAIS:
UMA ABORDAGEM EM MÚLTIPLAS ESCALAS**

Daniele Bilate Cury Puida

Belo Horizonte,

Abril, 2013.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO
E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



ANÁLISE TEMPORAL DA FAUNA DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM PAISAGENS SILVICULTURAIS: UMA ABORDAGEM EM MÚLTIPLAS ESCALAS

Daniele Bilate Cury Puida

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientador: Adriano Pereira Paglia.

Belo Horizonte,
Abril, 2013.

Existe uma teoria que diz que, se um dia alguém descobrir exatamente para que serve o Universo e por que ele está aqui, ele desaparecerá instantaneamente e será substituído por algo ainda mais estranho e inexplicável.

Existe uma segunda teoria que diz que isso já aconteceu.

(Douglas Adams em “*O restaurante no fim do Universo*”)

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Adriano Paglia, pela oportunidade e pela confiança no meu trabalho;

Ao professor Philippe Maillard do Instituto de Geociências da UFMG, pela introdução ao universo do sensoriamento remoto e da interpretação das imagens de satélite, o que possibilitou a confecção dos mapas para a análise da dinâmica da paisagem nas Fazendas. Obrigada pelo interesse e pela disponibilidade em contribuir com essa dissertação;

Ao professor Pedro Sarmiento da Universidade de Aveiro, que me ensinou o caminho das pedras da modelagem no programa Mark. Obrigada pela atenção e pelas discussões sobre modelos populacionais e também pela revisão do texto do capítulo I;

Ao Dr. Newton Pimentel pela ajuda com os dados do satélite MODIS e com as informações sobre o NDVI;

Aos professores que participaram da banca e avaliaram esse trabalho, Marcus Vinícius Vieira e Marco Aurélio Melo, obrigada pelas sugestões e dicas para aperfeiçoamento do texto. Agradeço também ao suplente, professor Marcos Rodrigues, pela disponibilidade;

Aos biólogos Marco Aurélio Sábato, Airton José de Moura, Fernando Oliveira, Leonardo Gomes e Wesley Lopes, que realizaram as campanhas nas Fazendas ao longo dos anos de monitoramento possibilitando a construção e alimentação desse vasto banco de dados;

A todos os colegas do Laboratório de Mastozoologia da UFMG pela convivência e aprendizado diário. Agradeço especialmente a Flavinha e ao Filipe Madeira que me acompanharam nos primeiros passos no mundo dos pequenos mamíferos, dividindo seu conhecimento e sua prática de campo. Agradeço mais especialmente ainda a Ligi e a Dani, minhas companheiras durante esses dois anos! Obrigada por todo o apoio durante as crises pessoais, profissionais e existenciais que só um mestrado pode proporcionar!

A todos meus amigos EFAnos, pessoas maravilhosas com as quais tive o prazer de passar 30 dias na Amazônia durante o curso de campo aprendendo um tanto sobre ciência, ecologia tropical e relacionamento interpessoal;

Aos meus orientadores na graduação, professor Artur Andriolo e Dr. Marco Manhães, responsáveis pelas bases do meu pensamento sobre ciência e conservação. Obrigada pelo incentivo constante!

Agradeço também ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pelo curso e pela oportunidade de estudar e me formar;

A V&M Florestal, pelo acesso às informações e autorização para usá-las para construir essa dissertação;

A CAPES pela bolsa de estudos;

E por último, mas não menos importante, a minha família. Obrigada por todo o amor, incentivo e apoio em todas as minhas escolhas, sem os quais certamente nada disso teria sido possível!

ÍNDICE

APRESENTAÇÃO	07
--------------	----

CAPÍTULO I: Disponibilidade de recursos, regulação interna e história de vida conduzem a dinâmica populacional de duas espécies de pequenos mamíferos do Cerrado

INTRODUÇÃO	11
MATERIAL E MÉTODOS	12
RESULTADOS	19
DISCUSSÃO	21
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24

CAPÍTULO II: E se não houvesse mudanças na disponibilidade de habitat? Seria possível conservar a diversidade de pequenos mamíferos em paisagens silviculturais?

INTRODUÇÃO	46
MATERIAL E MÉTODOS	47
RESULTADOS	51
DISCUSSÃO	53
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

APRESENTAÇÃO

Os padrões e processos ecológicos que operam em uma área em particular são o resultado tanto da dinâmica local como de processos atuando em escalas mais amplas, da paisagem circundante a essas áreas (Pearson, 2002). A importância de se considerar fatores em múltiplas escalas atuando sobre comunidades já foi evidenciada (Vogeli et al., 2010; Kent et al., 2011).

Na escala local, assembléias de pequenos mamíferos geralmente estão estruturadas em um gradiente de complexidade e heterogeneidade, de maneira que quanto mais complexo e heterogêneo for o ambiente, maior a riqueza de espécies encontrada na área (Grelle, 2003; Malcolm, 2004). Outro importante fator local relacionado à dinâmica populacional de pequenos mamíferos é a produtividade primária. A produtividade da vegetação mediada pela precipitação relaciona-se diretamente com a oferta de alimentos, a regulação da atividade reprodutiva, a disponibilidade de locais propícios para ninhos, e outros fatores, variáveis no espaço e no tempo (Bergallo e Magnusson, 1999; Cerqueira, 2005; Bonecker et al., 2009).

Compreender a influência dos fatores locais sobre populações e comunidades é essencial para a elaboração de estratégias efetivas de manejo de habitats. Entretanto, a conservação de uma parcela considerável da diversidade biológica requer uma abordagem em múltiplas escalas, considerando também o contexto da paisagem na qual as manchas de habitat estão inseridas. O contexto da paisagem, determinado em última instância pelas condições da matriz, tem importante influência sobre as manchas de habitat, modificando a composição da comunidade (Ricketts 2001, Lindenmayer et al. 2002, Viveiros de Castro e Fernandez, 2004), a qualidade do habitat, a dinâmica metapopulacional e a persistência local de uma população (Pearson, 2002).

Aliada à dimensão espacial, a dimensão temporal de estudos ecológicos também precisa ser considerada, uma vez que os sistemas ecológicos estão em constante mudança ao longo do tempo. O monitoramento em longo prazo se torna, dessa forma, essencial para conhecermos as taxas e direções de mudanças nesses sistemas, permitindo diferenciar comportamentos naturais daqueles associados à ação humana (Magurran et al., 2010; Lindenmayer et al., 2012). Tal fato se torna ainda mais relevante se considerarmos que certos grupos podem apresentar uma defasagem na resposta às modificações ambientais, que pode não ser detectada em estudos com curto intervalo de tempo (e.g. Brooks et al., 1999; Lövenhaft et al., 2004; Paltto et a., 2006). Apesar da

reconhecida importância, estudos ecológicos de longa duração são escassos e nosso conhecimento sobre mudanças temporais em comunidades ecológicas ainda é limitado.

Esta dissertação está estruturada em dois capítulos que tratam essencialmente da dinâmica temporal de populações e assembléias de pequenos mamíferos em paisagens silviculturais. Esse trabalho foi construído a partir de um banco de dados referente a um programa de monitoramento da fauna de mamíferos em áreas de reserva legal, localizadas em fazendas industriais de plantio de eucalipto e pertencentes à Vallourec & Mannesmann Florestal S.A. (V&M Florestal). Os estudos da fauna de mamíferos nas fazendas tiveram início em 1999-2000, quando um inventário preliminar foi realizado. O monitoramento sistematizado iniciou em 2001 e permanece até o momento. Considerando a importância de uma abordagem em múltiplas escalas para compreender a resposta dos pequenos mamíferos às mudanças ambientais ao longo do tempo, no primeiro capítulo investigo a influência da produtividade primária sobre os parâmetros demográficos de duas espécies de pequenos mamíferos, *Gracilinanus agilis* e *Thrichomys apereoides*. No segundo capítulo avalio a resposta da assembléia às modificações no uso e cobertura do solo ao longo do tempo, decorrentes do ciclo de cultivo de eucalipto, numa perspectiva da ecologia de paisagens.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bergallo, M., Magnusson, W.E. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of mammalogy* 80:472-486.
- Bonecker, S. T.; Portugal, L. G.; Costa-Neto, S. F., Gentile, R. 2009. A long term study of small mammal populations in a Brazilian agricultural landscape. *Mammalian Biology* 74: 467-477.
- Brooks, T., Pimm, S.L., Oyugi, J.O., 1999. Time-lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13:1140–1150.
- Cerqueira, R. 2005. Fatores ambientais e a reprodução de marsupiais e roedores no leste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional* 63: 29-39.
- Grelle, C.E.V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38: 81–85.

- Kent, R., Bar-Massada, A., Carmel, Y. 2011. Multiscale Analyses of Mammal Species Composition – Environment Relationship in the Contiguous USA. *Plos One* 6 e25440.
- Lindenmayer, D. B., Cunningham, R. B., Donnelly, C. F., Nix, H. 2002. The distribution of birds in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72:1–18.
- Lindenmayer, D. B., Likens, G.E., Andersen, A., Bowman, D., Bull, M., Burns, E., Dickman, C.R., Hoffman, A.R., Keith, D.A., Liddell, M.J., Lowe, A.J., Metcalfe, D.J., Phinn, S.R., Russel-Smith, J., Thurgate, N., Wardle, G.M. 2012. Value of long-term ecological studies. *Austral Ecology* 37: 745–757.
- Lövenhaft, K., Runborg, S., Sjögren-Gulve, P., 2004. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 68: 403–427.
- Malcolm, J. 2004. Ecology and conservation of canopy mammals. In: Lowman, M.D., Rinker, H.B. (Eds.). *Forest Canopies*. Elsevier Academic Press, New York, pp. 297–331.
- Magurran, A. E., Baillie, S.R., Buckland, S.T., Dick, J.M., Elston, D.A., Scott, M., Smith, R.I., Somerfield, P.J., Watt, A.D. 2010. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 574–582.
- Paltto, H., Norden, B., Gotmark, F., Franc, N., 2006. At which spatial and temporal scales does landscape context affect local density of Red Data Book and Indicator species? *Biological Conservation* 133: 442–454.
- Pearson, S. M. 2002. Landscape context. In Turner, M.G., Gergel, S.E. *Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag Inc, New York, pp. 199-207.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158:87–99.
- Viveiros de Castro, E. B., Fernandez, F. A. S. 2004. Determinants of differential extinction probabilities of small mammals in Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 119:73–80.
- Vogeli, M., Serrano, D., Pacios, F. & Tella, J.L. 2010. The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biological Conservation* 143: 1057-1067.

Capítulo I

DISPONIBILIDADE DE RECURSOS, REGULAÇÃO INTERNA E HISTÓRIA DE VIDA CONDUZEM A DINÂMICA POPULACIONAL DE DUAS ESPÉCIES DE PEQUENOS MAMÍFEROS DO CERRADO

INTRODUÇÃO

A dinâmica populacional de uma espécie, isto é, como sua população varia ao longo do tempo e espaço, é resultado dos processos vitais que operam na população – nascimentos e mortes – e de fluxos migratórios. Esses processos podem ser regulados tanto por mecanismos internos como por fatores externos, e a importância de cada um desses no controle populacional representou um dos principais paradigmas da ecologia de populações por muito tempo (White, 2001; Hixon, 2002). Os mecanismos internos de regulação populacional são dependentes da densidade e resultam dos processos de competição e predação operando na população no momento presente ou no passado (Sinclair e Pech, 1996). Já os mecanismos externos independem da densidade e estão relacionados às variações estocásticas nas condições ambientais decorrentes, por exemplo, de fatores climáticos ou distúrbios.

Após intensos debates sobre a importância desses dois fatores (iniciados por Nicholson, Andrewartha e Birch no final da década 50, revisões em Hixon, 2002, e Berryman, 2002), atualmente muitos ecólogos reconhecem que ambos os mecanismos podem simultaneamente atuar na regulação populacional (Sale e Tolimieri, 2000; Hixon, 2002; Lima et al., 2002). Populações de mamíferos de pequeno porte, por exemplo, são reguladas principalmente por fatores internos (Sinclair, 2003), embora a importância de fatores externos, como a precipitação e a oferta de alimentos, já tenha sido também demonstrada (Bergalo e Magnusson, 1999; Adler, 1998; Fleck e Harder, 1995, Julien-Laferriere e Atramentowicz, 1990; Lima, 1999).

O Cerrado brasileiro é caracterizado pela forte sazonalidade na precipitação e a produtividade da vegetação acompanha o padrão sazonal de chuvas. Diversas espécies vegetais apresentam redução na taxa fotossintética durante a estação seca (Franco, 2002). Com o aumento da precipitação e a entrada no período úmido, a produtividade primária aumenta, com aumento no crescimento vegetal e na produção de novas folhas e posteriormente frutos (Franco, 2002) o que, por sua vez, é acompanhado pelo aumento na abundância de artrópodes (Vasconcelos et al., 2010; Neves et al., 2010). Pequenos mamíferos neotropicais consomem principalmente artrópodes, sementes, folhas e brotos (e.g. Casella e Cáceres, 2006; Leite et al., 1996, Talamoni et al., 2008) embora aves e outros pequenos vertebrados também componham a dieta de algumas espécies (Cáceres, 2002; Ceotto et al, 2009). Considerando que a disponibilidade de alimento é um importante fator externo envolvido na regulação populacional, variações na abundância

de pequenos mamíferos no Cerrado poderiam estar associadas a épocas de maior oferta de recursos, iniciada pelo aumento da produtividade da vegetação com a chegada do período úmido.

Usando a produtividade primária como um indicador da quantidade de recurso alimentar disponível para pequenos mamíferos, nós aqui avaliamos como a dinâmica populacional desses é influenciada pela produtividade da vegetação. Nossa hipótese é que existe uma relação entre a produtividade primária e os parâmetros demográficos das espécies, de maneira que o aumento nas taxas de sobrevivência e de recrutamento populacional está positivamente associado a períodos de maior produtividade da vegetação.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem de pequenos mamíferos

O estudo foi realizado em remanescentes de Cerrado inseridos em uma propriedade privada destinada ao plantio industrial de eucalipto. Essa propriedade está localizada no noroeste do estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 1) e tem uma área de 32.000 ha, dos quais aproximadamente 10.000 ha são destinados ao cultivo de *Eucalyptus* spp. As áreas de vegetação nativa não perturbada totalizam 21.747 ha e são compostas principalmente por Cerrado *stricto sensu*, veredas de Buriti (*Mauritia flexuosa* - Palmae) e matas ciliares ao longo dos cursos da água (Faria et al., 2009). A precipitação anual total é de cerca de 1.200 mm, com a maior parte (80%) concentrada no período de Novembro a Março. A região é caracterizada pela forte sazonalidade com apenas duas estações bem definidas, úmida e chuvosa (Carrara et al., 2007).

Para cobrir a diversidade regional de pequenos mamíferos encontrada no Cerrado, dois sítios de fitofisionomias distintas foram selecionados para a amostragem, um de mata ciliar e um de cerrado. O sítio de mata ciliar corresponde à vegetação florestal que acompanha os cursos da água e linhas de drenagem no Cerrado, e que constitui um habitat adequado para as espécies típicas da floresta úmida (Oliveira-Filho e Ratter, 2002). O sítio de cerrado apresenta vegetação típica de Cerrado *sensu stricto*, dominada por árvores e arbustos esparsos, entremeados por uma grande quantidade de vegetação herbácea (Oliveira-Filho e Ratter, 2002).

A amostragem de pequenos mamíferos seguiu o método de captura – marcação – recaptura e consistiu de 23 campanhas com cinco noites de duração cada. Coletas

sistematizadas com intervalos bimensais foram realizadas entre setembro de 2001 a novembro de 2006, totalizando quatro anos de monitoramento da fauna. Foram estabelecidos transectos em cada um dos sítios e em cada transecto foram montadas estações de captura em intervalos regulares de 20 m. Duas armadilhas foram instaladas em cada estação de captura, uma do tipo Sherman e outra do tipo gaiola com isca suspensa. Na área de cerrado todas as armadilhas foram posicionadas diretamente sobre o solo e na área de mata ciliar as armadilhas foram também suspensas, fixadas em troncos de árvores ou arbustos. Em cada área 80 armadilhas foram instaladas, totalizando 160 armadilhas-noite em cada campanha.

As armadilhas foram vistoriadas diariamente pela manhã. Os animais capturados foram marcados com brincos numerados presos à orelha e tiveram anotadas informações como sexo, peso, condição reprodutiva e medidas morfométricas (comprimentos do corpo, cauda, orelha e tarso). Os indivíduos capturados foram também classificados em jovens, subadultos ou adultos observando a condição dentária dos marsupiais e as condições reprodutivas dos roedores. Após serem marcados, os animais foram liberados no mesmo local de captura. Os animais capturados foram classificados segundo a bibliografia especializada (Wilson e Reeder, 1993; Fonseca et al., 1996; Eisenberg e Redford, 1999). Técnicas de análise citogenética foram também empregadas para auxiliar na identificação e classificação das espécies. Espécimes de identificação duvidosa no campo foram coletados para posterior identificação, além de alguns outros espécimes adicionais para formação de uma coleção de referência. Os exemplares coletados estão depositados na coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Minas Gerais.

O roedor *Thrichomys apereoides* e o marsupial *Gracilinanus agilis* foram as espécies com maior número de capturas e recapturas ao longo dos quatro anos de monitoramento (13% e 53% do número total de capturas, respectivamente) e, por isso, foram selecionadas para a análise da dinâmica populacional. *T. apereoides* é um roedor da família Echimyidae, de hábito terrestre e cuja dieta é frugívora/herbívora (Paglia et al., 2012). Alimenta-se de folhas, brotos e frutos silvestres (Oliveira e Bonvicino, 2011), bem como pequenos artrópodes (Lessa e Costa, 2009). Essa espécie constrói ninhos em ocos de árvores, fendas em rochas ou em galerias no solo (Oliveira e Bonvicino, 2011). Alcançam a maturidade sexual entre sete e nove meses de idade, reproduzem durante todo o ano, com a produção média de três filhotes por evento reprodutivo (Roberts et al., 1988; Oliveira e Bonvicino, 2011). Essa espécie foi capturada principalmente na

área de cerrado durante o estudo. *G.agilis* é um pequeno marsupial da família Didelphidae, de hábito predominantemente arborícola e que apresenta dieta insetívora/onívora (Paglia et al., 2012), embora o consumo de sementes e outras partes vegetais também já tenha sido relatado (Camargo et al., 2011). A reprodução dessa espécie parece ocorrer preferencialmente durante a estação úmida (Oliveira e Bonvicino, 2011) e o tamanho da ninhada pode chegar a doze filhotes (Eisenberg e Redford, 1999). Há relatos de semelparidade parcial nos machos da espécie co-genérica, *G.microtarsus* (Martins et al., 2006), possivelmente o mesmo ocorre com *G.agilis*. Essa espécie foi capturada com maior frequência na área de mata durante todo o monitoramento.

Análise da produtividade primária

A produtividade primária nas áreas de captura em cada ocasião de amostragem foi avaliada através do índice da vegetação por diferença normalizada (NDVI). Esse índice é derivado do sensoriamento remoto por satélites e representa a diferença entre a radiação refletida/absorvida pela vegetação nas faixas do infravermelho e infravermelho próximo, indicando a atividade fotossintética das plantas. A relação entre o NDVI e a produtividade da vegetação é bem estabelecida (Pettorelli et al., 2005, Bustamante et al., 2012), constituindo uma das métricas mais úteis para o monitoramento da produtividade e saúde de ecossistemas (Zhang et al. 1997; Coops et al., 1998; Ikeda et al., 1999).

Usamos o conjunto de dados disponibilizado pelo sensor MODIS-TERRA referente ao período de 2001 a 2006 para obter o valor mensal do NDVI durante os anos de monitoramento. Esse valor foi calculado como a média dos valores encontrados em uma grade de pixels abrangendo toda a mancha de habitat remanescente onde as capturas ocorreram. A média mensal dos pixels calculada para cada área foi convertida na escala de valores $-1/+1$, dividindo o valor encontrado por 10.000.

No Cerrado, altos valores de NDVI, indicativos de alta atividade fotossintética e acúmulo de biomassa, são encontrados nos meses chuvosos (outubro – março) enquanto valores mais baixos desse índice são registrados durante o período seco (abril – setembro), caracterizado pelo déficit hídrico e menor acúmulo de biomassa verde (Bustamante et al., 2012).

Análise de dados

Diferenças no tamanho populacional entre as estações úmida (período de outubro - março) e seca (abril - setembro) foram analisadas pelo teste T e entre os anos de monitoramento por uma Análise de Variância. Usamos o teste do chi-quadrado para investigar a ocorrência de sazonalidade na reprodução, comparando a proporção de jovens e adultos capturados no período úmido e seco. Essas classes etárias foram definidas com base no peso médio dos indivíduos capturados de cada classe. Indivíduos subadultos foram considerados jovens por ainda não terem atingido a condição reprodutiva. Machos e fêmeas jovens de *G.agilis* alcançaram peso de 6 – 18 g e de 8 – 18 g, respectivamente. O peso dos adultos alcançou de 19 – 47 g nos machos e de 19 – 33 g nas fêmeas. Machos e fêmeas jovens de *T.apereoides* alcançaram peso de 51 – 126 g e de 36 – 161 g respectivamente, enquanto os machos adultos pesaram de 138 – 479 g e as fêmeas adultas 164 – 394 g.

Delineamento da análise dos parâmetros demográficos

As estimativas do tamanho populacional e das taxas vitais de sobrevivência e recrutamento foram obtidas através de modelos de captura – marcação – recaptura (Lebreton et al. 1992) incorporados no programa MARK (White e Burnham, 1999). Nós seguimos o delineamento robusto de Pollock (1982), no qual as ocasiões de amostragem são divididas em primárias e secundárias com o objetivo de calcular parâmetros para populações abertas e fechadas. Combinando a informação dentro e entre campanhas, o Desenho Robusto traz uma série de vantagens, permitindo uma estimativa mais precisa de cada parâmetro (Kendall et al. 1995).

Nesse modelo as ocasiões secundárias são próximas o suficiente no tempo, assumindo que o intervalo entre as amostragens é tão curto que a população se encontra fechada durante a amostragem. Já as ocasiões primárias ocorrem em intervalos mais longos, e a população está aberta a entrada e saída de indivíduos por nascimentos/imigração e mortes/emigração. Em nosso estudo, as campanhas mensais representam os períodos primários e os dias de amostragem dentro de cada período primário constituem as ocasiões secundárias.

Nós usamos o conjunto total de dados referente às 23 ocasiões de amostragem para construir os históricos de captura, corrigindo para os intervalos desiguais entre as ocasiões (Cooch & White, 2011). O Desenho Robusto permite estimar, para cada ocasião de amostragem, a probabilidade de primeira captura (p), a probabilidade de

recaptação (c) e o número de animais na população (N). Combinado aos modelos de Pradel (1996) é possível também obter estimativas da probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ) e da probabilidade de recrutamento *per capita* (f), isto é, o número de novos animais na população no tempo i por animal na população no tempo anterior ($i-1$). A sobrevivência é dita aparente uma vez que o modelo não permite diferenciar morte de emigração.

Os parâmetros fornecidos pelos modelos de Pradel com Desenho Robusto podem ser restritos de diversas formas permitindo, por exemplo, que eles sejam constantes ou variem ao longo do tempo e/ou entre grupos (p. ex. machos e fêmeas, jovens e adultos), possibilitando a construção de inúmeros modelos. A análise e a seleção dos melhores ajustes desses parâmetros é complexa, em razão da elevada combinação entre o número de parâmetros a serem estimados e as diferentes restrições possíveis de serem aplicadas, podendo levar a uma fraca seleção de modelos (Anderson e Burnham, 1999). Dessa forma, adotamos como estratégia de modelagem uma análise em dois estágios (Arnason e Schwarz, 1999, Hettinga et al, 2012), iniciando com modelos de marcação e recaptura mais simples, a fim de encontrar os mecanismos apropriados para os ajustes de cada um dos parâmetros. Usamos os modelos de Cormack – Jolly – Seber (CJS) para encontrar os melhores ajustes para os parâmetros ϕ e p e o modelo de Pradel de sobrevivência e recrutamento para ajustar o parâmetro f . Os melhores ajustes encontrados a partir dessas análises foram então progressivamente combinados formando o modelo global, com o conjunto completo de parâmetros dado pelos modelos de Pradel com Desenho Robusto (ϕ , f , p e c , além de N , estimado como parâmetro derivado, ver adiante).

Utilizamos o Critério de Informação de Akaike (AIC, Akaike 1973) corrigido para pequenos tamanhos amostrais (AICc) para selecionar os melhores modelos para inferência (Burnham e Anderson, 2002). Os modelos foram ordenados pela diferença entre o AICc de um modelo e o AICc do modelo com o menor valor de AICc ($\Delta AICc$). Modelos com valor de $\Delta AICc$ menor ou igual a dois foram considerados robustos (Burnham e Anderson, 2002).

Em todas as análises, optamos por realizar a análise dos parâmetros demográficos de *G.agilis* separadamente para os machos e fêmeas, pois considerando que a semelparidade seja também uma estratégia adotada pelos machos de *G.agilis*, e que a razão sexual pode ser desviada para esse sexo (Andreazzi et al., 2011), as

estimativas populacionais poderiam ser influenciadas pelas estimativas dos parâmetros demográficos dos machos.

Análises de marcação e recaptura

Iniciamos a análise com os modelos de Cormack-Jolly-Seber (CJS) para encontrar o modelo mais parcimonioso para os parâmetros de sobrevivência aparente (ϕ) e probabilidade de encontro (p). Primeiramente construímos um modelo global onde esses dois parâmetros variaram ao longo do tempo (modelo $\phi t, p t$). Os pressupostos de homogeneidade na sobrevivência e na capturabilidade foram testados pelo teste de aderência (*goodness of fit* - GOF) do modelo global (Cooch e White, 2011) usando o programa U-CARE (Choquet et al., 2009). Para quantificar a sobredispersão dos dados foi calculada a variância do fator de inflação (*c-hat*). Para tanto, realizamos um bootstrap paramétrico do modelo global com 1.000 simulações e, em seguida, dividimos o *c-hat* observado do modelo global pela média do *c-hat* dada pelas simulações do bootstrap. O teste de aderência do modelo CJS global para *T.apereoides* indicou bom ajuste do modelo aos dados ($X^2 = 16.685$, $p = 0.966$) e ausência de sobredispersão (*c-hat* = 1). O mesmo foi observado no modelo global de *G.agilis*, tanto para as fêmeas ($X^2 = 19.932$, $p = 0.99$, *c-hat* = 1) como para os machos ($X^2 = 28.095$, $p = 0.35$, *c-hat* = 1).

Após a análise do modelo global iniciamos a construção do conjunto de modelos candidatos. Primeiramente construímos um modelo onde a sobrevivência variava ao longo do tempo (ϕt) e procuramos o melhor ajuste do parâmetro p , investigando se o mesmo variou ao longo das ocasiões de amostragem ($\phi t, p t$), manteve-se constante ($\phi t, p$) ou ainda se variou entre as estações seca e chuvosa ($\phi t, p_{est}$). Em seguida, mantendo o parâmetro p ajustado de acordo com o melhor desses modelos, investigamos se o parâmetro ϕ variou ao longo das ocasiões de amostragem ($\phi t, p_{melhor}$ modelo), manteve-se constante (ϕ , p_{melhor} modelo) ou ainda se variou entre as estações seca e chuvosa (ϕ_{est}, p_{melhor} modelo).

Os melhores modelos candidatos ($\Delta AICc \leq 2$) selecionados por esse conjunto inicial de modelos foram então utilizados para analisar a influência da produtividade primária sobre a probabilidade de sobrevivência. Investigamos se ϕ variou com a produtividade primária do mês de amostragem ($\phi_{NDVI_pontual}$), se variou com a produtividade média anual ($\phi_{NDVI_media\ ano}$) e também se havia atrasos na resposta desse parâmetro à essa variável, com atrasos durando desde um mês ($\phi_{NDVI_lag\ 1}$

mês) até seis meses (ϕ NDVI_lag 2 meses; ϕ NDVI_lag 3 meses, ϕ NDVI_lag_4 meses, ϕ NDVI_lag 5 meses, ϕ NDVI_lag 6 meses).

Em seguida, usamos os modelos de Pradel para obter a estimativa da taxa de recrutamento per capita (f). Os modelos de Pradel são uma extensão dos modelos de Jolly – Seber onde o histórico de capturas é lido de forma reversa no tempo. Esse modelo fornece a taxa de crescimento populacional (λ) através da combinação dos parâmetros ϕ e f . Durante nossa análise, ϕ e p , também fornecidos por esse modelo, foram mantidos constantes, pois já haviam sido parametrizados na análise CJS e nosso interesse nessa etapa era apenas no parâmetro f .

Investigamos se o recrutamento: 1) foi constante (f .); 2) variou ao longo do tempo (f t); 3) variou entre o período úmido e seco (f est), ou se 4) variava com a produtividade primária do mês de amostragem (f NDVI_pontual). Testamos também atrasos na resposta desse parâmetro à produtividade primária, com atrasos durando desde um mês (f NDVI_lag 1 mês) até seis meses (f NDVI_lag 2 meses; f NDVI_lag 3 meses, f NDVI_lag_4 meses, f NDVI_lag 5 meses; f NDVI_lag 6 meses). Por fim testamos também se o recrutamento variava em função da produtividade média anual (f NDVI_media ano).

Os modelos mais parcimoniosos selecionados nas análises de CJS e de Pradel foram então combinados no Desenho Robusto para estimativa do tamanho populacional. Para a análise das ocasiões secundárias, usamos o modelo de Huggins com heterogeneidade. Esse modelo incorpora a heterogeneidade entre os indivíduos na probabilidade de captura (dada pelo parâmetro π , probabilidade de mistura), tornando as estimativas das taxas de captura e, conseqüentemente, do tamanho populacional, menos sujeitas a erros (Cooch e White, 2011).

Usamos os testes de Stanley e Burnham (1999) e de Otis et al. (1978), implementados no programa CloseTest (Stanley e Burnham, 1999) para testar o pressuposto de fechamento populacional nas ocasiões secundárias. O parâmetro π foi mantido constante, uma vez que acreditamos que a heterogeneidade na probabilidade de captura entre os indivíduos não iria variar ao longo do tempo. Também mantivemos a probabilidade de captura e recaptura constante entre os dias de amostragem, pois acreditamos que o intervalo de tempo (24 h) das ocasiões secundárias é muito curto para que os indivíduos apresentem uma variação comportamental nesses parâmetros.

RESULTADOS

Com um esforço total de 18.400 armadilhas-noite, obtivemos 1.075 capturas de 412 indivíduos de *G.agilis* (sucesso de captura = 5,84%) e 283 capturas de 98 indivíduos de *T.apereoides* (sucesso de captura = 1,53%). A produtividade primária, representada pelo NDVI, atingiu valores de 0.40 – 0.74 para a área de Cerrado e de 0.41 – 0.71 para a área de mata. Essa variável apresentou um comportamento notadamente sazonal e valores mais elevados coincidentes com os períodos de maior precipitação local (Figura 2). A correlação do NDVI com a precipitação do mês anterior foi moderada, tanto para a área de Cerrado (Correlação de Spearman, 0.62), como para a área de mata (0.58).

Dinâmica populacional das espécies

O tamanho populacional de *T. apereoides* variou ao longo dos anos de monitoramento ($F = 9.07$, $gl = 3$, $p < 0.001$) declinando durante o último ano (Figura 3) (Teste Tukey 4º ano – demais anos, $p < 0.05$ em todos os casos). O tamanho populacional dessa espécie se manteve baixo ao longo do estudo (Figura 4) e sem variações sazonais (média \pm desvio – padrão, estação úmida 10.11 ± 4.41 , estação seca 12.21 ± 7.94 ; $t = 0.74$, $gl = 21$, $p = 0.46$). As taxas de sobrevivência foram baixas (média 0.10 ± 0.07 , amplitude 0.02 – 0.28) e as taxas de recrutamento elevadas (média 0.96 ± 0.42 , amplitude 0.38 – 1.74), com pouca variação ao longo dos meses (Figuras 5 e 6). A probabilidade de recaptura se manteve alta e constante durante as ocasiões de coleta ($p = 0.75 \pm 0.05$; Tabela 6). A proporção de indivíduos jovens e adultos na população se manteve constante entre as estações úmida e seca ($X^2 = 0.03$ $gl = 1$, $p = 0.855$, Figura 7), evidenciando a reprodução contínua durante todo o ano.

Também encontramos variações no tamanho populacional de *G.agilis* ao longo dos anos de monitoramento. O número de fêmeas aumentou durante o 3º ano ($F = 16.597$, $gl = 3$, $p < 0.001$, teste tuckey 3º ano – demais anos $p < 0.001$, em todos os casos) e não diferiu entre os demais anos ($p > 0.05$ em todos os casos) (Figura 8). O mesmo foi observado para os machos, com variação na abundância ao longo dos anos ($F = 7.724$, $gl = 3$, $p = 0.001$) e maior número de indivíduos no 3º ano, comparado ao 1º ($p = 0.012$) e ao 4º ano de monitoramento ($p = 0.001$) (Figura 8). Assim como em *T.apereoides*, não houve variação sazonal no tamanho populacional, tanto para as fêmeas (estação úmida 18.06 ± 7.50 , estação seca 18.38 ± 5.16 ; $t = 0.116$, $gl = 21$, $p =$

0.908) como para os machos (estação úmida 19.13 ± 10.89 , estação seca 24.51 ± 11.26 ; $t = 1.157$, $gl = 21$, $p = 0.259$). O número de machos foi geralmente maior do que o de fêmeas, porém com maior variação entre as amostragens (Figura 9). As taxas de sobrevivência das fêmeas foram, no geral, baixas (0.09 ± 0.09 , amplitude $0.01 - 0.40$), aumentando no fim da estação úmida e início da estação seca (Figura 10). Já os machos apresentaram taxas de sobrevivência relativamente maiores (0.21 ± 0.35 , amplitude $0.00 - 0.95$), entretanto com maior amplitude de variação e ausência de um padrão sazonal claro (Figura 10). Machos e fêmeas de *G.agilis* também diferiram quanto a probabilidade de recaptura. Fêmeas apresentaram uma probabilidade de recaptura alta e constante durante as ocasiões de amostragem ($p = 0.69 \pm 0.04$; Tabela 3), enquanto os machos apresentaram um padrão sazonal de variação nesse parâmetro, com maior probabilidade de recaptura durante a estação seca ($p \text{ seca} = 0.89 \pm 0.09$; $p \text{ chuva} = 0.48 \pm 0.07$; Tabela 1). Indivíduos jovens foram predominantemente capturados durante o período úmido ($X^2 = 72.89$, $gl = 1$, $p < 0.001$, Figura 11). As taxas de recrutamento foram semelhantes entre os sexos (machos 0.91 ± 1.61 , amplitude $0.00 - 7.29$; fêmeas 1.09 ± 0.72 , amplitude $0.35 - 2.88$). As fêmeas apresentaram taxas de recrutamento em média maiores na entrada para a estação úmida, enquanto que os machos não apresentaram um padrão sazonal de variação nessas taxas (Figura 12)

Efeito da produtividade primária sobre as taxas vitais

A produtividade primária afetou de forma diferenciada as taxas de sobrevivência e recrutamento de machos e fêmeas de *G.agilis* e de indivíduos de *T.apereoides*. Os modelos que incorporaram o efeito da produtividade primária nas taxas de sobrevivência e recrutamento de machos de *G.agilis* não explicaram mais a variação dos dados do que o modelo no qual essas taxas variaram continuamente ao longo do tempo (Tabelas 1 e 2). Já para as fêmeas, os modelos que incluíram o efeito da produtividade primária sobre a sobrevivência tiveram melhor suporte aos dados (soma AIC $w = 0.97$) do que os modelos onde a sobrevivência foi constante ou variou ao longo do tempo (Tabela 3). O aumento da produtividade exerce um efeito positivo na sobrevivência das fêmeas (Tabela 5), com um atraso na resposta a essa variável. A produtividade nos três meses anteriores à amostragem promoveu um incremento de $0.048 \pm 0.014\%$ na sobrevivência aparente das fêmeas.

Os modelos que incluíram os efeitos da produtividade primária sobre as taxas de recrutamento de fêmeas de *G.agilis* também ofereceram melhor suporte aos dados

(soma AIC $w = 0.55$) do que os demais modelos (Tabela 4). Há uma associação negativa entre essas variáveis (Tabela 5), o aumento na produtividade primária promove uma redução de $0.73 \pm 0.18\%$ sobre as taxas de recrutamento de fêmeas de *G.agilis*, com atraso de um mês na resposta.

Para *T.apereoides* três modelos que incorporaram a influência da produtividade primária sobre as taxas de sobrevivência apresentaram melhor ajuste aos dados (soma de AICc $w = 0.68$) do que os modelos onde essa taxa foi constante ou variou ao longo do tempo (Tabela 6). O mesmo foi observado com as taxas de recrutamento dessa espécie, onde os modelos que incluíram o efeito da produtividade primária e da variação temporal previsível (est) forneceram melhor suporte aos dados (soma de AICc $w = 0.54$) do que os modelos onde esse parâmetro variou ou foi constante ao longo do tempo (Tabela 7). Aumentos na produtividade reduzem a sobrevivência aparente de *T.apereoides* em $0.065 \pm 0.026\%$, com um atraso de um mês na resposta, e em 0.057 ± 0.034 , com um atraso de dois meses na resposta (Tabela 5). Os efeitos da maior produtividade também influenciam a sobrevivência de imediato, com uma redução de $0.043 \pm 0.037\%$. Aumentos na produtividade também reduzem o recrutamento em $0.568 \pm 0.198\%$ (Tabela 5), com um atraso de seis meses na resposta. As taxas de recrutamento dessa espécie também respondem a variação sazonal previsível (Tabela 5), com uma redução de 0.865% na entrada para o período úmido e um aumento de 0.599% na transição para o período seco. A maior produtividade média anual também reduz as taxas de recrutamento dessa espécie em $0.31 \pm 0.13\%$.

DISCUSSÃO

A produtividade primária afeta de maneira distinta o roedor *T.apereoides* e o marsupial *G.agilis*, sendo que para o último também há variação sexual na resposta a essa variável. A semelparidade possivelmente também ocorre nos machos de *G.agilis* por ser uma estratégia de elevada complexidade e que deveria, portanto, ter sido selecionada em um momento da história evolutiva anterior à separação do congêneres *G.microtarsus*. Essa parece ser uma estratégia reprodutiva recorrente em vários pequenos marsupiais do novo mundo (e.g. Lorini et al., 1994; Martins et al., 2006; Leiner et al., 2008; Baladrón et al., 2012). Com um tempo de vida limitado, machos precisam maximizar a sobrevivência e o potencial reprodutivo, adotando uma estratégia oportunística de seleção de recursos (Martins e Araújo, 2008). Dessa forma, fatores

intrínsecos relacionados à biologia reprodutiva seriam responsáveis pela variação na sobrevivência e, conseqüentemente, no tamanho populacional e nas taxas de recrutamento dos machos de *G.agilis*.

Ao contrário dos machos, variações na sobrevivência das fêmeas de *G.microtarsus* não estão associadas ao período reprodutivo (Martins et al., 2006) e, portanto, fêmeas poderiam estar mais sujeitas às variações ambientais do que os machos. O controle ambiental da reprodução difere entre machos e fêmeas em razão da natureza e da magnitude dos custos energéticos associados aos esforços reprodutivos (Bronson, 1985). Em mamíferos, o custo energético da reprodução geralmente é maior para as fêmeas, em razão da maior demanda e gasto energético durante a gestação e lactação (Gittleman e Thompson, 1988; Speakman, 2008). Assim, fêmeas podem ser mais sensíveis as variações na oferta de recursos, e o aumento na produtividade é acompanhado pelo aumento na sobrevivência.

Alguns marsupiais apresentam uma relação positiva entre a oferta de alimento e a densidade populacional (Gentile et al., 2004), inclusive com variação sexual na resposta (Mendel et al., 2008). Nós demonstramos aqui que os efeitos positivos da maior oferta de recursos sobre a população de fêmeas de *G.agilis* resultam no aumento da sobrevivência. É interessante notar que esses efeitos não são imediatos. O aumento na produtividade deve, dessa forma, ser refletido na maior sobrevivência de jovens, enquanto fêmeas adultas seriam pouco afetadas pela variação na produtividade do sistema. Os efeitos da variação na oferta de recursos alimentares sobre a sobrevivência de filhotes foram demonstrados para outros dois marsupiais, *Caluromys philander* e *Philander opossum*, onde a redução na oferta de alimento coincidiu com aumentos na taxa de mortalidade no marsúpio (Julien-Laferriere e Atramentowicz, 1990). Estudos que avaliem o efeito da disponibilidade de alimento sobre a sobrevivência utilizando modelos com estrutura etária podem auxiliar a investigar como as variações na oferta de recursos são percebidas por indivíduos jovens e adultos.

Por outro lado, quanto maior a produtividade e sobrevivência associada, maior o número de fêmeas na população, aumentando a competição intra-específica. Alguns estudos relatam que em maior densidade marsupiais fêmeas apresentam redução no *fitness* e no desempenho reprodutivo, o que se traduz em diminuição da massa corporal (Mendel et al., 2008; Dickman, 1986), antecipação da atividade reprodutiva e redução no tamanho da ninhada (Julien-Laferriere e Atramentowicz, 1990). O aumento na competição direciona menos energia para reprodução, o que explicaria a associação

negativa entre a produtividade primária e as taxas de recrutamento de fêmeas de *G.agilis*. Dessa forma, o incremento no tamanho populacional decorrente da maior sobrevivência em épocas de maior oferta de recurso reduziria as taxas de recrutamento das fêmeas, numa estrutura de feedback negativo.

A relação entre a produtividade primária e as taxas vitais de sobrevivência e recrutamento também foi observada em *T.apereoides*, de forma negativa. Períodos de maior produtividade da vegetação estão associados a períodos de maior pluviosidade no Cerrado (Bustamante et al., 2012). O aumento do volume de chuvas promove uma redução no habitat disponível para essa espécie predominantemente terrestre, destruindo ou dificultando a construção de abrigos (Melo, 1980). Tal fato levaria a diminuição observada nas taxas de sobrevivência durante o período de maior produtividade. O impacto do maior volume de chuvas na população de *T.apereoides* é imediato e estende-se por até dois meses. Filhotes de *T.apereoides* desmamam com cerca de seis semanas (Roberts et al., 1988). Dessa forma, os efeitos negativos dessa relação podem afetar tanto a sobrevivência dos indivíduos jovens como a dos adultos.

Ao contrário de *G.agilis*, *T.apereoides* não apresentou variação sazonal na estação reprodutiva, reproduzindo-se durante todo o ano, uma estratégia frequente em roedores neotropicais (Bergallo e Magnusson, 1999; Gentile et al., 2000; Feliciano et al., 2002). Entretanto, na entrada no período úmido as taxas de recrutamento dessa espécie reduzem e, por outro lado, logo voltam a aumentar na transição para o período seco. Uma estrutura de feedback negativo também pode estar atuando na regulação populacional de *T.apereoides*, de forma oposta a observada em *G.agilis*. A redução no tamanho populacional decorrente da baixa sobrevivência de *T.apereoides* durante o período úmido levaria ao incremento nas taxas de recrutamento logo após o final dessa estação. Essa hipótese é sustentada pelo fato de que variações no recrutamento dessa espécie ocorreram apenas no momento de transição entre as estações. Sem a estrutura de feedback negativo, as taxas de recrutamento continuariam aumentando durante a estação seca, acompanhadas da maior sobrevivência no período.

Nós encontramos diferentes relações funcionais (positivas, negativas e neutras) entre a produtividade primária os parâmetros demográficos das espécies. A hipótese de que a variação no tamanho populacional de pequenos mamíferos está relacionada à variação na oferta de recursos em um ambiente sazonal foi suportada apenas para as fêmeas de *G.agilis*, com aumento da sobrevivência durante a época de maior produtividade primária. O mecanismo interno de regulação populacional também foi

demonstrado para ambas as espécies, que apresentaram um mecanismo compensatório entre as taxas de sobrevivência e recrutamento. A dinâmica populacional de pequenos mamíferos no Cerrado é reflexo da associação intrincada entre disponibilidade de recursos e regulação interna, moldada pela história de vida das espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adler, G.A. 1998. Impacts of resource abundance on populations of a tropical forest rodent. *Ecology* 79: 242-254.
- Anderson, D.R.; Burnham, K.P. 1999. General strategies for the analysis of ringing data. *Bird Study* 46:261–270.
- Andreazzi, C.S.; Rademaker, V. Gentile, R.; Herrera, H.M.; Jansen, A.M.; D'Andrea, P.S. 2011. Population ecology of small rodents and marsupials in a semi-deciduous tropical forest of the southeast Pantanal, Brazil. *Zoologia* 28: 762–770.
- Arnason, A. N.; Schwarz, C. J. 1999. Using POPAN-5 to analyse banding data. *Bird Study* 46(Supplement):S157–S168.
- Akaike, H. 1973 Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN, Csaki F (eds). *Second international symposium on information theory*. Akademiai Kiado, Budapest.
- Baladrón, A.V., Malizia, A.I.; Bó, M.S.; Liébana, M.S.; Bechard, M.J.2012. Population dynamics of the southern short-tailed opossum (*Monodelphis dimidiata*) in the Pampas of Argentina. *Australian Journal of Zoology*, 60:238-245.
- Bergallo, H.G., Magnusson, W.E. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeaster Brazil. *Journal of Mammalogy* 80: 472-486.
- Berryman, A.A.; Arce, M.L.; Hawkins, B.A. 2002. Population Regulation, Emergent Properties, and a Requiem for Density Dependence. *Oikos* 99: 600-606.
- Bronson, F.H. 1985. Mammalian reproduction: An ecological perspective. *Biology of reproduction*, 32: 1-26.
- Burnham, K.P.; Anderson, D.R. 2002 Model selection and multimodal inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer, London
- Bustamante, J.A.; Alvalá, R.; von Randow, C. 2012. Seasonal variability of vegetation and its relationship to rainfall and fire in the Brazilian Tropical Savanna. Remote Sensing – Applications. Dr. Boris Escalante (Ed.), InTech, Available from:

- <http://www.intechopen.com/books/remote-sensing-applications/seasonal-variability-of-vegetation-and-its-relationship-to-rainfall-and-fire-in-the-brazilian-tr>.
- Camargo, N.F.; Cruz, M.R.S; Ribeiro, J.F.; Vieira, E.M. 2011. Frugivoria e potencial dispersão de sementes pelo marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphidae: Didelphimorphia) em áreas de Cerrado no Brasil Central. *Acta Botânica Brasílica* 25: 646-656.
- Carrara, L.A.; Faria, L.P.; Amaral, F.Q.; Rodrigues, M. 2007. Dormitórios do papagaio-verdadeiro *Amazona aestiva* e do papagaio-galego *Salvatoria xanthops* em plantio comercial de eucalipto. *Revista Brasileira de Ornitologia*. 15:135-138.
- Casella, J.; Cáceres, N.C. 2006. Diet of four small mammal species from Atlantic forest patches in South Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 1:5-11.
- Ceotto, P.; Finotti, R.; Santori, R.; Cerqueira, R. 2009. Diet variation of the marsupials *Didelphis aurita* e *Philander frenatus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in a rural area of Rio de Janeiro State, Brazil. *Mastozoología Neotropical*, en prensa, Mendoza, 2009.
- Choquet R, Lebreton JD, Gimenez O, Reboulet AM, Pradel R. 2009. U-CARE: Utilities for performing goodness of fit tests and manipulating CAPture-REcapture data. *Ecography* 32: 1071–1074.
- Coops, N.C., Waring, R.H., Landsberg, J.J. 1998. Assessing forest productivity in Australia and New Zealand using a physiologically-based model driven with averaged monthly weather data and satellite-derived estimates of canopy photosynthetic activity. *Forest Ecology and Management* 104, 113–127.
- Cooch, E.; White, G. 2011. Program Mark: A gentle introduction. 9th edn.
- Crawley, M.J. 2002. Statistical computing: an introduction to data analysis using S-plus. Chichester: John Wiley and Sons.
- Dickman, C.R. 1986. An Experimental Study of Competition Between Two Species of Dasyurid Marsupials. *Ecological Monographs* 56:221–241.
- Eisenberg, J. F., Redford, K. H. 1999. Mammals of the Neotropics. Vol. 3. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The University of Chicago Press. Chicago. 624p.
- Faria, L.C.P; Carrara, L.A.; Amaral, F.Q.; Vasconcelos, M.F.; Diniz, M.G.; Encarnaç o, C.D.; Hoffmann, D.; Gomes, H.B.; Lopes, L.E.; Rodrigues, M. 2009. The birds of Fazenda Brejão: a conservation priority área of Cerrado in northwestern Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica*, 9: 223-240.

- Feliciano, B.R.; Fernandez, F.A.A; de Freitas, D.; Figueiredo, M.S.L. 2002. Population dynamics of small rodentes in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology*, 67:304-314.
- Fleck, D.W., Harder, J.D. 1995. Ecology of Marsupials in Two Amazonian Rain Forests in Northeastern Peru. *Journal of Mammalogy*, 76: 809-818.
- Franco, A.C. 2002. Ecophysiology of Woody Plants. In Oliveira, P.S. e Marquis, R.J. *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Pp 178-197. Columbia University Press New York 373p.
- Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y. L. R., Mittermeier, R. A. et al. 1996. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology*, 4:38.
- Gentile, R.; D'Andrea, P.S.; Cerqueira, R.;Maroja, L.S. 2000. Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a Brazilian rural area: a five-year study. *Studies of Neotropical Fauna & Environment* 35: 1–9.
- Gentile, R.; Finotti, R.; Rademaker, V.; Cerqueira, R. 2004. Population dynamics of four marsupials and its relation to resource production in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalia* 68:109-1119.
- Gittleman, J.L., Thompson, S.D. 1988. Energy allocation in mammalian reproduction. *American Zoology*, 28:863-875.
- Ikeda, H., Okamoto, K., Fukuhara, M. 1999. Estimation of aboveground grassland phytomass with a growth model using Landsat TM and climate data. *International Journal of Remote Sensing* 20: 2283–2294.
- Hettinga, P.N.; Arnason, A.N. Manseau, M; Cross, D.; Whaley, K.;Wilson, P.J. 2012. Estimating Size and Trend of the North Interlake Woodland Caribou Population Using Fecal-DNA and Capture–Recapture Models. *The Journal of Wildlife Management* 76:1153–1164.
- Hixon, M.A.; Pacala, S.W.; Sandin, S.A. 2002. Population regulation: historical context and contemporary challenges of open vs. closed systems. *Ecology* 83:1490-1508.
- Julien-Laferriere, D., Atramentowicz, M. 1990. Feeding and Reproduction of Three Didelphid Marsupials in Two Neotropical Forests (French Guiana). *Biotropica* 22: 404-415.
- Kendall, W.L., Pollock, K.H., Brownie, C. 1995. A likelihood-based approach to capture-recapture estimation of demographic parameters under the robust design. *Biometrics* 51:293–308.

- Lebreton, J.D.; Burnham, K.P.; Clobert, J.; Anderson, D.R. 1992. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.
- Leite, Y.L.R., Costa, L.P.; Stallings, J.R. 1996. Diet and vertical space use of sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. *Journal of Tropical Ecology* 12:435-440.
- Leiner, N.O.; Setz, E.Z.F.; Silva, W.R. 2008. Semelparity and factors affecting the reproductive activity of the Brazilian slender opossum (*Marmosops paulensis*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 89:153–158.
- Lessa, L.G.; Costa, F.N. 2009. Food habitats and seed dispersal by *Thrichomys apereoides* (RODENTIA:ECHIMYDAE) in a Brazilian cerrado reserve. *Mastozoología Neotropical* 16: 459-463.
- Lima, M., Marquet, P. A., Jaksic, F. M. 1999. El Niño events, precipitation patterns, and rodent outbreaks are statistically associated in semiarid Chile. *Ecography* 22: 213-218.
- Lima, M. Stenseth, N.C. e Jaksic, F.M. 2002. Population dynamics of a South American rodent: seasonal structure interacting with climate, density dependence and predator effects. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 269: 2579–2586.
- Lorini, M. L.; Oliveira, J. A.; Persson, V. G. 1994. Annual age structure and reproductive patterns in *Marmosa incana* (Lund, 1841) (Didelphidae, Marsupialia). *Mammalian Biology*, 59: 65-73.
- Martins, E.G.; Bonato, V.; da-Silva, C.Q.; dos Reis, S.F. 2006. Partial semelparity in the neotropical didelphid marsupial *Gracilinanus microtarsus*. *Journal of Mammalogy* 87: 915-920.
- Martins, E.G.; Araújo, M.S. 2008. Sex and Season Affect Individual-Level Diet Variation in the Neotropical Marsupial *Gracilinanus microtarsus* (Didelphidae). *Biotropica* 40: 132-135.
- Melo, D.A. 1980. Estudo populacional de algumas espécies de roedores do Cerrado (Norte do município de Formosa, Goiás). *Revista Brasileira de Biologia*, 40: 854-860.
- Mendel, S.M.; Vieira, M.V.; Cerqueira, R. 2008. Precipitation, Litterfall, and the Dynamics of Density and Biomass in the Black-Eared Opossum, *Didelphis aurita*. *Journal of Mammalogy* 89: 159-167.

- Neves, F.S.; Oliveira, V.H.F.; Espírito-Santo, M.M.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Louzada, J.; Sanchez-Azofeifa, A.; Fernandes, G.W. 2010. Successional and Seasonal Changes in a Community of Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Brazilian Tropical Dry Forest. *Natureza & Conservação* 8:160-164.
- Oliveira-Filho, A.T.; Ratter, J.A.; 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 91–120.
- Oliveira, J.A.; Bonvicino, C.R. 2011. Roedores. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A.; de Lima, I.P. (Eds). *Mamíferos do Brasil*. 2ª edição. Londrina, pp.358-406.
- Otis, D.L.; Burnham, K.P.; White, G.C.; D.R.Anderson, 1978. Statistical inference from capture data on closed populations. *Wildlife monographs* 62.
- Paglia, A. ; Fonseca, G. A. B. ; Rylands, A. ; Hermann, G. ; Aguiar, L. 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. ; Patton, J. L. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional Papers in Conservation Biology*, No. 6. 2. ed. Arlington, VA. USA: Conservation International, 2012.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J.M. et al. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20:503-510.
- Pradel, R. 1996. Utilization of capture–mark–recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52:703–709.
- Pollock, K.H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46:752–757.
- Roberts, M.S.; Thompson, K.V.; Cranford, J.A. 1988. Reproduction and Growth in Captive Punare (*Thrichomys apereoides* Rodentia: Echimyidae) of the Brazilian Caatinga with Reference to the Reproductive Strategies of the Echimyidae. *Journal of Mammalogy*, 69: 542-551.
- Sale, P.F.; Tolimieri, N. 2000. Density dependence at some time and place? *Oecologia* 124:166–171.
- Sinclair, A.R.E. 2003. Mammal population regulation, keystone processes and ecosystem dynamics. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 358, 1729–1740.

- Sinclair, A.R.E.; Pech, R.P. 1996. Density Dependence, Stochasticity, Compensation and Predator Regulation. *Oikos*, 75: 164-173.
- Speakman, J.R. 2008. The physiological costs of reproduction in small mammals. *Phil. Trans. R. Soc.* 363, 375–398.
- Stanley, T.R.; Burnham, K.P. 1999. A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6: 197-209.
- Talamoni, S.A.; Couto, D.; Júnior, D.A.C.; Diniz, F.M. 2008. Diet of some species of Neotropical small mammals. *Mammalian Biology* 73: 337-341.
- Vasconcelos, A.; Andreazze, R.; Almeida, A.M.; Araujo, H.F.P.; Oliveira, E.S. 2010. Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 54: 471–476.
- Wilson, D. E., Reeder, D. M. 1993. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. 2ed., Smithsonian Institution Press and American Society of Mammalogists. 1064 p.
- White, G. C.; Burnham, K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120–138.
- White, T. C. R. 2001. Opposing Paradigms: Regulation or Limitation of Populations? *Oikos* 93: 148-152.
- Zhang, M., Ustin, S.L., Rejmankova, E., Sanderson, E.W. 1997. Monitoring Pacific coast marshes using remote sensing. *Ecological Applications* 7: 1039–1053.

Tabela 1: Modelos de sobrevivência aparente (Φ) e probabilidade de captura (p) de machos de *G.agilis*. AICc, Critério de Informação de Akaike corrigido pelo tamanho amostral, Δ AICc, diferença entre um modelo e o modelo com maior suporte aos dados, w peso de Akaike, e k , número de parâmetros do modelo. NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada, representa a produtividade primária. NDVI_lag *mês* representa a produtividade primária em meses anteriores a amostragem. Est, efeito da sazonalidade, parâmetro varia entre as estações seca e úmida; T, efeito temporal (contínuo), parâmetro varia ao longo das ocasiões de amostragem e (.) o parâmetro é constante no tempo.

Modelo	AICc	Δ AICc	w	k
Φ (T), p (est)	497.8492	0.0000	0.97959	26
Φ (NDVI_media ano), p (est)	505.6031	7.7539	0.02029	6
Φ (NDVI_lag 6 meses), p (est)	518.1530	20.3038	0.00004	6
Φ (NDVI_lag 3 meses), p (est)	519.1640	21.3148	0.00002	6
Φ (NDVI_lag 2 meses), p (est)	519.4876	21.6384	0.00002	6
Φ (.), p (est)	520.0343	22.1851	0.00001	5
Φ (NDVI_lag 1 mes), p (est)	521.2223	23.3731	0.00001	6
Φ (NDVI_lag 5 meses), p (est)	521.9740	24.1248	0.00001	6
Φ (NDVI_lag 4 meses), p (est)	521.9809	24.1317	0.00001	6
Φ (NDVI_pontual), p (est)	522.0682	24.2190	0.00001	6
Φ (est), p (est)	524.3444	26.4952	0.00000	8
Φ (T), p (T)	527.1932	29.3440	0.00000	44

Tabela 2: Modelos de recrutamento (f) de machos de *G.agilis*. AICc, Critério de Informação de Akaike corrigido pelo tamanho amostral, Δ AICc, diferença entre um modelo e o modelo com maior suporte aos dados, w , peso de Akaike, e k , número de parâmetros do modelo. NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada, representa a produtividade primária. NDVI_lag *mês* representa a produtividade primária em meses anteriores a amostragem. Est, efeito da sazonalidade, parâmetro varia entre as estações seca e úmida; T, efeito temporal (contínuo), parâmetro varia ao longo das ocasiões de amostragem e (.) o parâmetro é constante no tempo.

Modelo	AICc	Δ AICc	w	k
f (T)	1853.5825	0.0000	0.99548	24
f (NDVI_media ano)	1864.9621	11.3796	0.00337	4
f (est)	1867.2517	13.6692	0.00107	6
f (NDVI_lag 1 mes)	1872.9922	19.4097	0.00006	4
f (NDVI_pontual)	1876.0230	22.4405	0.00001	4
f (NDVI_lag 2 meses)	1877.8545	24.2720	0.00001	4
f (NDVI_lag 6 meses)	1881.5630	27.9805	0.00000	4
f (NDVI_lag 5 meses)	1890.9080	37.3255	0.00000	4
f (NDVI_lag 4 meses)	1890.9133	37.3308	0.00000	4
f (.)	1892.2182	38.6357	0.00000	3
f (NDVI_lag 3 meses)	1893.6774	40.0949	0.00000	4

Tabela 3: Modelos de sobrevivência aparente (Φ) e probabilidade de captura (p) de fêmeas de *G.agilis*. AICc, Critério de Informação de Akaike corrigido pelo tamanho amostral, Δ AICc, diferença entre um modelo e o modelo com maior suporte aos dados, w peso de Akaike, e k , número de parâmetros do modelo. NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada, representa a produtividade primária. NDVI_lag *mês* representa a produtividade primária em meses anteriores a amostragem. Est, efeito da sazonalidade, parâmetro varia entre as estações seca e úmida; T, efeito temporal (contínuo), parâmetro varia ao longo das ocasiões de amostragem e (.) o parâmetro é constante no tempo.

Modelo	AICc	Δ AICc	w	k
Φ (NDVI_lag 3 meses), $p(.)$	469.3473	0.0000	0.90032	3
Φ (NDVI_lag 2 meses), $p(.)$	474.8918	5.5445	0.05629	3
Φ (NDVI_lag 4 meses), $p(.)$	477.3673	8.0200	0.01633	3
Φ (NDVI_lag 5 meses), $p(.)$	477.4024	8.0551	0.01604	3
Φ (NDVI_media ano), $p(.)$	479.6255	10.2782	0.00528	3
Φ (NDVI_lag 1 mes), $p(.)$	481.3059	11.9586	0.00228	3
Φ (.), $p(.)$	481.5753	12.2280	0.00199	2
Φ (NDVI_pontual), $p(.)$	483.6158	14.2685	0.00072	3
Φ (NDVI_lag 6 meses), $p(.)$	483.6192	14.2719	0.00072	3
Φ (T), $p(.)$	489.7445	20.3972	0.00003	23
Φ (est), $p(.)$	492.9892	23.6419	0.00001	26
Φ (T), $p(T)$	521.0465	51.6992	0.00000	43

Tabela 4: Modelos de recrutamento (f) de fêmeas de *G.agilis*. AICc, Critério de Informação de Akaike corrigido pelo tamanho amostral, Δ AICc, diferença entre um modelo e o modelo com maior suporte aos dados, w , peso de Akaike, e k , número de parâmetros do modelo. NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada, representa a produtividade primária. NDVI_lag *mês* representa a produtividade primária em meses anteriores a amostragem. Est, efeito da sazonalidade, parâmetro varia entre as estações seca e úmida; T, efeito temporal (contínuo), parâmetro varia ao longo das ocasiões de amostragem e (.) o parâmetro é constante no tempo.

Modelo	AICc	Δ AICc	w	k
f (NDVI_lag 1 mes)	1356.9740	0.0000	0.38684	4
f (NDVI_media ano)	1359.8613	2.8873	0.09132	4
f (NDVI_lag 2 meses)	1361.7613	4.7873	0.03532	4
f (NDVI_pontual)	1361.9990	5.0250	0.03136	4
f (NDVI_lag 6 meses)	1362.3665	5.3925	0.02610	4
f (NDVI_est)	1365.8584	8.8844	0.00455	6
f (T)	1368.7553	11.7813	0.00107	23
f (.)	1371.1165	14.1425	0.00033	3
f (NDVI_lag 4 meses)	1372.0492	15.0752	0.00021	4
f (NDVI_lag 5 meses)	1372.0556	15.0816	0.00021	4
f (NDVI_lag 3 meses)	1373.1563	16.1823	0.00012	4

Tabela 5: Coeficiente de inclinação (β), desvio-padrão e intervalo de confiança de 95% dos modelos que incorporam o efeito da produtividade primária sobre as taxas de sobrevivência aparente (Φ) e recrutamento (f) de fêmeas de *G.agilis* e de indivíduos de *T.apereoides*. NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada, representa a produtividade primária, NDVI_lag *mês* representa a produtividade primária em meses anteriores a amostragem, Est, efeito da sazonalidade, parâmetro varia entre as estações seca e úmida e (.) o parâmetro é constante no tempo.

Modelo	β	DP	IC 95% inferior	IC 95% superior
<i>G.agilis</i> (fêmeas)				
Φ (NDVI_lag 3 meses), $p(.)$	1.0300	0.3538	0.3364	1.7236
f (NDVI_lag 1 mês)	-0.6985	0.8292	- 1.0570	- 0.3399
<i>T.apereoides</i>				
Φ (NDVI_lag 1 mes), $p(.)$	-1.3501	0.5610	- 2.4498	- 0.2505
Φ (NDVI_lag 2 meses), $p(.)$	- 1.0469	0.6281	- 2.2781	- 0.1842
Φ (NDVI_pontual), $p(.)$	- 0.9294	0.5898	- 2.0855	- 0.2267
f (Est) *	1.6876	0.7138	0.2886	3.0867
f (Est) **	-1.0051	0.4348	-1.8575	- 0.1527
f (NDVI_media ano)	- 0.3177	0.1395	- 0.5913	- 0.0442
f (NDVI_lag 6 meses)	- 0.5683	0.1985	- 0.9575	- 0.17913

* = transição período úmido - seco

** = transição período seco - úmido

Tabela 6: Modelos de sobrevivência aparente (Φ) e probabilidade de captura (p) de *T.apereoides*. AICc, Critério de Informação de Akaike corrigido pelo tamanho amostral, Δ AICc, diferença entre um modelo e o modelo com maior suporte aos dados, w , peso de Akaike, e k , número de parâmetros do modelo. NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada, representa a produtividade primária. NDVI_lag *mês* representa a produtividade primária em meses anteriores a amostragem. Est, efeito da sazonalidade, parâmetro varia entre as estações seca e úmida; T, efeito temporal (contínuo), parâmetro varia ao longo das ocasiões de amostragem e (.) o parâmetro é constante no tempo.

Modelo	AICc	Δ AICc	w	k
Φ (NDVI_lag 1 mes), p (.)	324.3998	0.0000	0.34128	5
Φ (NDVI_lag 2 meses), p (.)	325.6993	1.2995	0.17821	5
Φ (NDVI_pontual), p (.)	325.7634	1.3636	0.17259	5
Φ (NDVI_lag 6 meses), p (.)	327.2581	2.8583	0.08174	5
Φ (NDVI_lag 3 meses), p (.)	327.4350	3.0352	0.07482	5
Φ (NDVI_lag 4 meses), p (.)	328.1302	3.7304	0.05285	5
Φ (NDVI_media_ano), p (.)	328.9990	4.5992	0.03361	5
Φ (NDVI_lag 5 meses), p (.)	329.0355	4.6357	0.03067	5
Φ (Est), p (.)	329.2188	4.8190	0.03067	6
Φ (.), p (.)	348.1135	23.7140	0.00000	2
Φ (T), p (.)	375.9209	51.5211	0.00000	44
Φ (T), p (T)	379.3987	127.6737	0.00000	65

Tabela 7: Modelos de recrutamento de *T.apereoides*. AICc, Critério de Informação de Akaike corrigido pelo tamanho amostral, Δ AICc, diferença entre um modelo e o modelo com maior suporte aos dados, w , peso de Akaike, e k , número de parâmetros do modelo. NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada, representa a produtividade primária. NDVI_lag *mês* representa a produtividade primária em meses anteriores a amostragem e NDVI_acum ano a produtividade acumulada no ano. Est, efeito da sazonalidade, parâmetro varia entre as estações seca e úmida; T, efeito temporal (contínuo), parâmetro varia ao longo das ocasiões de amostragem enquanto (.) o parâmetro é constante no tempo

Modelo	AICc	Δ AICc	w	k
f (est)	880.2849	0.0000	0.24988	4
f (NDVI_lag 6 meses)	880.7056	0.4207	0.20248	4
f (NDVI_media ano)	882.1579	1.8730	0.09795	4
f (NDVI_lag 5 meses)	884.7487	4.4638	0.02682	4
f (.)	885.3078	5.0229	0.02028	3
f (NDVI_lag 1 mes)	885.7911	5.5062	0.01593	4
f (NDVI_lag 4 meses)	885.9076	5.6227	0.01502	4
f (NDVI_pontual)	885.9259	5.6410	0.01489	4
f (NDVI_lag 3 meses)	886.6048	6.3199	0.01060	4
f (NDVI_lag 2 meses)	887.0015	6.7166	0.00869	4
f (T)	907.9760	28.9345	0.0000	24

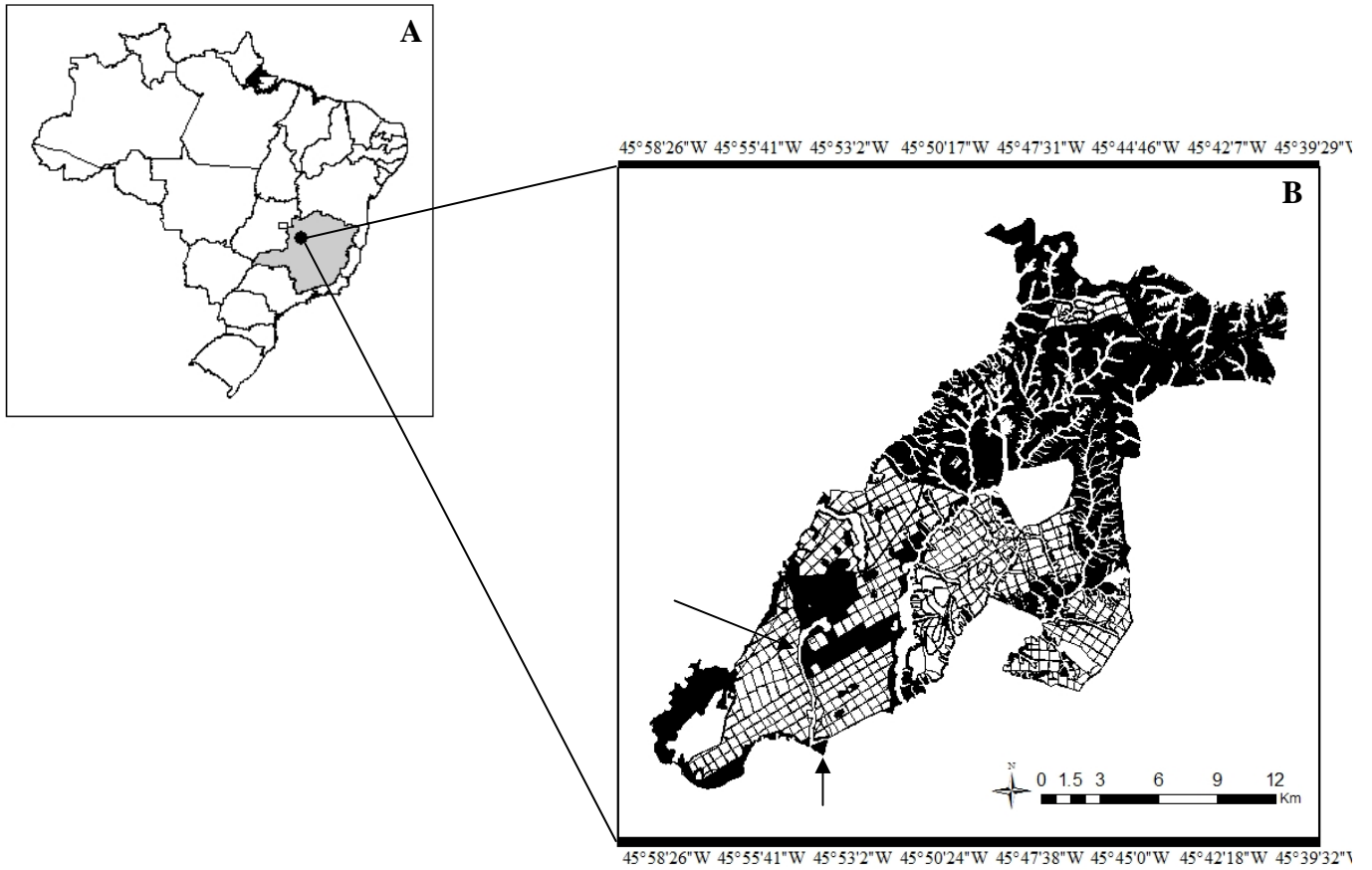


Figura 1: A) Mapa do Brasil com estado de Minas Gerais em destaque, B) Mapa com os limites da propriedade onde o estudo foi realizado. Em preto, vegetação nativa de Cerrado *sensu lato* e em branco, áreas de cultivo de eucalipto. Setas apontam para os sítios de captura de pequenos mamíferos.

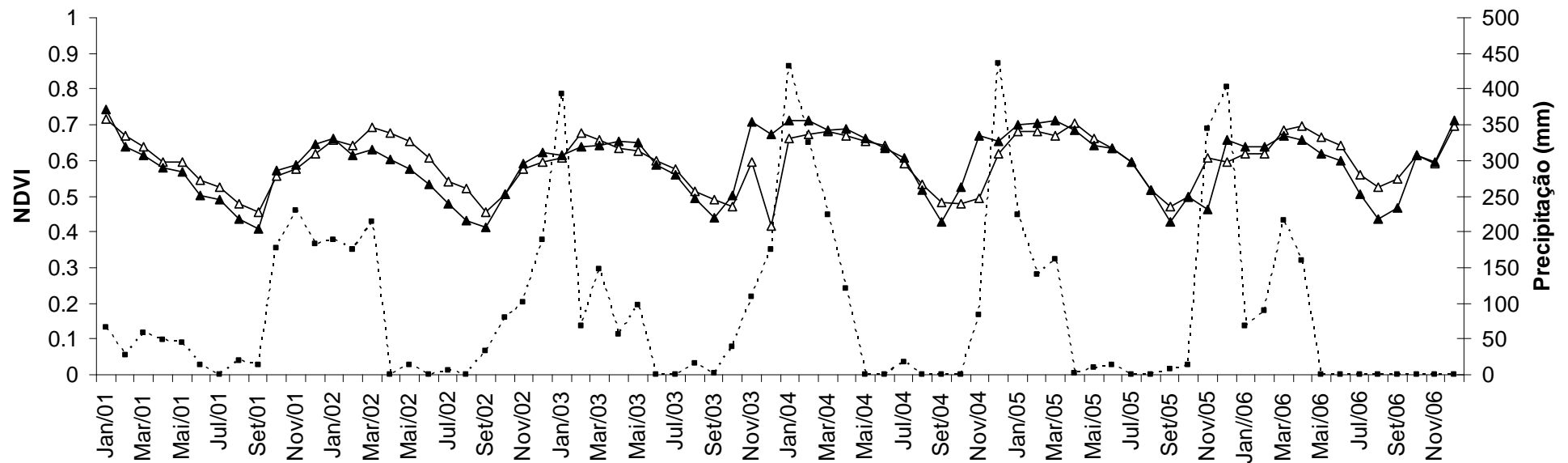


Figura 2: Variação na precipitação (linha pontilhada) e na produtividade primária (NDVI, linha sólida) ao longo dos anos de monitoramento das populações de pequenos mamíferos. Triângulos preenchidos representam a produtividade primária na área de cerrado, sítio de captura de *T.apereoides*, e triângulos vazios a produtividade na área de mata, local de captura de *G.agilis*.

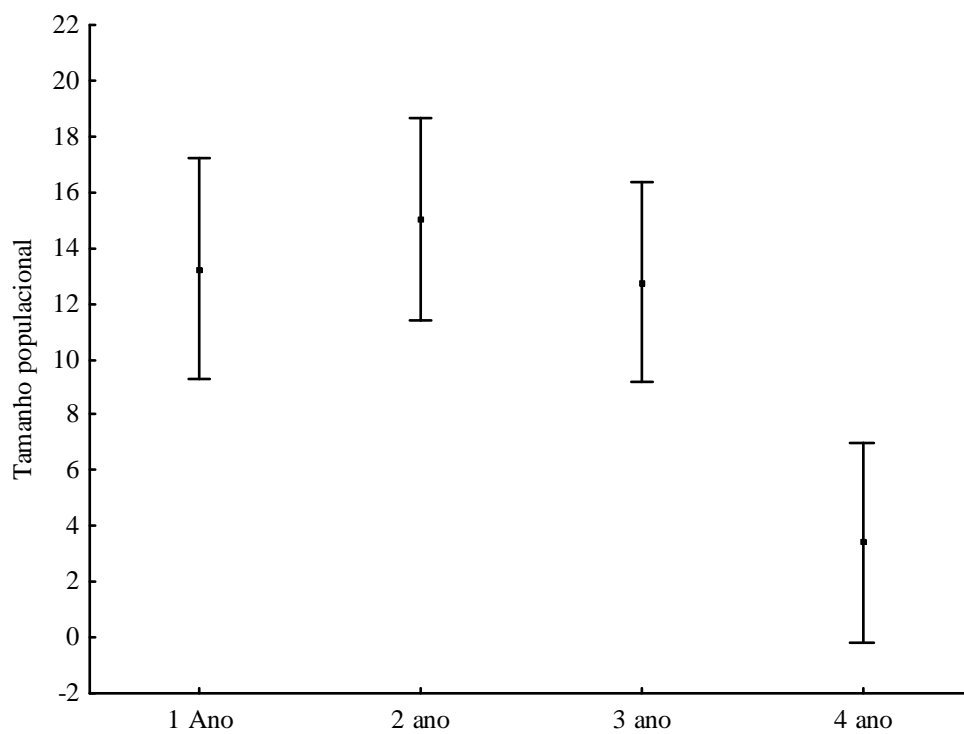


Figura 3: Diferenças anuais (média \pm DP) no tamanho populacional de *T.apereoides* durante o período de 2001 – 2006 (1º ano período: Set/01 – Mai/02, 2º ano: Nov/02 – Out/03, 3º ano: Mai/04 – Mai/05 e 4º ano: Jan/06 – Nov/06).

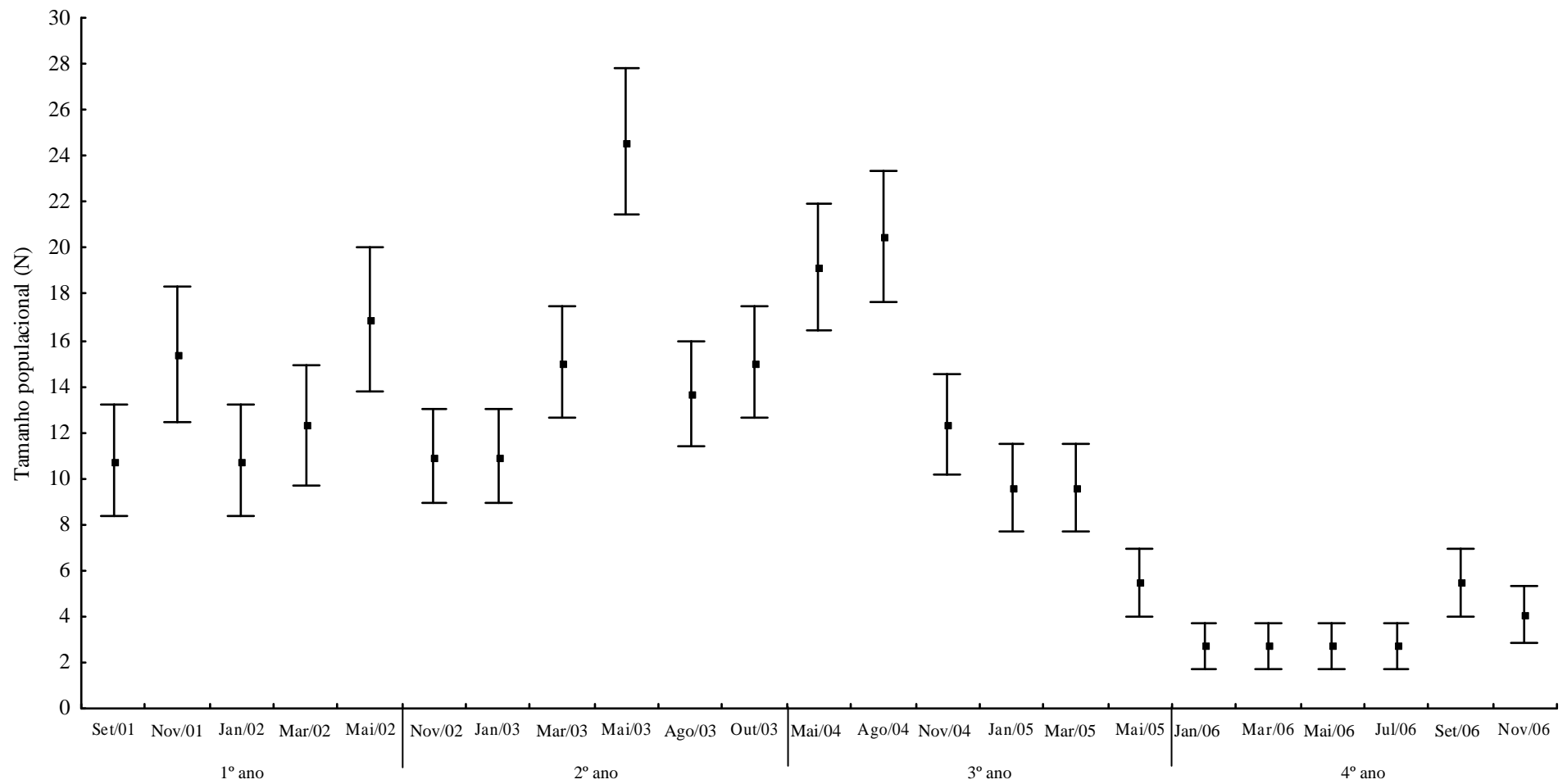


Figura 4: Variação no tamanho populacional (N, média ponderada dos modelos \pm desvio-padrão incondicional) de *T. apereoides* em área de cerrado ao longo de quatro anos de monitoramento.

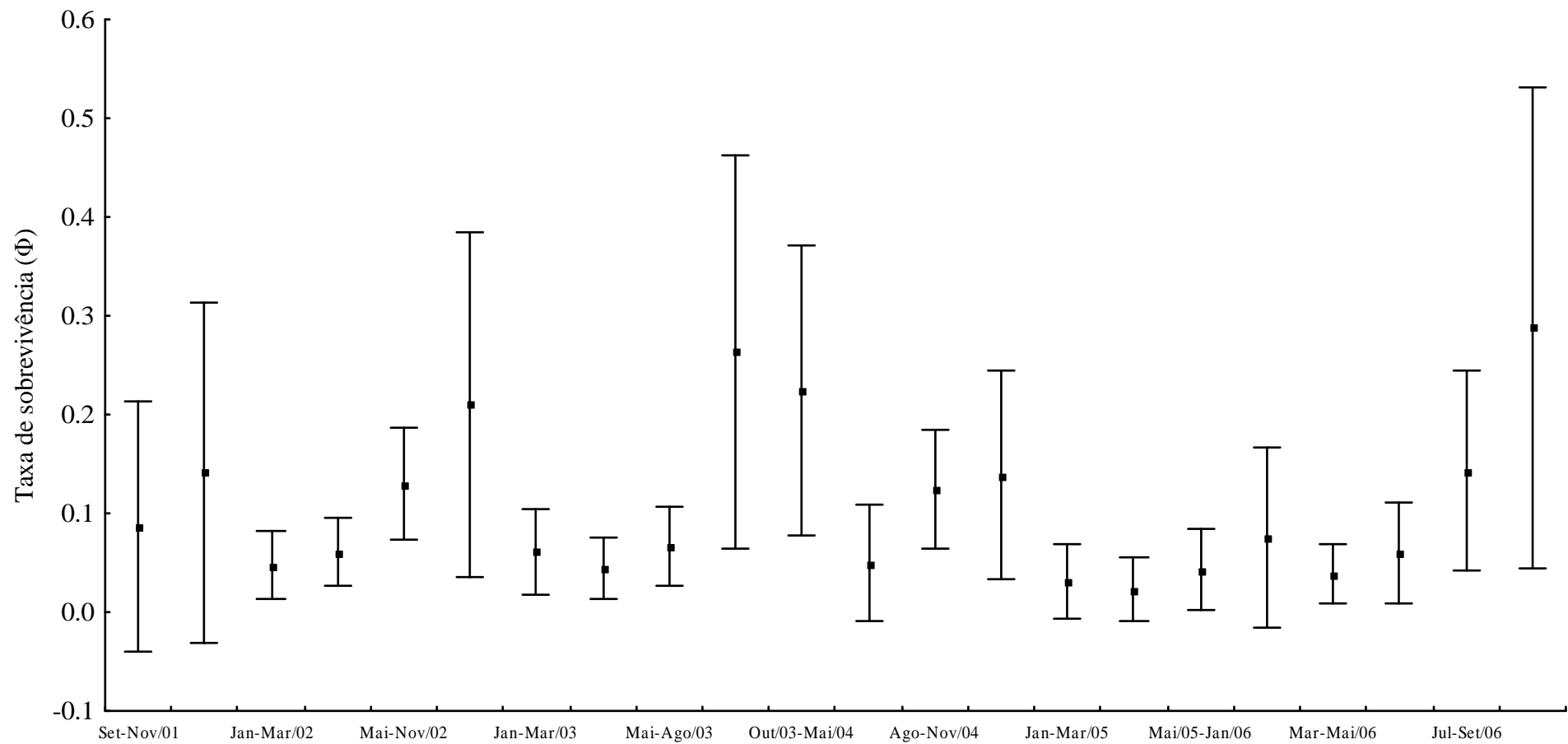


Figura 5: Variação na sobrevivência aparente (Φ , média ponderada dos modelos \pm desvio-padrão incondicional) de *Tapereoides* em área de cerrado durante quatro anos de monitoramento.

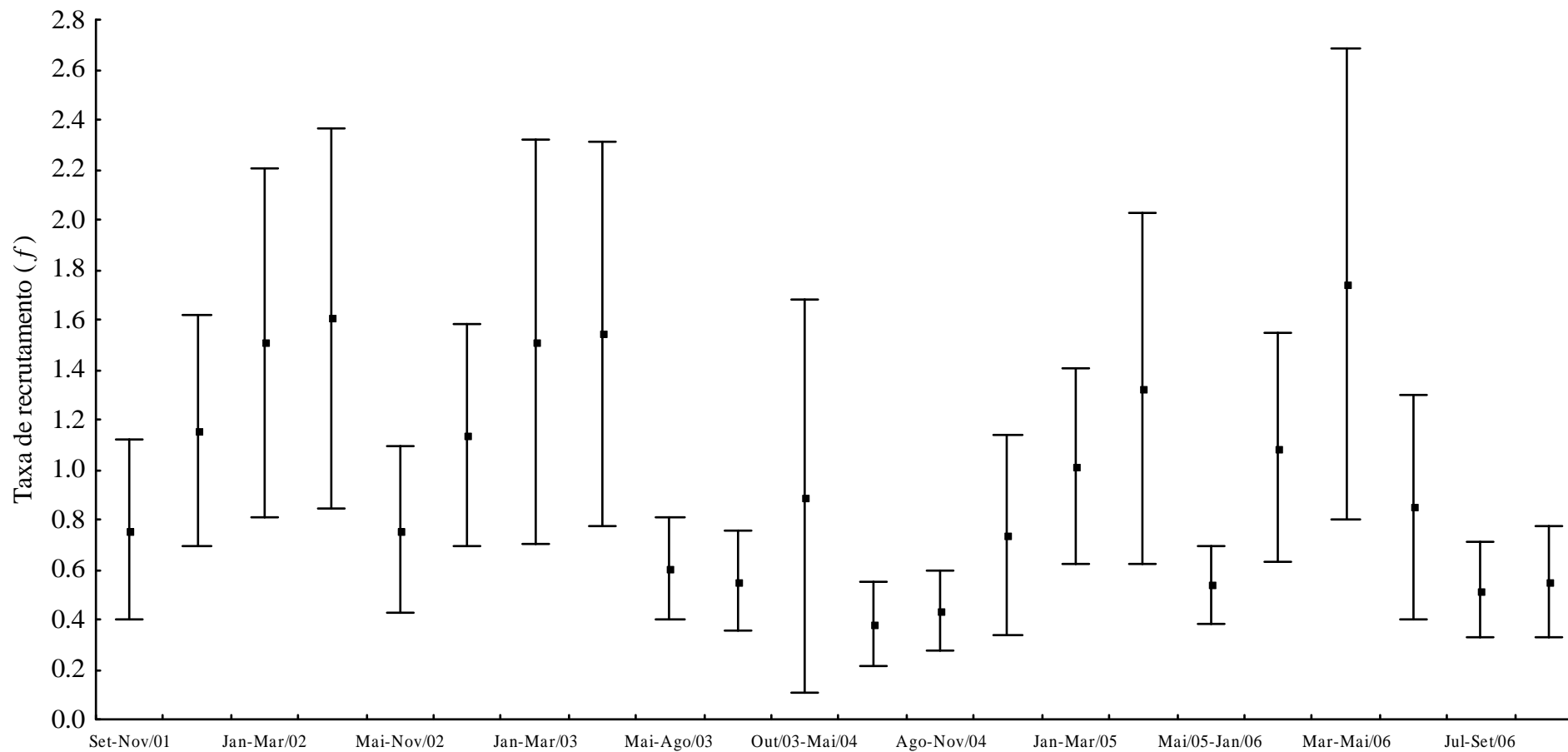


Figura 6: Variação no recrutamento (f , média ponderada dos modelos \pm desvio-padrão incondicional) de *T. apereoides* em área de cerrado durante quatro anos de monitoramento.

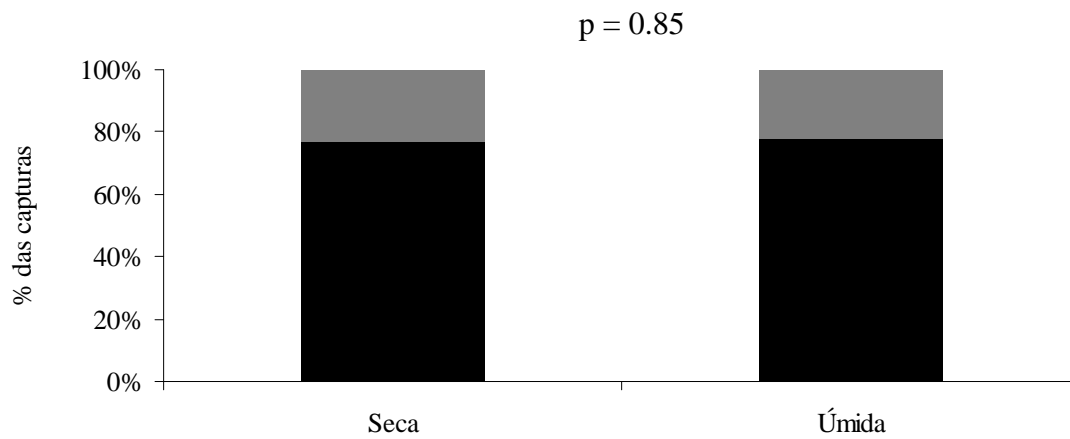


Figura 7: Diferença nas proporções de indivíduos adultos (em preto) e jovens (em cinza) de *T. apereoides* capturados durante as estações úmida e seca.

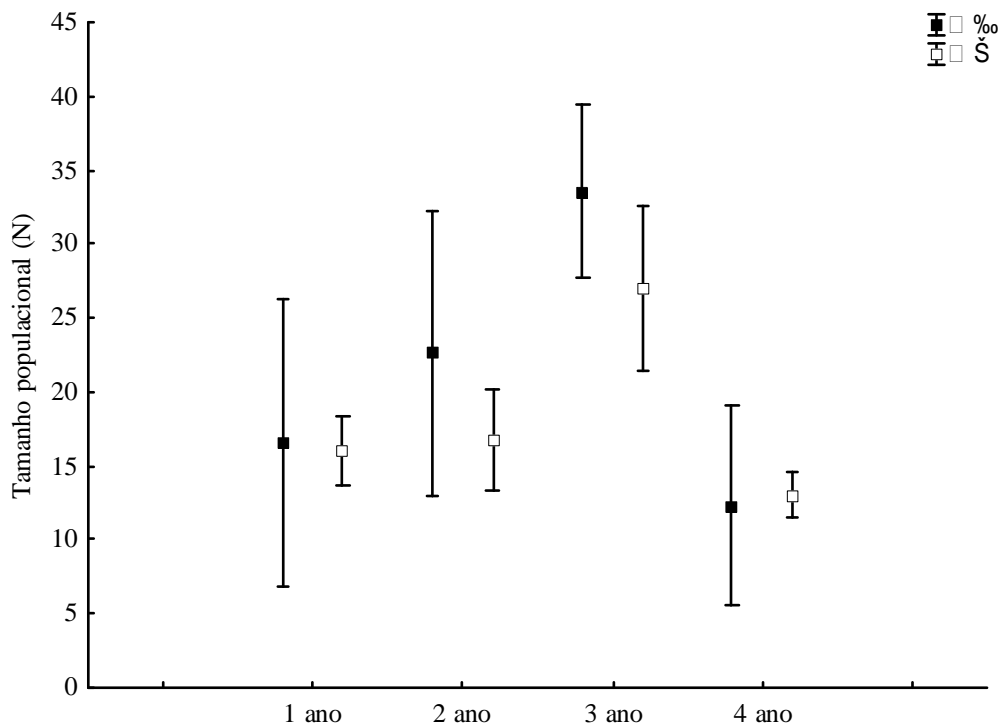


Figura 8: Diferenças anuais (média \pm DP) no tamanho populacional de *G. agilis* no período de 2001-2006 (1º ano: período Set/01 – Mai/02, 2º ano: Nov/02 – Out/03, 3º ano: Mai/04 – Mai/05 e 4º ano: Jan/06 – Nov/06).

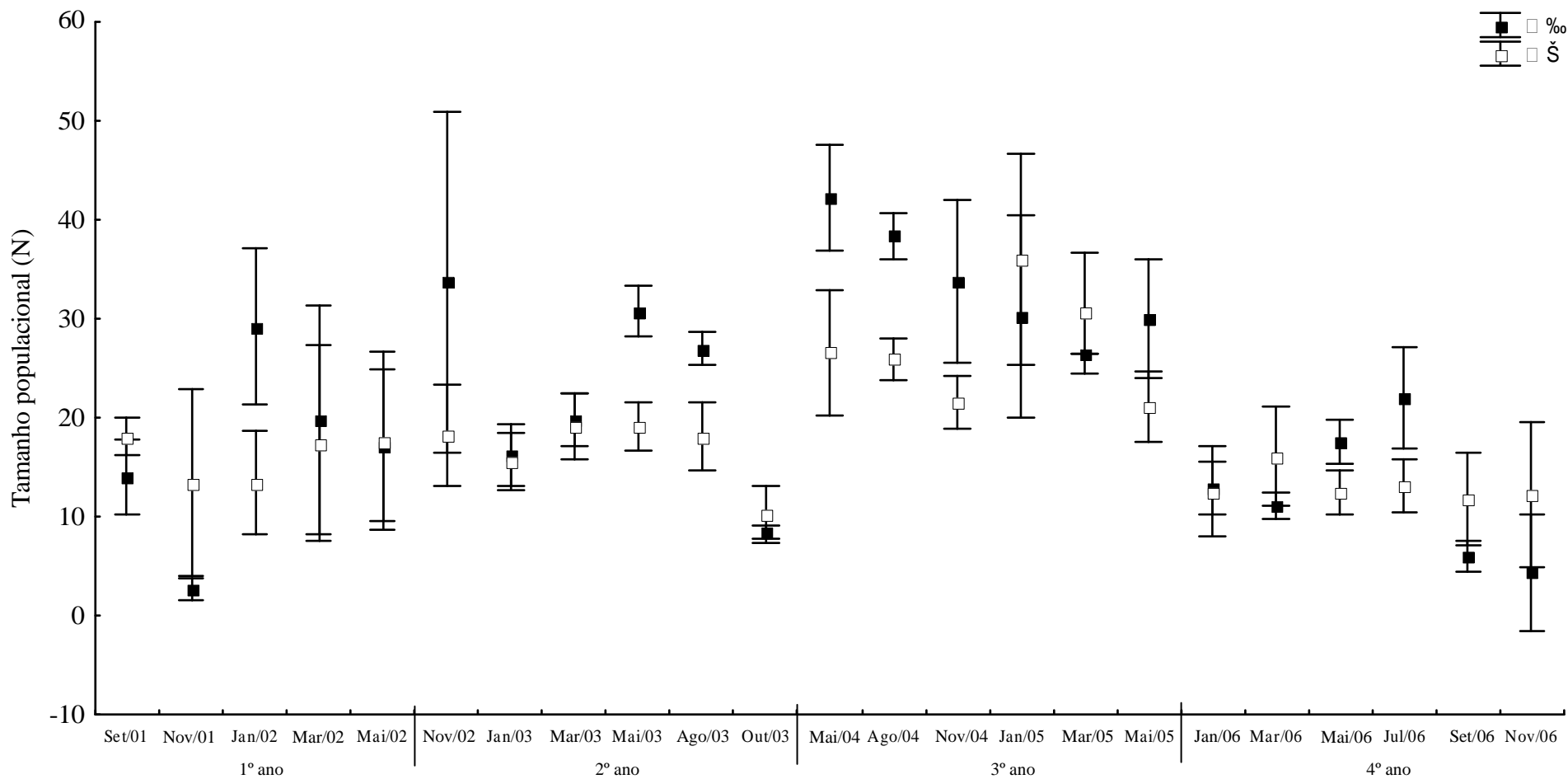


Figura 9: Variação no tamanho populacional (N, média ponderada dos modelos \pm desvio-padrão incondicional) de *G. agilis* em área de mata durante quatro anos de monitoramento.

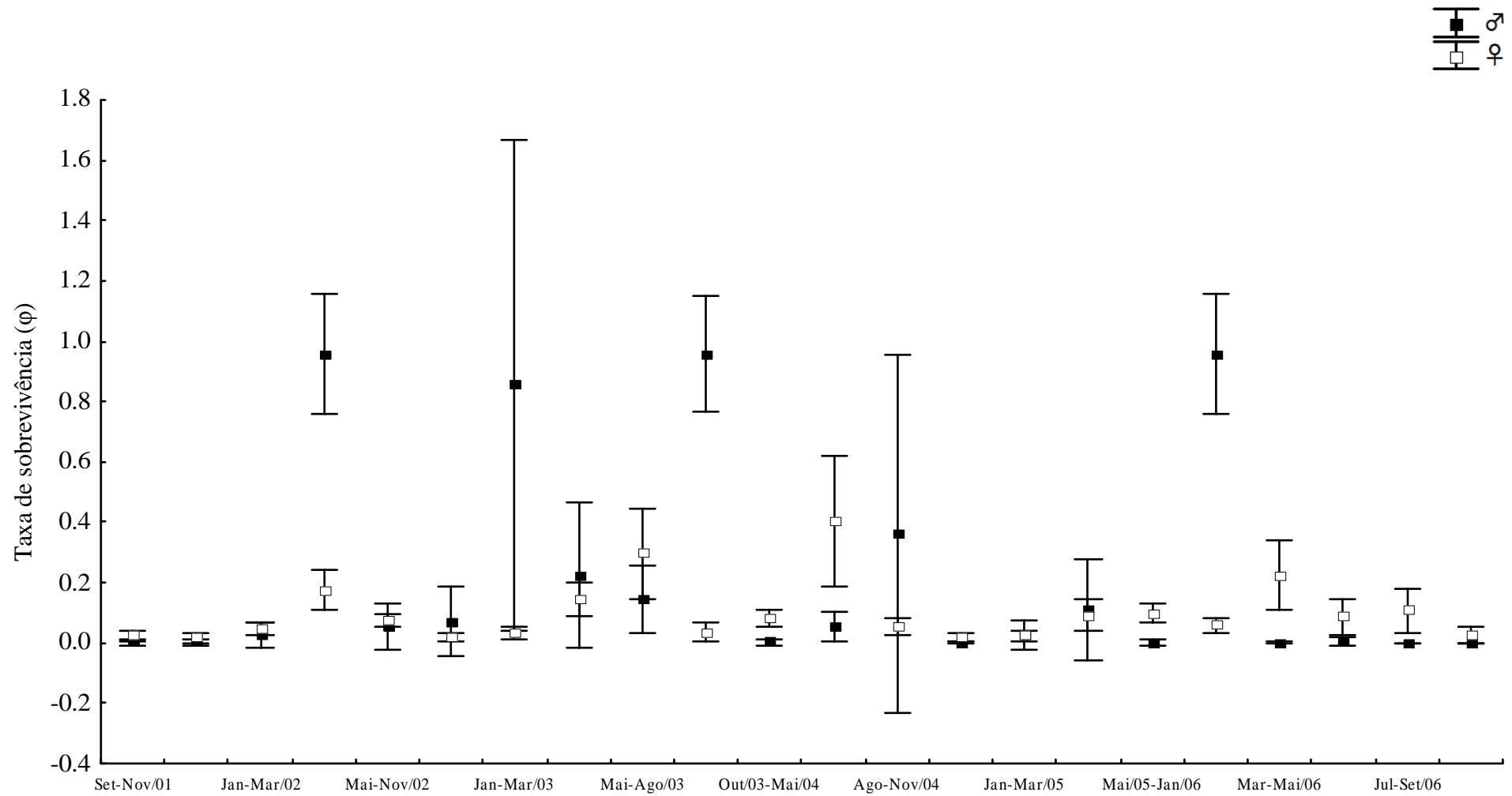


Figura 10: Média ponderada pelos modelos das taxas de sobrevivência aparente (ϕ ; \pm desvio-padrão incondicional) de *G. agilis* em área de mata durante quatro anos de monitoramento.

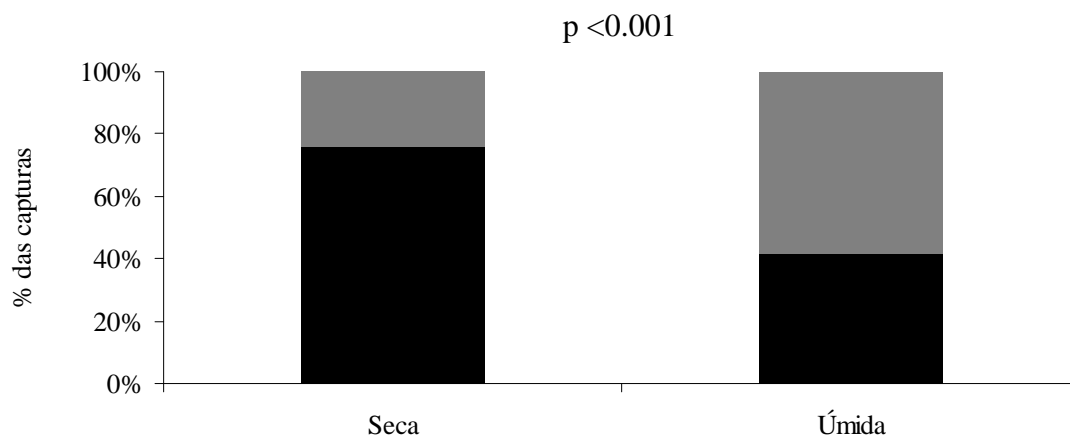


Figura 11: Diferença nas proporções de indivíduos adultos (em preto) e jovens (em cinza) de *G.agilis* capturados durante as estações úmida e seca.

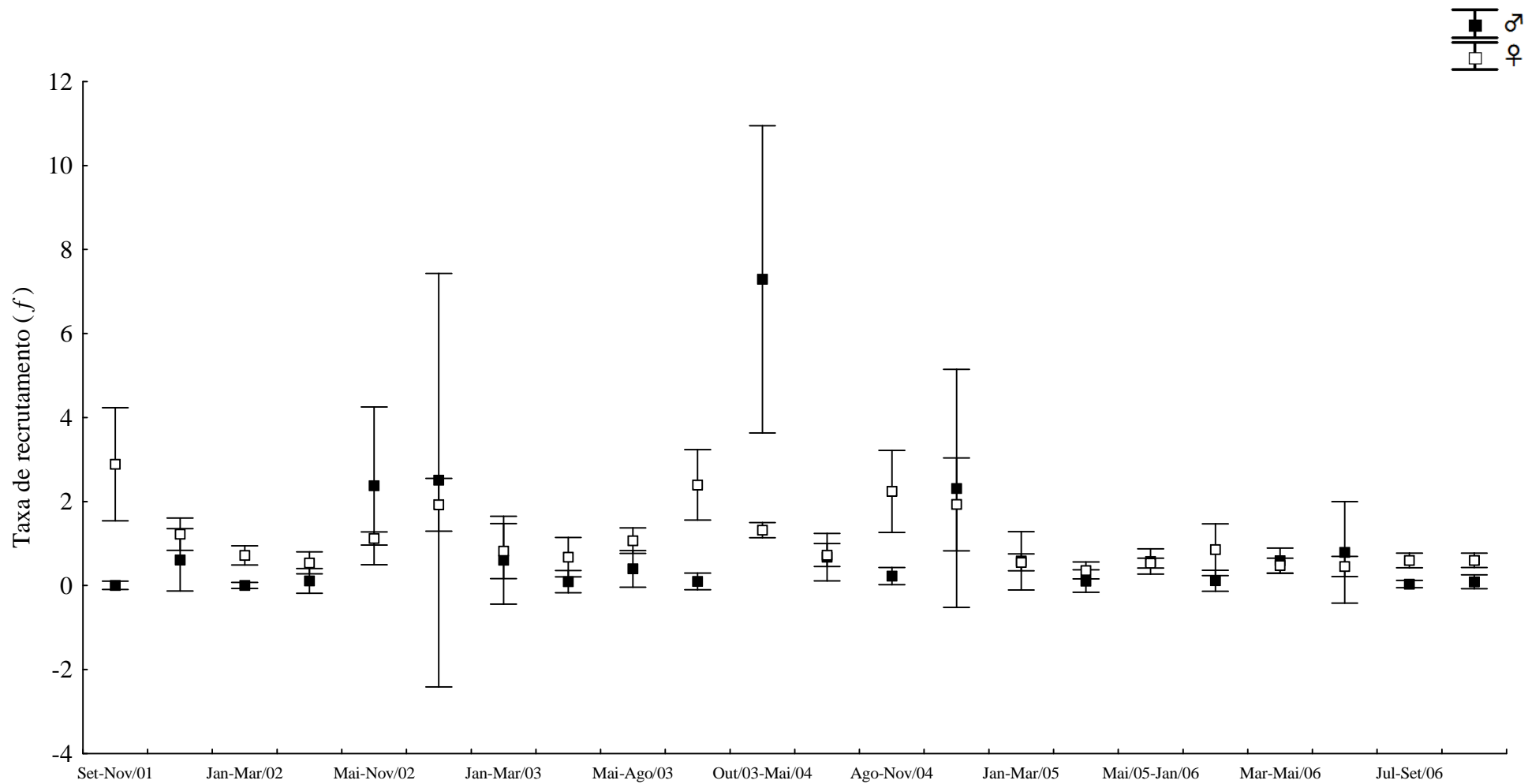


Figura 12: Variação nas taxas de recrutamento (f , média ponderada dos modelos \pm desvio-padrão incondicional) de *G. agilis* em área de mata durante quatro anos de monitoramento.

Capítulo II

**E SE NÃO HOUVESSE MUDANÇAS NA DISPONIBILIDADE DE HABITAT?
SERIA POSSÍVEL CONSERVAR A DIVERSIDADE DE PEQUENOS
MAMÍFEROS EM PAISAGENS SILVICULTURAIS?**

INTRODUÇÃO

A quantidade de habitat disponível para a vida silvestre, representada em pequena escala pelo tamanho da mancha ou em maior escala pela porcentagem total da paisagem coberta por manchas de habitat, é determinante para a manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas (Andren, 1994; Watling e Donnelly, 2006; Pardini et al., 2010). Entretanto, a sensibilidade das espécies a esse fator é fortemente influenciada pela composição da matriz entre as manchas de habitat (Prugh et al., 2008). A matriz pode ser definida como o tipo de mancha dominante, relativamente homogênea e mais extensiva em uma paisagem (Forman e Godron, 1986), muitas vezes representando uma área sobre forte influência da ação humana.

A possibilidade de persistir em ambientes fragmentados aumenta com a capacidade da espécie em usar a matriz (Zollner e Lima, 1999; Viveiros de Castro e Fernandez, 2004; Harper et al., 2008), possibilitando a conexão entre populações de outra forma isoladas e susceptíveis a variações estocásticas. Entretanto, efeitos isolados da matriz não são facilmente distinguíveis, uma vez que com aumento da intensidade de uso humano da matriz a quantidade de habitat disponível também muda (Dunford e Freemark, 2005; Brady et al., 2011), obscurecendo as relações.

Historicamente, a matriz tem sido ignorada e considerada uma área de não-habitat, embora sua importância venha sendo progressivamente ressaltada (Prugh et al., 2008; Franklin e Lindenmayer, 2009). A matriz não representa uma unidade estática na paisagem, sua qualidade pode mudar conforme diferentes tipos de uso da terra são estabelecidos, podendo influenciar as espécies no interior dos fragmentos (Erik e Priya, 2003). A resposta das comunidades às mudanças temporais no uso/qualidade da matriz pode também muitas vezes ser complexa, principalmente quando a matriz adjacente não é totalmente inóspita, como é o caso dos plantios florestais (Lindenmayer e Franklin 2002).

Plantios florestais destinados à produção de carvão, madeira e celulose, frequentemente formados por espécies exóticas, representam uma das principais formas de transformação da paisagem em todo o mundo (Lindenmayer e Franklin 2002; Jackson et al., 2005). No Brasil, calcula-se que a área ocupada por plantios florestais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. chegue a 6.515.844 ha (ABRAFF, 2012). Essas áreas são raramente consideradas quanto ao seu valor para a conservação e certamente diversas espécies não podem ser conservadas nesses ambientes. Entretanto, embora a fauna

presente em plantios seja depauperada, essas áreas não são desertos biológicos (Lindenmayer e Franklin, 2002).

A ocorrência da fauna em plantios florestais é fortemente relacionada ao mosaico formado pela presença de manchas de vegetação nativa e o histórico de manejo das áreas plantadas (e.g. ciclos de corte e idade dos plantios, Lindenmayer e Hobbs, 2004; Tubelis et al., 2004). A manutenção de manchas de vegetação nativa dentro de plantios é fonte de habitat para muitas espécies (Zanuncio et al. 1997; Estades e Temple, 1999; Peterken 1999; Tubelis et al., 2007; Lindenmayer et al, 2009). Plantios podem também aumentar a permeabilidade e a conectividade da paisagem (Taylor et al., 1993; Lindenmayer e Hobbs, 2004), permitindo que as espécies se movam mais prontamente através da matriz silvicultural. Dada a extensão da área ocupada por plantios florestais, bem como seu potencial em atenuar os efeitos da fragmentação de habitats, compreender a resposta dos organismos à transformação da paisagem decorrente do estabelecimento e expansão de plantios em larga-escala é essencial para o desenvolvimento de estratégias efetivas de manejo da paisagem.

Durante cinco anos nós monitoramos a assembléia de pequenos mamíferos em fragmentos de Cerrado inseridos em uma matriz silvicultural de eucalipto. Esses fragmentos correspondem a áreas de reserva legal, estabelecidas conforme a legislação brasileira. Durante todo o período de monitoramento, essas áreas não foram modificadas e não sofreram qualquer redução no tamanho, de maneira que a quantidade de habitat disponível na paisagem foi mantida constante. Nosso objetivo é avaliar se as mudanças temporais na matriz do entorno desses fragmentos, promovidas pelo ciclo de cultivo de eucalipto, podem afetar a estrutura da assembléia de pequenos mamíferos. Nossa hipótese é que os pequenos mamíferos são sensíveis a essas alterações e que mudanças no número de indivíduos capturados e na diversidade de espécies nos fragmentos de Cerrado estão associadas às modificações na composição da matriz do entorno.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem de pequenos mamíferos

Pequenos mamíferos foram capturados em duas fazendas de plantio industrial de *Eucalyptus* spp., a Fazenda Brejão e a Fazenda Santa Cruz, propriedades da empresa Vallourec & Mannesmann Florestal. Essas fazendas estão localizadas, respectivamente, no centro e noroeste do estado de Minas Gerais (Figura 1), na bacia do Rio São

Francisco. A Fazenda Brejão (17°01'S 45°52'W), inserida no domínio do Cerrado e localizada no município de Brasilândia de Minas, possui uma área de 35.899 ha, dos quais 65% são cobertos por vegetação nativa, constituída predominantemente por Cerrado *stricto sensu* (15.899 ha). A precipitação média anual na região é de 900-1.200 mm, e o clima é tropical seco-subúmido. A Fazenda Santa Cruz (18°45'S 45°02'W), inserida na transição entre a Floresta Atlântica e o Cerrado e localizada no município de Felixlândia, possui uma área de 2.978 ha, 31% dos quais cobertos por vegetação nativa, constituída principalmente por florestas ripárias e Cerrado *stricto sensu* (687 ha). A precipitação média anual na região é de 1.100 – 1.450 mm, e o clima é subtropical úmido – subúmido (Azevedo, 2002).

A amostragem de pequenos mamíferos seguiu o método de captura – marcação – recaptura e consistiu de 29 campanhas com cinco noites de duração cada. Coletas sistematizadas com intervalos aproximadamente bimensais foram realizadas entre fevereiro a dezembro de 1999, e entre setembro de 2001 a novembro de 2006, totalizando cinco anos de monitoramento. Para cobrir a diversidade regional de pequenos mamíferos encontrada no Cerrado, dois sítios em cada fazenda foram selecionados para a amostragem, um de mata ciliar e um de cerrado *stricto sensu*. O sítio de mata ciliar corresponde à vegetação florestal que acompanha os cursos da água e linhas de drenagem no Cerrado, e que constitui um habitat adequado para as espécies típicas da floresta úmida (Oliveira-Filho e Ratter, 2002). O sítio de cerrado apresenta vegetação típica de Cerrado *stricto sensu*, dominada por árvores e arbustos esparsos, entremeados por uma grande quantidade de vegetação herbácea (Oliveira-Filho e Ratter, 2002).

Foram estabelecidos transectos em cada uma dessas áreas e em cada transecto foram montadas estações de captura, em intervalos regulares de 20 m. Duas armadilhas foram instaladas em cada estação de captura, uma do tipo Sherman e outra do tipo gaiola com isca suspensa. Na área de cerrado todas as armadilhas foram posicionadas diretamente sobre o solo e na área de mata ciliar as armadilhas foram também suspensas, fixadas em troncos de árvores ou arbustos. Em cada sítio 80 armadilhas foram instaladas, totalizando 160 armadilhas-noite por fazenda.

As armadilhas foram vistoriadas diariamente pela manhã. Os animais capturados foram marcados com brincos numerados presos à orelha e tiveram anotadas informações como sexo, idade, peso, condição reprodutiva e medidas morfométricas (comprimentos do corpo, cauda, orelha e tarso). Após serem marcados, os animais

foram liberados no mesmo local de captura. Os animais capturados foram classificados segundo a bibliografia especializada (Wilson e Reeder, 1993; Fonseca et al., 1996; Eisenberg e Redford, 1999). Técnicas de análise citogenética foram também empregadas para auxiliar na identificação e classificação das espécies. Espécimes de identificação duvidosa no campo foram coletados para posterior identificação, além de alguns outros espécimes adicionais para formação de uma coleção de referência. Os exemplares coletados estão depositados na coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Minas Gerais.

Análise da dinâmica temporal da paisagem

Pouco é conhecido sobre a influência da escala sobre padrões e processos ecológicos em pequenos mamíferos neotropicais. Na Floresta Atlântica, pequenos mamíferos respondem as variações na cobertura de habitat em uma escala de 800 m (Umetsu et al. 2008). Dessa forma, adotamos essa mesma escala para analisar a influência das modificações da matriz do entorno sobre a assembléia de pequenos mamíferos nos fragmentos.

Para caracterizar a paisagem no entorno dos sítios de amostragem, definimos sete classes de cobertura vegetal e uso do solo: (1) Cerrado, (2) Floresta, (3) Campo, (4) Capoeira, (5) Campo Cultivado, (6) Eucalipto Jovem e (7) Eucalipto Maduro (Tabela 1). Essas classes foram definidas usando como referencial uma imagem de satélite de alta resolução (Rapid Eye, resolução de 5 m) do ano de 2011, além de validação em campo.

Para avaliar a dinâmica temporal da paisagem produzimos mapas temáticos da cobertura vegetal e uso do solo usando imagens do satélite LandSat 5 (resolução de 30 m) referentes ao período de 1999-2006. Realizamos a classificação supervisionada das imagens, adotando uma acurácia $\geq 90\%$ e um coeficiente kappa $\geq 85\%$. A partir dos mapas produzidos, a porcentagem anual de cobertura de cada uma das classes de uso e cobertura do solo foi calculada, dividindo a área total ocupada por cada classe pela área total da paisagem.

Análise de dados

Para avaliar a eficiência da amostragem ao longo do monitoramento construímos, para cada um dos sítios avaliados, curvas médias de acumulação de espécies baseadas no esforço amostral usando o estimador não-paramétrico Jackknife I.

A estimativa da riqueza de espécies (S) foi obtida a partir de 100 aleatorizações de riqueza produzidas pelo programa EstimateS (Colwell, 2006). O número de indivíduos capturados (total e de cada espécie) e o índice de diversidade de Shannon (H') foram também usados para caracterizar a estrutura e a composição das assembléias da mata e do cerrado em cada ano de monitoramento. Diferenças anuais nesses parâmetros foram analisadas por inferência a partir da sobreposição do desvio-padrão calculado para cada uma dessas métricas. Usamos o número de indivíduos capturados como um índice de abundância relativa uma vez que a área amostrada e o protocolo de amostragem foram os mesmos em todas as ocasiões de amostragem (Slade e Blair, 2000). Diferenças na composição da assembléia entre os anos de monitoramento foram investigadas por uma Análise de Correspondência.

Nós construímos catorze modelos conceituais para investigar como as modificações temporais na matriz do entorno dos sítios de amostragem afetaram a assembléia de pequenos mamíferos (Tabela 2). Usamos a abordagem dos modelos lineares generalizados (GLM) para explorar as relações entre estrutura da assembléia (número total de indivíduos capturados, N e diversidade de espécies, H'; variáveis dependentes) e a composição da matriz do entorno (% de cobertura de cada classe de uso e cobertura do solo, variável independente). Adotamos a abordagem de experimentos em trajetória (Gotelli e Ellison, 2004) e definimos as campanhas de amostragem como unidade amostral. Usamos a família de Gauss de distribuição de erros para a diversidade de Shannon e para o número de indivíduos capturados, e realizamos a análise dos resíduos para avaliar a adequação na distribuição dos erros de cada um dos modelos (Crawley, 2002).

Usamos o critério de informação de Akaike (AIC, Akaike, 1973) corrigido para pequenos tamanhos amostrais (AICc) para comparar e gerar um rank dos modelos de acordo com seu suporte aos dados. As diferenças entre um modelo e o modelo com menor valor de AICc ($\Delta AICc$) foram usadas para visualizar diferenças no suporte de cada modelo. Modelos com $\Delta AICc \leq 2$ foram considerados robustos e selecionados (Burnham e Anderson, 2002). Uma vez que se trata de uma abordagem exploratória, o nosso interesse é investigar se os pequenos mamíferos respondem às modificações na matriz do entorno, bem como a natureza dessa resposta. Assim, a importância individual de cada variável independente (i.e, cada classe de uso e cobertura do solo) não foi avaliada.

RESULTADOS

Assembléia de pequenos mamíferos

O esforço de captura em cada fazenda correspondeu a 800 armadilhas-noite/campanha, totalizando 23.200 armadilhas-noite durante os cinco anos avaliados. No total encontramos 18 espécies de pequenos mamíferos, oito das quais ocorreram nas duas Fazendas (*Gracilinanus agilis*, *Didelphis albiventris*, *Akodon cursor*, *Cerradomys subflavus*, *Monodelphis domestica*, *Marmosops incanus*, *Oligoryzomys* sp. e *Rhipidomys macrurus*). Seis espécies foram encontradas apenas na Fazenda Brejão (*Thrichomys apereoides*, *Calomys expulsus*, *Thylamys velutinus*, *Oecomys catherinae*, *Caluromys lanatus* e *Cerradomys scotti*) e quatro espécies apenas na Fazenda Santa Cruz (*Cerradomys* sp., *Calomys tener*, *Marmosa demerarae* e *Cryptonanus agricolai*).

Na Fazenda Santa Cruz realizamos 649 capturas de 325 indivíduos (sucesso de captura = 2,79%, taxa de recaptura = 1,38%). Os taxa mais abundantes foram *D.albiventris* (131 indivíduos), *Cerradomys* sp. (59), *C.tener* (43), *A.cursor* (29) e *C.subflavus* (22). Já na Fazenda Brejão ocorreram 1.911 capturas de 823 indivíduos (sucesso de captura = 8,23%, taxa de recaptura = 4,30%). As espécies mais abundantes foram *G.agilis* (450 indivíduos), *T.apereoides* (117), *C.subflavus* (87), *O.catherinae* (53) e *D.albiventris* (47). Após 29 campanhas de amostragem nas duas fazendas, o número de espécies de pequenos mamíferos em cada sítio foi suficientemente amostrado (Figura 2) dado à sobreposição entre as riquezas observada e estimada.

Nas duas fazendas, a assembléia de pequenos mamíferos apresentou uma estrutura dinâmica ao longo dos anos, com variações na riqueza e na diversidade de espécies em ambos os sítios (Figuras 3 e 4). Os dois sítios de cerrado apresentaram a mesma riqueza estimada de espécies (média \pm desvio-padrão, Brejão = 9.63 ± 1.27 , Santa Cruz = 8.95 ± 0.94), com maior diversidade para o cerrado da Fazenda Santa Cruz (H' Santa Cruz = 1.69 ± 0.02 ; H' Brejão = 1.27 ± 0.03). Os sítios de mata diferiram quanto à riqueza, com maior número estimado de espécies na Fazenda Brejão (Brejão = 15.57 ± 1.56 , Santa Cruz = 9.85 ± 1.33). Entretanto, diversidade de espécies foi semelhante entre os dois sítios (H' Brejão = 1.15 ± 0.02 , H' Santa Cruz = 1.17 ± 0.04).

Mudanças na composição de espécies ao longo dos anos avaliados também ocorreram em todos os sítios (Figuras 5 e 6). Na Fazenda Brejão, a composição da assembléia de pequenos mamíferos durante o primeiro ano avaliado foi a que mais se

distanciou da composição dos demais anos, em ambos os sítios (Figura 5). Já na Fazenda Santa Cruz, a maior diferença na composição de espécies ocorreu durante o segundo ano de monitoramento (Figura 6). Na Fazenda Brejão, a assembléia do cerrado foi dominada pelo roedor *T. apereoides* durante a maior parte do monitoramento (62,12% do total de indivíduos capturados), enquanto que o marsupial *G. agilis* dominou constantemente a assembléia do sítio de mata (66,41% do total de indivíduos capturados). Na Fazenda Santa Cruz, não houve um padrão de dominância clara e constante da assembléia do cerrado por nenhuma espécie, enquanto a assembléia da mata foi constantemente dominada por *D.albiventris* (67,05% do total de indivíduos capturados). Em todas as áreas, exceto o sítio de mata da Fazenda Brejão, capturamos um maior número de indivíduos durante o 3º ano de monitoramento (Figura 7).

Dinâmica temporal da paisagem

Nas duas fazendas, a porcentagem de cobertura vegetal nativa (Cerrado e Floresta) no entorno dos sítios amostrados se manteve estável durante o período avaliado (Figura 8). A matriz do entorno dos fragmentos de cerrado foi composta predominantemente pela cobertura nativa de Cerrado, na Fazenda Brejão (Figura 8 a) e de Floresta, em Santa Cruz (Figura 8 c). Já a matriz do entorno dos fragmentos de mata foi composta predominantemente por florestas de eucalipto nas duas Fazendas (Figura 8 b e 8 d).

A matriz do entorno dos fragmentos amostrados se mostrou altamente dinâmica ao longo dos anos, com diferentes momentos do ciclo de cultivo do eucalipto simultaneamente presentes a cada ano, tanto na Fazenda Brejão (Figura 9) como na Fazenda Santa Cruz (Figura 10). Observamos que a maior quantidade de campo cultivado, representando o momento de maior impacto no entorno dos fragmentos, ocorreu no terceiro e quarto ano de monitoramento na Fazenda Brejão (Figura 8 a e b). Já em Santa Cruz isso ocorreu em dois momentos, durante o segundo e o último ano de monitoramento (Figura 8 c e d).

Resposta dos pequenos mamíferos as modificações na matriz do entorno

Exceto no sítio de mata na Fazenda Santa Cruz, em todos os demais sítios, os modelos que incorporaram a influência da composição da matriz do entorno sobre a estrutura da assembléia de pequenos mamíferos apresentaram maior suporte aos dados do que o modelo nulo (Tabela 3). Entretanto, pequenos mamíferos respondem de

maneira idiossincrática as modificações no uso e cobertura do solo da matriz do entorno. No cerrado da Fazenda Brejão a variação na diversidade de espécies foi explicada pelos modelos que incluíram a porcentagem de eucalipto maduro isoladamente e de eucalipto maduro e campo (soma AICc $w = 0.4879$). Já na Fazenda Santa Cruz, a variação na diversidade de espécies no cerrado foi explicada pelos modelos que incluíram a porcentagem de eucalipto maduro, campo e capoeira e pela porcentagem de campo isoladamente (soma AICc $w = 0.3928$). Os efeitos do ciclo de cultivo de eucalipto sobre o número de capturas nos dois sítios de cerrado são percebidos desde o momento do corte até dois anos após (Tabela 3), sendo que a quantidade de campo no entorno dos fragmentos também afeta negativamente o número total de indivíduos capturados no interior dos fragmentos.

A variação na diversidade de espécies da mata da Fazenda Brejão foi explicada pelo modelo que incluiu todos os momentos do ciclo de cultivo de eucalipto somado a porcentagem de capoeira (AICc $w = 0.4682$). A assembléia nesse sítio se mostrou bastante sensível às modificações no entorno, sendo a diversidade de espécies negativamente afetada desde o momento do corte do eucalipto até dois anos após e também pela porcentagem de capoeira (Tabela 3). Os efeitos do ciclo de cultivo sobre o número de capturas nesse fragmento também foram sentidos até dois anos após o corte de eucalipto (Tabela 3). A assembléia da mata da Fazenda Santa Cruz apresentou a maior variação na resposta da diversidade de espécies às modificações na matriz, com seis modelos selecionados (Tabela 3). Pequenos mamíferos nesse sítio respondem de maneira independente a cada momento do ciclo de cultivo, sendo que a diversidade e o número de capturas no fragmento são principalmente influenciados pela quantidade de capoeira na matriz do entorno (Tabela 3).

DISCUSSÃO

As mudanças na composição da matriz associadas ao ciclo de cultivo de eucalipto influenciam a dinâmica da assembléia de pequenos mamíferos em fragmentos de Cerrado. Em paisagens fragmentadas, os atributos da matriz são fortes preditores da estrutura de comunidades no interior dos fragmentos, como já demonstrado também para outros grupos taxonômicos (Dauber et al., 2003; Brady et al., 2011; Weyland et al., 2012). Pequenos mamíferos apresentam um vasto leque de estratégias reprodutivas, locomotoras e de forrageamento o que, aliado à sensibilidade de suas respostas às

modificações no ambiente (Malcolm, 2004; Pardini et al., 2005), torna o grupo um bom modelo de estudos relacionados a mudanças ambientais. É interessante notar que apesar do tamanho corporal reduzido e área de vida relativamente pequena, ainda assim as espécies encontradas nos fragmentos avaliados percebem as mudanças que ocorrem na matriz na escala considerada (800 m), ressaltando a utilidade do grupo em estudos de monitoramento ambiental de atividades silviculturais.

Comparado a áreas protegidas de Cerrado, não perturbadas pela ação humana (e.g. Bonvicino et al., 2002; Pereira e Geise, 2009; Carmignotto e Aires, 2011), as reservas aqui avaliadas apresentam menor riqueza de espécies. Entretanto, é importante ressaltar que também registramos espécies com status populacional em declínio (e.g. *O.catherinae*, *C.lanatus*, *C.subflavus*; Costa et al., 2008 a,b; Percequillo et al., 2008) e também espécies com distribuição restrita, encontradas apenas em áreas não perturbadas. Isso demonstra que fragmentos de vegetação nativa não têm seu valor reduzido por estarem inseridos em uma matriz de eucalipto e ainda podem guardar algum valor para a conservação de pequenos mamíferos no Cerrado.

Embora sensíveis às mudanças na matriz do entorno, a maneira pela qual os pequenos mamíferos respondem a essas alterações difere entre as duas Fazendas analisadas. Diferenças na resposta de um mesmo grupo taxonômico ao desenvolvimento de plantios florestais no entorno de remanescentes de savanas tropicais já foram reportados. Nas savanas australianas, por exemplo, as aves associadas às áreas abertas foram desfavorecidas à medida que a matriz ganhava um aspecto mais florestal, decorrente do desenvolvimento de plantios de *Pinus* spp., enquanto que espécies associadas às áreas florestais e/ou generalistas de habitat foram beneficiadas (Lindenmayer et al., 2008). Dois fatores-chave podem estar envolvidos no direcionamento da resposta dos pequenos mamíferos às transformações na paisagem: a seleção de habitats das espécies que compõem cada uma das assembléias e o grau de tolerância dessas espécies a perturbações.

No Cerrado, comunidades de pequenos mamíferos apresentam grande variação entre regiões (Marinho-Filho et al. 1994), e diversas espécies diferem quanto à preferência de habitat no mosaico fitofisionômico desse bioma (Alho et al., 1986; Vieira e Palma, 2005; Santos-Filho et al., 2012). Considerando apenas as espécies exclusivas de cada Fazenda, em Brejão encontramos espécies típicas das formações savânicas do Cerrado, como *T.apereoides*, *T.velutinus* e *C.scotti* e com baixa tolerância a alterações no habitat, como é o caso dos marsupiais *T.velutinus* e *C.lanatus*. Áreas de Cerrado

apresentam uma descontinuidade no dossel (Ribeiro e Walter, 2008) enquanto que em plantios florestais há a formação de um dossel contínuo, devido ao maior porte e espaçamento das espécies usadas em plantios (Wilcke e Lilienfein, 2002). A quantidade de artrópodes e a cobertura de gramíneas, recursos importantes para pequenos mamíferos do Cerrado, é menor em silviculturas quando comparado a áreas de vegetação nativa (Copatti e Daudt, 2009; Mendonça, 2010). Esse contraste elevado entre os ambientes de Cerrado e os plantios florestais promovido pelas diferenças na vegetação além das diferenças na disponibilidade de recursos pode explicar a associação negativa encontrada entre a assembléia de pequenos mamíferos dessa Fazenda e o desenvolvimento da floresta de eucalipto no entorno dos fragmentos.

Já em Santa Cruz, encontramos espécies que selecionam preferencialmente habitats mais florestais, como *C.agricolai* e *M.demerarae*. Além disso, das espécies encontradas apenas nessa Fazenda (*M.demerarae*, *C.agricolai*, *Cerradomys* sp. e *C.tener*) todas toleram algum grau de modificação no habitat. *C.agricolai* parece ser bem adaptada a alterações no habitat uma vez que existem registros dessa espécie em áreas abandonadas de pastagem e também em plantios florestais (Martin, 2010; Mendonça, 2010). Adaptada às áreas florestais e com certa tolerância a perturbações, a assembléia de pequenos dessa Fazenda pode ser beneficiada pelo desenvolvimento da floresta de eucalipto.

Considerando que a assembléia de pequenos mamíferos em Brejão é formada por espécies não adaptadas às áreas florestais e com baixo grau de tolerância a distúrbios, progressivamente ela se tornou simplificada a partir do momento de maior impacto (maior área de eucalipto cortado na paisagem) e a medida que a floresta de eucalipto novamente se desenvolvia. O aumento das áreas abertas na matriz, decorrente do corte da floresta madura de eucalipto, permite que espécies adaptadas a essas condições proliferem e colonizam com sucesso os fragmentos. *C.expulsus*, espécie que apresentou maior número de capturas no período de maior quantidade de áreas abertas no entorno, é reconhecidamente adaptada a perturbações e cuja abundância rapidamente aumenta após um distúrbio (Vieira, 1999). Outras espécies com menor tolerância a perturbações podem ter encontrado nesses fragmentos um local de refúgio diante do impacto na paisagem. Entretanto, a redução progressiva na abundância, riqueza e diversidade de espécies após esse período de maior impacto torna os fragmentos dessa região “ralos” populacionais (Hanski, 1999), pois não sustentam o maior número de pequenos mamíferos nesses fragmentos.

Ao contrário da Fazenda Brejão, a complexidade da assembléia de pequenos mamíferos em Santa Cruz variou ao longo dos anos, com aumento no número total de capturas, na riqueza e na diversidade de espécies um ano após o período de maior área de floresta de eucalipto cortada. Outros estudos, em regiões temperadas, também reportaram aumento na riqueza e na diversidade de pequenos mamíferos após o momento de colheita em plantios florestais (Sullivan e Sullivan, 2001; Constantine et al., 2004). No Cerrado, a biomassa, riqueza e abundância de pequenos mamíferos também aumenta após distúrbios como o fogo, devido à chegada de espécies típicas de estágios iniciais de sucessão (Briani et al., 2004). Em Santa Cruz, o aumento na complexidade da assembléia de pequenos mamíferos foi promovido pela entrada de novas espécies (*Cerradomys* sp., *C.agricolai*, *A.cursor* e *C.tener* seguido de *R.macrurus* e *G.agilis*) e pela redução da dominância de *C.subflavus*, aumentando a diversidade nos fragmentos após o período de maior impacto na matriz. Assim como *C.expulsus*, *C.tener* também é uma espécie adaptada a áreas abertas e a perturbações, capaz de prosperar em áreas perturbadas (Leite e Patterson, 2008). Dessa forma, um distúrbio intermediário na matriz pode contribuir para o aumento na heterogeneidade da paisagem dessa região, afetando positivamente a assembléia de pequenos mamíferos.

Os modelos propostos explicaram pouco as relações entre a estrutura da assembléia e a composição da matriz do entorno. Esse era um resultado esperado, uma vez que usamos modelos que incorporam apenas métricas de composição da paisagem. Além da composição, a maneira pela qual o habitat está configurado, i.e. a estrutura da paisagem, também é relevante para explicar padrões e processos biológicos em paisagens fragmentadas (Martensen et al., 2012; Metzger et al., 2009; Pardini et al., 2005). Contudo, pouco é conhecido sobre a resposta de pequenos mamíferos do Cerrado as modificações temporais associadas a diferentes usos e cobertura do solo. Nosso estudo serve como um primeiro passo inicial para explorar essas relações, permitindo o direcionamento da pesquisa em questões mais pontuais, a fim de sugerir regimes de cultivo e de manejo adequados a conservação de pequenos mamíferos em paisagens silviculturais.

O mais relevante, entretanto, é destacar que mesmo mantendo intactas as áreas de Cerrado, ou seja, sem alterações na quantidade de habitat disponível na paisagem, ainda assim os pequenos mamíferos respondem as modificações na matriz e que a composição da assembléia é determinante no direcionamento desta resposta. Isso ressalta a importância de considerar as particularidades de cada região ao se propor

medidas de manejo com enfoque na conservação da diversidade de pequenos mamíferos. Estudos futuros devem apontar a quantidade ideal de eucalipto em cada momento do ciclo de cultivo a serem mantidas na matriz, visando o melhor regime de manejo do entorno das reservas de Cerrado e incorporando a percepção funcional dos pequenos mamíferos as alterações na matriz.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAF. 2012. Anuário estatístico da ABRAF 2012 – ano base 2011. Brasília: ABRAF. 150p.
- Akaike, H. 1973 Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN, Csaki F (eds). *Second international symposium on information theory*. Akademiai Kiado, Budapest.
- Alho, C.J.R., Pereira, L.A., Paula, A.C. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in Cerrado biome of central Brazil. *Mammalia*, 50: 447-460.
- Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals of suitable habitat: a review landscapes with different proportions. *Oikos* 71: 355–366.
- Azevedo, A.A. 2002. Composição da fauna de abelhas (HYMENOPTERA, APOIDEA) e da flora associada em áreas de Cerrado de Minas Gerais, Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa. 63p.
- Bonvicino, C. R., Lindbergh, S. M., Maroja, L. S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62: 765–774.
- Brady, M. J., McAlpine, C. A., Possingham, H. P., Miller, C. J., Baxter, G. S. 2011. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. *Landscape Ecology*, 26, 617–628.
- Briani, D.C.; Palma, A.R.T.; Vieira, E.M. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 1023-1037.
- Burnham, K.P.; Anderson, D.R. 2002 Model selection and multimodal inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer, London.
- Carmignotto, A. P., Aires, C. C. 2011. Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. *Biota neotropica* 11: 313–327.
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS Win 8.2.0. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Disponível em <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateSPages>.

- Constantine, N.L., Campbell, T.A., Baughman, W.M., Harrington, T.B., Chapman, B.R., Miller, K.V. 2004. Effects of clearcutting with corridor retention on abundance, richness, and diversity of small mammals in the Coastal Plain of South Carolina, USA. *Forest Ecology and Management* 202:293-300.
- Copatti, C.E.; Daudt, C.R. 2009. Diversidade de artrópodes na serapilheira em fragmentos de mata nativa e *Pinus elliottii* (Engelm. Var elliottii). *Ciência e Natura* 31: 95-113.
- Costa, L., Bonvicino, C., Weksler, M.; Paglia, A. 2008a. *Oecomys catherinae*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 03 March 2013.
- Costa, L., Astua de Moraes, D., Brito, D., Soriano, P., Lew, D.; Delgado, C. 2008b. *Caluromys lanatus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 03 March 2013.
- Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., Wolters, V. 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98, 321–329.
- Dunford, W., Freemark, K. 2005. Matrix Matters: Effects of Surrounding Land Uses on Forest Birds Near Ottawa, Canada. *Landscape Ecology*, 20, 497–511.
- Eisenberg, J. F. Redford, K. H. 1999. Mammals of the Neotropics. Vol. 3. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The University of Chicago Press. Chicago. 624p.
- Estades, C. F., Temple, S. A. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9:573–585.
- Erik, S., Priya, S. 2003. Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14: 459–464.
- Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y. L. R., Mittermeier, R. A. et al. 1996. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:38.
- Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. Matrix and Network. In Forman, R.T.T. & Godron, M. *Landscape Ecology*. pp. 157-189. Wiley Inc. 619p.
- Franklin, J., Lindenmayer, D. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the National Academics Science* 106: 349–350.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M. 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts. 527p.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford University Press Inc., New York. 309p.

- Harper, M. J., McCarthy, M. A., Van Der Ree, R. 2008. Resources at the landscape scale influence possum abundance. *Austral Ecology* 33: 243–252.
- Jackson, R. B., Jobbagy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B. et al. 2005. Trading water for carbon with biological sequestration. *Science* 310:1944–1947.
- Leite, Y.; Patterson, B. 2008. *Calomys tener*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 03 March 2013.
- Lindenmayer, D. Franklin, J.F. 2002. Conserving Forest Biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press. 351p.
- Lindenmayer, D.B. Hobbs, R.J. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. *Biological Conservation* 119: 151–168.
- Lindenmayer, D.B.; Cunningham, R.B.; MacGregor, C.; Crane, M.; Michael, D.; Fischer, J. Montague-Drake, R.; Felton, A.; Manning, A. 2008. Temporal changes in vertebrates during landscape transformation: a large scale "natural experiment". *Ecological Monographs* 78: 567-590.
- Lindenmayer, D.B, Wood, J.T., Cunningham, R.B., Crane, M. et al. 2009. Experimental evidence of the effects of a changed matrix on conserving biodiversity within patches of native forest in an industrial plantation landscape. *Landscape Ecology* 24:1091–1103.
- Malcolm, J. 2004. Ecology and conservation of canopy mammals. In: Lowman, M.D., Rinker, H.B. (Eds.). *Forest Canopies*. Elsevier Academic Press, New York, pp. 297–331.
- Marinho-Filho, J., Reis, M.L., Oliveira, P.S., Vieira, E.M., Paes, M.N. 1994. Diversity standards and small mammal numbers: conservation of the cerrado biodiversity. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 66: 149–156.
- Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., Banks-Leite, C., Prado, P. I., Metzger, J. P. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* 26: 1100–11.
- Martin, P.S. 2010. Distribuição e abundância de mamíferos neotropicais não voadores de pequeno porte em paisagem silvicultural da bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 95p.
- Mendonça, A.F. 2010. Comunidades de pequenos mamíferos e uso do espaço em uma paisagem heterogênea de Cerrado e *Pinus* spp. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 169p.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142:1166–1177.

- Oliveira-Filho, A.T.; Ratter, J.A.; 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 91–120.
- Pardini, R., De Souza, S. M., Braga-Neto, R., Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124; 253–266.
- Pardini, R., Bueno, A. D. A., Gardner, T. A, Prado, P. I., Metzger, J. P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS one* 5: e13666.
- Percequillo, A.; Langguth, A. 2008. *Cerradomys subflavus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 03 March 2013.
- Pereira, L. G., Geise, L. 2009. Non-flying mammals of Chapada Diamantina (Bahia , Brazil). *Biota neotropica* 9: 185–196.
- Peterken, G.F. 1999. Applying natural forestry concepts in an intensively managed landscape. *Global Ecology and Biogeography* 8:321–328.
- Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A. R. E., Brashares, J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 20770–5.
- Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. *Cerrado: Ambiente e Flora*. Vol.1. Brasília, DF; Embrapa Informação Tecnológica. Pp: 151-212.
- Ricketts, T.H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist* 158: 87-99
- Santos-Filho, M., Frieiro-Costa, F., Ignácio, Á. R. A, Silva, M. N. F. 2012. Use of habitats by non-volant small mammals in Cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 72: 893–902.
- Slade, N.A., Blair, S.M., 2000. An empirical test of using counts of individuals as indices of population size. *Journal of Mammalogy* 81, 1035–1045.
- Sullivan, T.P.; Sullivan, D. 2001. Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 38:1234-1252.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. Merriam, G., 1993. Connectivity as a vital element of landscape structure. *Oikos* 68; 571–573.

- Tubelis, D., Lindenmayer, D., Cowling, A. 2004. Novel patch–matrix interactions: patch width influences matrix use by birds. *Oikos* 3: 634-644.
- Tubelis, D.P., Lindenmayer, D. B. Cowling, A. 2007. Bird populations in native forest patches in south-eastern Australia: the roles of patch width, matrix type (age) and matrix use. *Landscape Ecology* 22:1045–1058.
- Umetsu, F., Pardini, R. Metzger, J.P. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 31:359-370.
- Vieira, E.M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology* 249:75-80.
- Vieira, E.M., Palma, A.R.T. 2005. Pequenos mamíferos de Cerrado: Distribuições dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes habitats. In Scariot, A., Sousa-Silva, J.C., Felfini, J.M. (Eds). *Cerrado: Ecologia, biodiversidade e conservação*. Ministério do Meio Ambiente - MMA, Brasília, pp. 265-280.
- Viveiros de Castro, E. B., Fernandez, F. A. S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73–80.
- Watling, J. I., Donnelly, M. A. 2006. Fragments as Islands: a Synthesis of Faunal Responses to Habitat Patchiness. *Conservation Biology* 20: 1016–1025.
- Weyland, F., Baudry, J., Ghera, C. M. 2012. A fuzzy logic method to assess the relationship between landscape patterns and bird richness of the Rolling Pampas. *Landscape Ecology* 27; 869–885.
- Wilcke, W.; Lilienfein, J. 2002. Biogeochemical consequences of the transformation of native Cerrado into *Pinus caribaea* plantations in Brazil. *Plant and Soil* 238: 175-189.
- Wilson, D. E. Reeder D. M. 1993. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. 2ed., Smithsonian Institution Press and American Society of Mammalogists. 1064 p.
- Zollner, P., Lima, S. 1999. Search strategies for landscape-level interpatch movements. *Ecology*, 80, 1019–1030.
- Zanuncio, J. C., Mezzomo, J. A., Guedes, R. N. et al. 1997. Influence of strips of native vegetation on Lepidoptera associated with *Eucalyptus cloezianna* in Brazil. *Forest Ecology and Management* 108:85–90.

Tabela 1: Classes utilizadas (e suas respectivas definições) para análise das imagens de satélite das duas paisagens avaliadas.

Classe de uso e cobertura	Definição
Cerrado	Vegetação nativa de Cerrado <i>stricto sensu</i> .
Floresta	Vegetação florestal nativa (mata ciliar, floresta estacional decídua/semi-decídua).
Campo	Formações campestres (nativas ou não).
Capoeira	Vegetação florestal em início do processo de sucessão.
Campo cultivado	Talhões de eucalipto recém-cortado/plantado.
Eucalipto jovem	Plantio de eucalipto com até 1 ano de idade.
Eucalipto maduro	Plantio de eucalipto com mais de 1 ano de idade.

Tabela 2: Modelos conceituais propostos e hipóteses associadas para explicar as relações entre a assembléia de pequenos mamíferos e as modificações na matriz do entorno promovidas pelo cultivo de eucalipto. VD = variável dependente (N e H'), CC = campo cultivado, EJ = eucalipto jovem, EM = eucalipto maduro, CMP = campo, CAP = capoeira. Ver Tabela 1 para definição dessas classes.

Hipóteses	Modelos
1) Pequenos mamíferos respondem de forma diferenciada a cada momento do ciclo de cultivo do eucalipto	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CC})$ $VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ EJ})$ $VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ EM})$ $VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CMP})$ $VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CAP})$
2) Pequenos respondem as modificações no entorno desde o corte até um ano após	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CC}) + \beta_2 (\% \text{ EJ})$
3) Pequenos respondem as modificações no entorno desde o corte até um ano após, dependendo da quantidade de campo no entorno *	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CC}) + \beta_2 (\% \text{ EJ}) + \beta_3 (\% \text{ CMP})$
4) Pequenos respondem as modificações no entorno desde o corte até um ano após, dependendo da quantidade de capoeira no entorno **	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CC}) + \beta_2 (\% \text{ EJ}) + \beta_3 (\% \text{ CAP})$
5) Pequenos respondem as modificações no entorno desde o momento do corte até dois anos após	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CC}) + \beta_2 (\% \text{ EJ}) + \beta_3 (\% \text{ EM})$
6) Pequenos respondem as modificações no entorno desde o momento do corte até dois anos após, dependendo da quantidade de campo no entorno *	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CC}) + \beta_2 (\% \text{ EJ}) + \beta_3 (\% \text{ EM}) + \beta_4 (\% \text{ CMP})$
7) Pequenos respondem as modificações no entorno desde o momento do corte até dois anos após, dependendo da quantidade de capoeira no entorno **	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ CC}) + \beta_2 (\% \text{ EJ}) + \beta_3 (\% \text{ EM}) + \beta_4 (\% \text{ CAP})$
8) Pequenos tem uma resposta positiva ao Eucalipto maduro, que somado à quantidade de campo, teria reflexos positivos sobre a assembléia *	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ EM}) + \beta_2 (\% \text{ CMP})$
9) Pequenos tem uma resposta positiva ao Eucalipto maduro, que somado à quantidade de capoeira, teria reflexos positivos sobre a assembléia **	$VD = \beta_0 + \beta_1 (\% \text{ EM}) + \beta_2 (\% \text{ CAP})$
10) Pequenos não respondem às modificações no entorno decorrentes do ciclo de cultivo do eucalipto (modelo nulo)	$VD = \beta_0$

* Modelo proposto apenas para sítios de cerrado

** Modelo proposto para os dois sítios de mata e também de cerrado na Fazenda Santa Cruz.

Tabela 3: Modelos de diversidade de pequenos mamíferos e de número de indivíduos capturados em duas fitofisionomias de Cerrado (Cerrado *stricto sensu* e mata ciliar) inseridas em uma matriz de plantio florestal de Eucalipto. AICc, Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenos tamanhos amostrais; Δ AICc, diferença entre um modelo e o modelo com menor valor de AICc; w , peso do modelo. Relações entre as variáveis dependente e independente são apresentadas visualmente como segue: + = relação positiva; - = relação negativa; N = neutra (sem tendência clara). Ver Tabela 1 para definição das classes cobertura da matriz.

Modelo	AICc	Δ AICc	w	Relação
Cerrado Brejão				
H' ~ % EM	43,13	0	0,3395	-
H' ~ % EM + % CMP	44,78	1,7	0,1484	- EM, + CMP
H' ~ 1 (modelo nulo)	45,37	2,2	0,1108	
N ~ % CC + % EJ + %EM	164,41	0	0,42497	- CC, - EJ, - EM
N ~ % CC + % EJ + % EM + % CMP	166,27	1,9	0,16804	- CC, - EJ, -EM, - CMP
N ~ 1 (modelo nulo)	172,26	7,9	0,00839	
Cerrado Santa Cruz				
H' ~ % EM + % CMP + % CAP	16,00	0	0,2073	+ EM, - CMP, + CAP
H ~ % CMP	16,22	0,2	0,1855	- CMP
H' ~ 1 (modelo nulo)	27,34	11,3	<0,001	
N ~ % CC + % EJ + % CMP	157,80	0	0,43887	- CC, N EJ, - CMP
N ~ % CC + % EJ + % EM + % CMP	159,74	1,4	0,21449	- CC, N EJ, - EM, - CMP
N ~ 1 (modelo nulo)	162,37	5,4	0,03019	
Mata Brejão				
H' ~ % CC + % EJ + % EM + CAP	26,66	0	0,4682	- CC, N EJ, - EM, - CAP
H' ~ 1 (modelo nulo)	36,42	9,8	0,0035	
N ~ % CC + % EJ + % EM	224,32	0	0,60344	- CC, + EJ, - EM
N ~ 1 (modelo nulo)	240,01	15,7	< 0,001	
Mata Santa Cruz				
H ~ % CAP	33,34	0	0,2132	-
H' ~ 1 (modelo nulo)	34,45	1,1	0,1227	
H' ~ % EM + % CAP	34,45	1,1	0,12253	+ EM, - CAP
H' ~ % CC	34,78	1,4	0,10382	-
H' ~ % EJ	35,03	1,7	0,09174	+
H' ~ CMP	35,15	1,8	0,0863	+
N ~ % CAP	162,85	0	0,26821	-
N ~ % CMP	163,32	0,5	0,21267	+
N ~ 1 (modelo nulo)	163,38	0,6	0,20340	

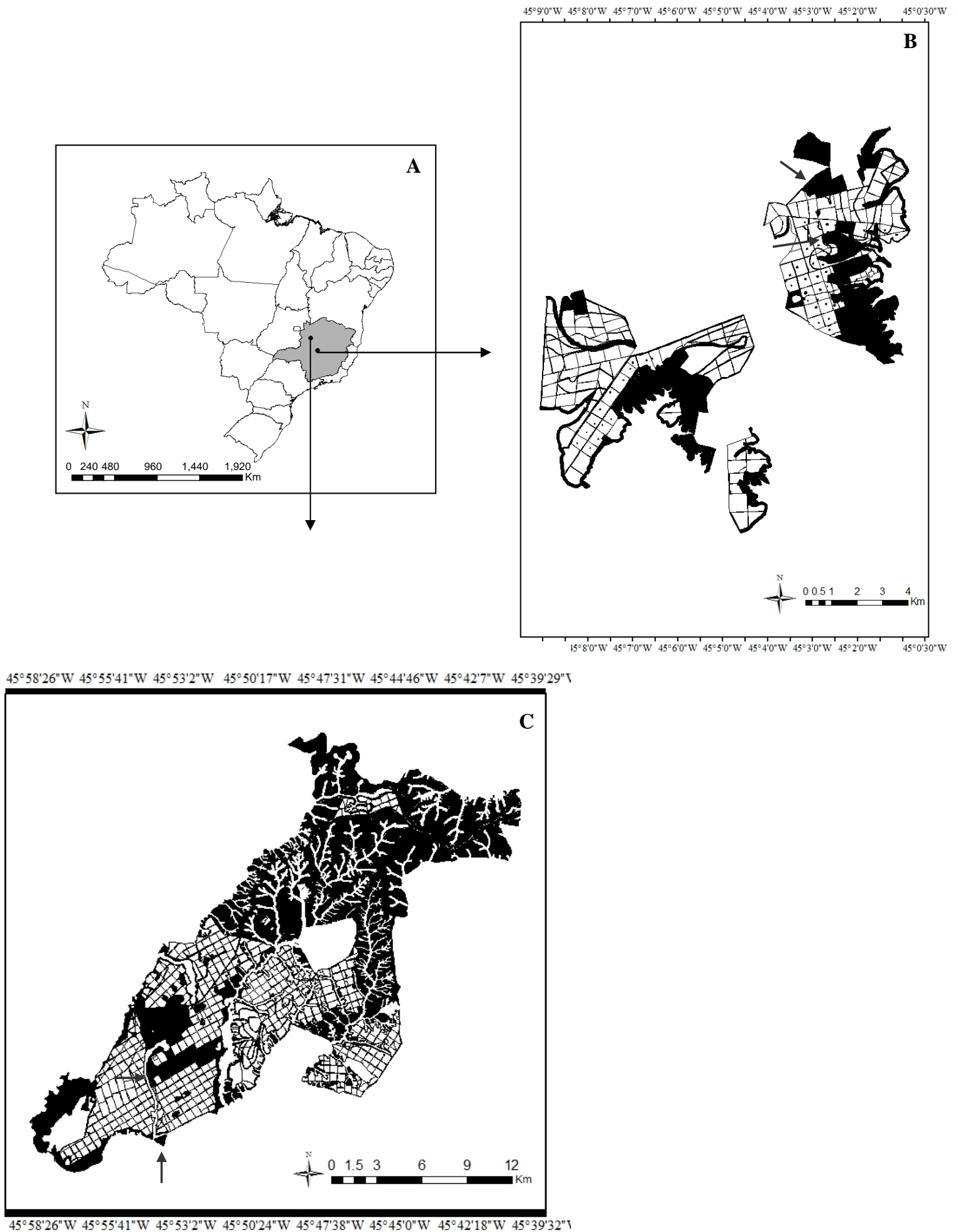


Figura 1: Mapa das áreas de estudo. A) Localização das Fazendas no Estado de Minas Gerais, B) Fazenda Santa Cruz e C) Fazenda Brejão, propriedades onde as áreas de estudo estão localizadas. Em preto, remanescentes de vegetação nativa; em branco, áreas de cultivo de eucalipto. Setas apontam para sítios de captura de pequenos mamíferos.

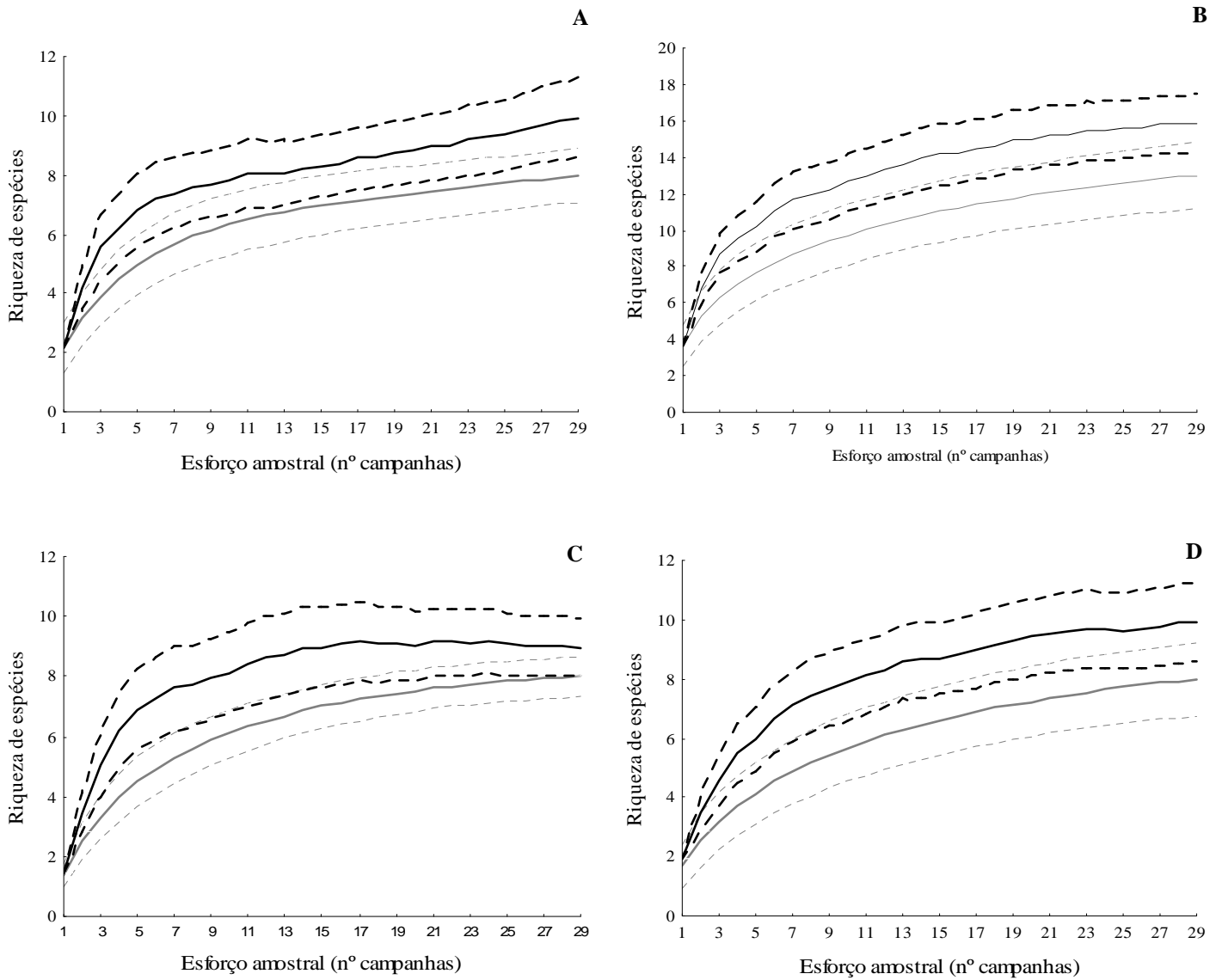


Figura 2: Curvas de acúmulo de espécies em cada sítio amostrado. Em preto, riqueza obtida através do estimador Jackknife I, em cinza riqueza observada de espécies. (A) cerrado e (B) mata da Fazenda Brejão, (C) cerrado e (D) mata da Fazenda Santa Cruz. Linhas pontilhadas representam o desvio-padrão.

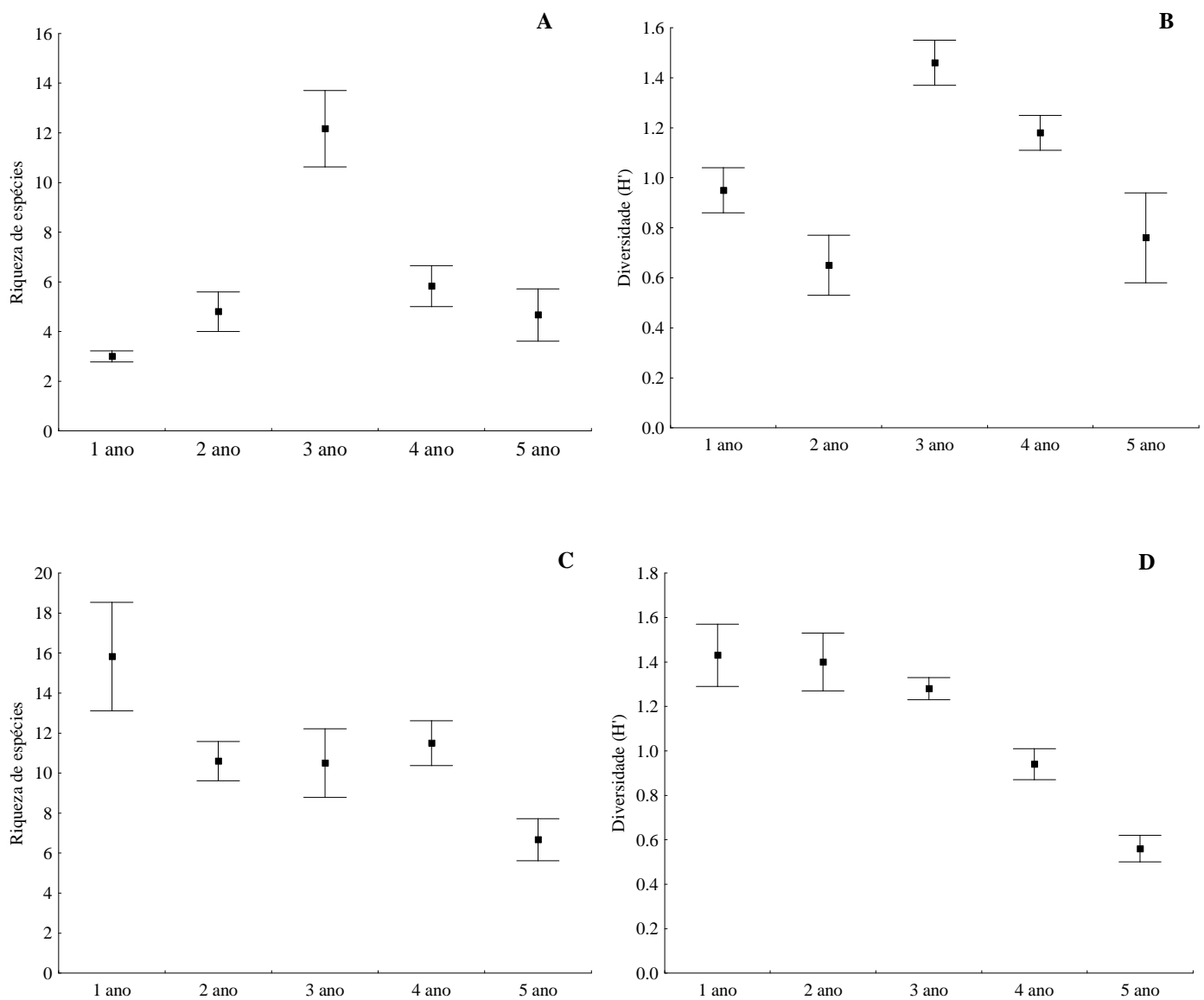


Figura 3: Variação temporal na estrutura da assembléia de pequenos mamíferos capturados nos sítios de cerrado (A e B) e mata (C e D) na Fazenda Brejão. 1º ano: período de Fevereiro a Novembro de 1999; 2º ano: Setembro de 2001 a Maio de 2002; 3º ano: Novembro de 2002 a Outubro de 2003; 4º ano: Maio de 2004 a Maio de 2005; 5º ano: Janeiro a Novembro de 2006.

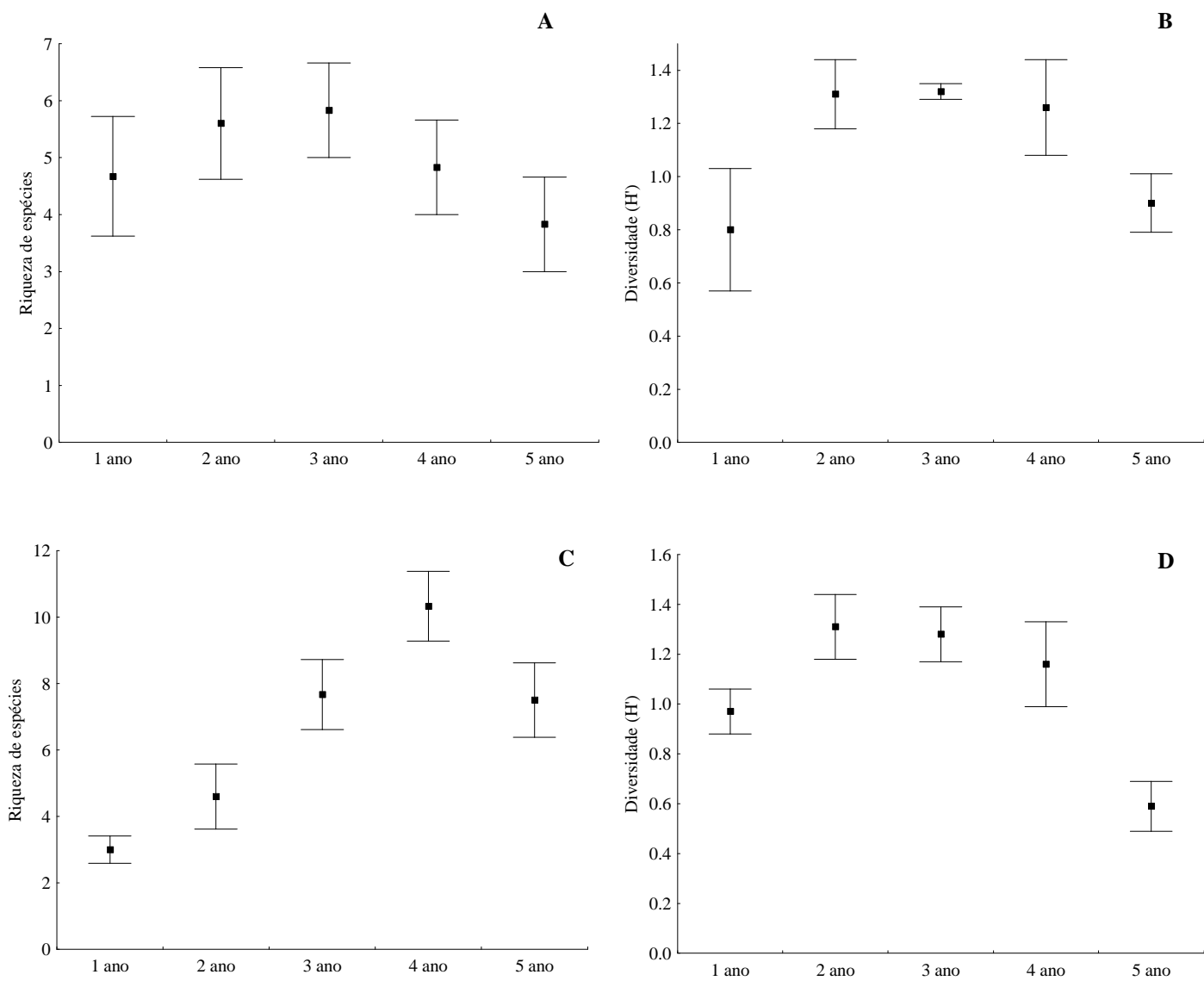


Figura 4: Variação temporal na estrutura da assembléia de pequenos mamíferos capturados nos sítios de cerrado (A e B) e mata (C e D) na Fazenda Santa Cruz. 1º ano: período de Fevereiro a Novembro de 1999; 2º ano: Setembro de 2001 a Maio de 2002; 3º ano: Novembro de 2002 a Outubro de 2003; 4º ano: Maio de 2004 a Maio de 2005; 5º ano: Janeiro a Novembro de 2006.

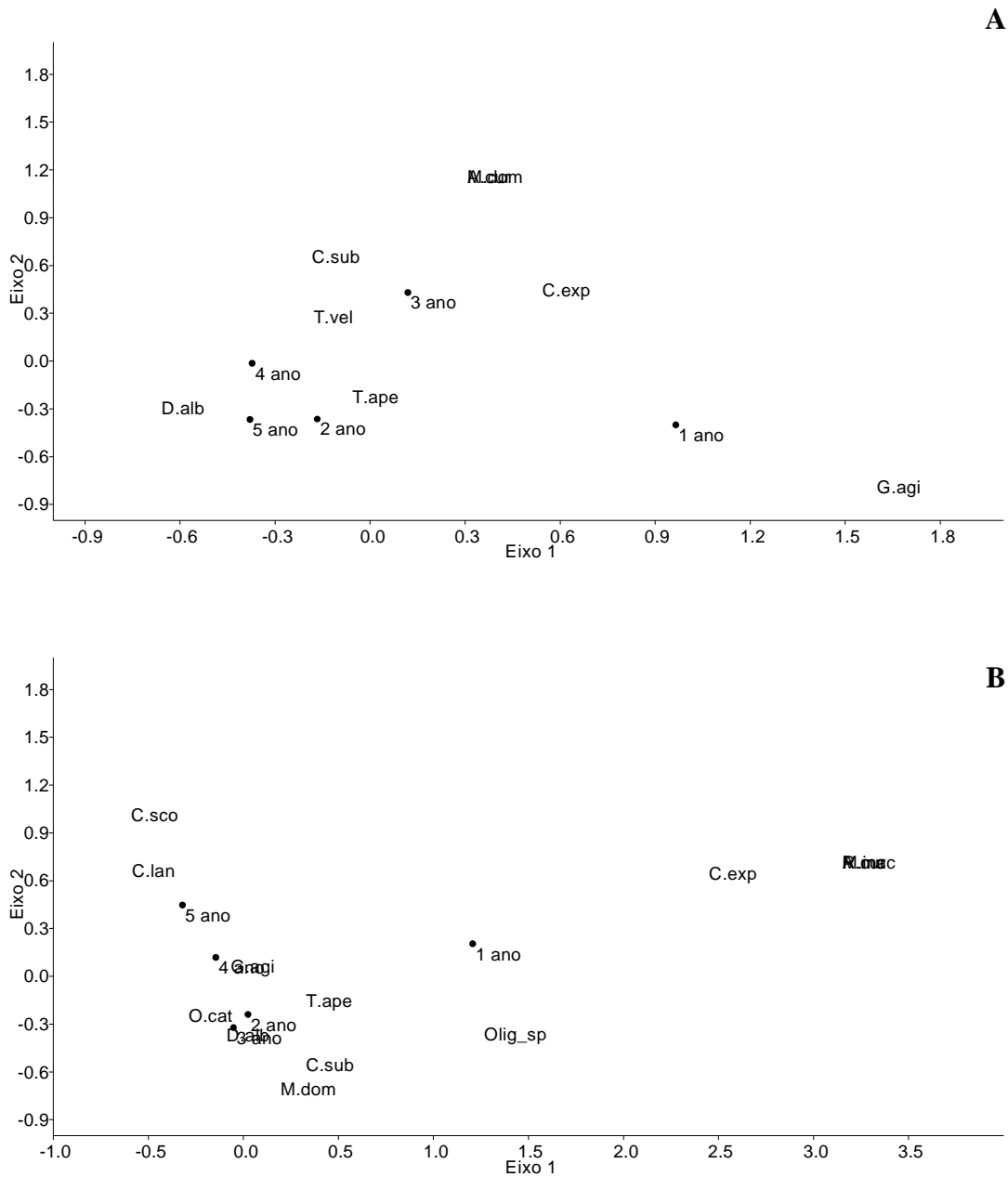


Figura 5: Análise de Correspondência da composição da assembléia de pequenos mamíferos no sítio de cerrado (A) e de mata (B) da Fazenda Brejão. *G.agi*: *G.agilis*; *C.sub*: *C.subflavus*; *O.cat*: *O.catherinae*; *D.alb*: *D.albiventris*; *M.dom*: *M.domestica*; *T.ape*: *T.apereoides*; *Olig_sp*: *Oligoryzomys* sp.; *C.exp*: *C.expulsus*; *C.lan*: *C.lanatus*; *C.sco*: *C.scotti*; *A.cur*: *A.cursor*; *M.inc*: *M.incanus*; *R.mac*: *R.macrurus*; *T.vel*: *T.velutinus*.

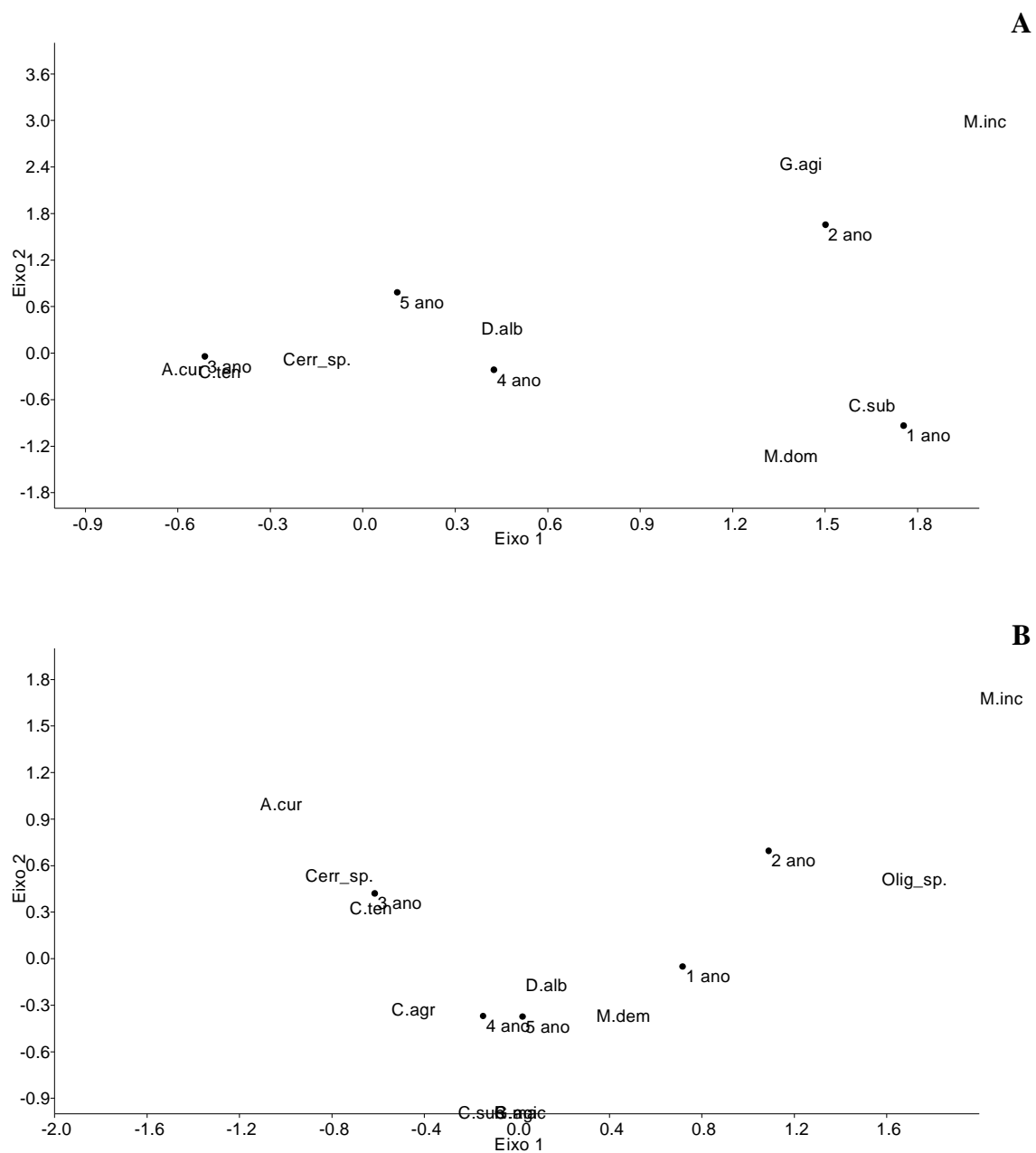


Figura 6: Análise de Correspondência da composição da assembléia de pequenos mamíferos no sítio de cerrado (A) e de mata (B) da Fazenda Santa Cruz. D.alb: *D.albiventris*; M.dem: *M.demerarae*; Cerr_sp: *Cerradomys* sp.; Olig_sp: *Oligoryzomys* sp.; C.agr: *C.agricolai*; A.cur: *A.cursor*; C.ten: *C.tener*; M.inc: *M.incanus*; R.mac: *R.macrurus*; G.agi: *G.agilis*; C.sub: *C.subflavus*.

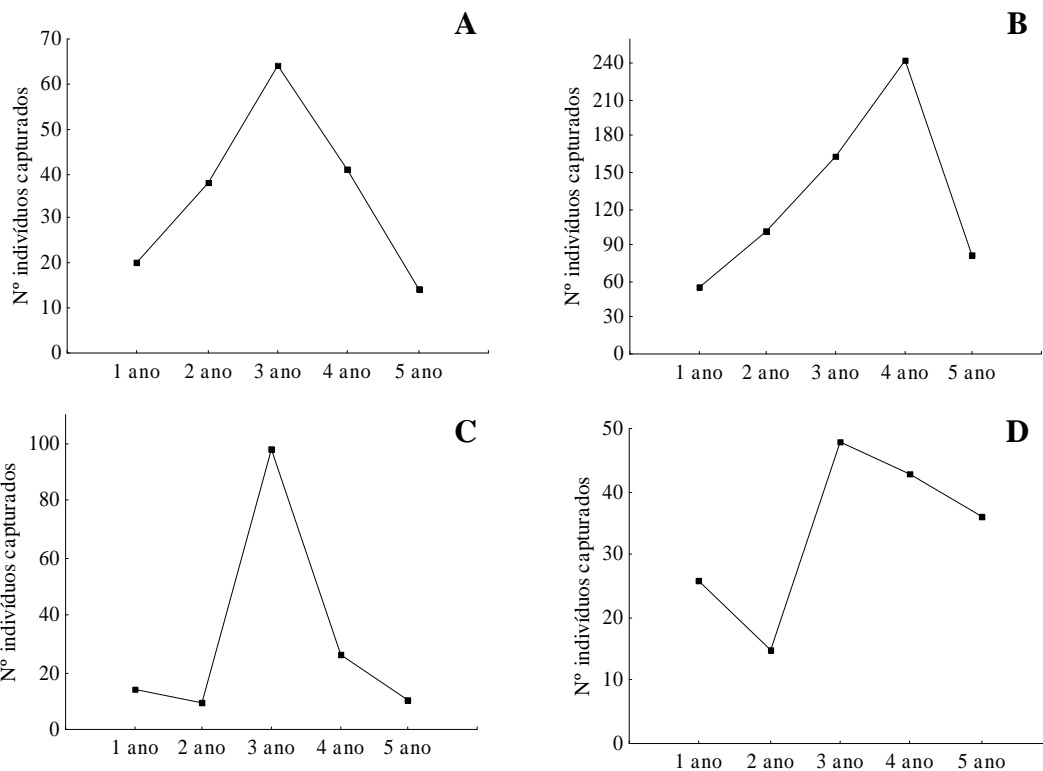


Figura 7: Número total de indivíduos capturados durante os cinco anos de monitoramento de pequenos mamíferos em sítios de cerrado (A) e mata (B) da Fazenda Brejão e de cerrado (C) e mata (D) da Fazenda Santa Cruz.

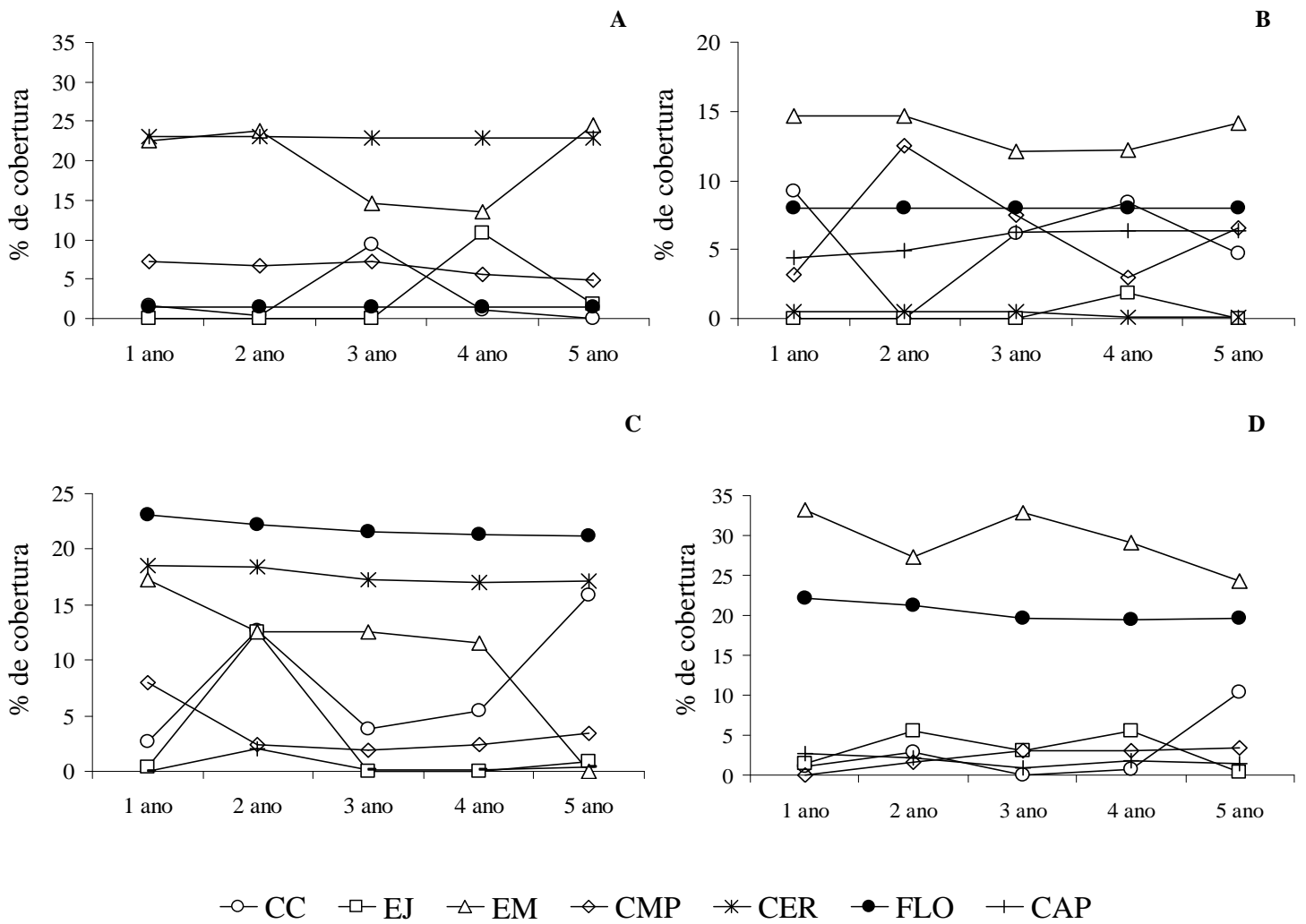
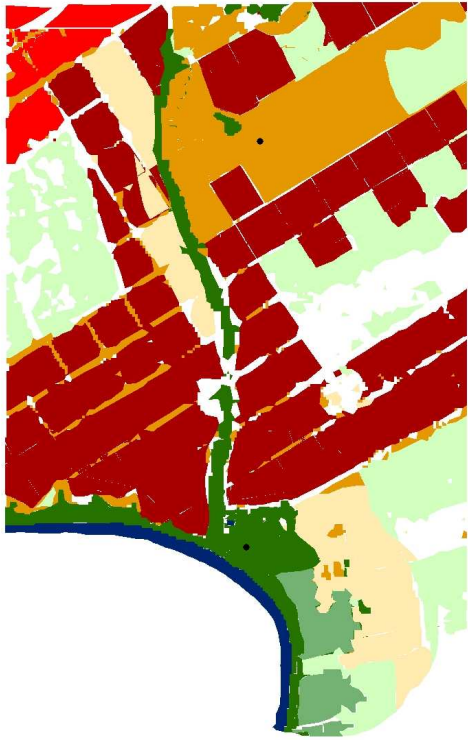
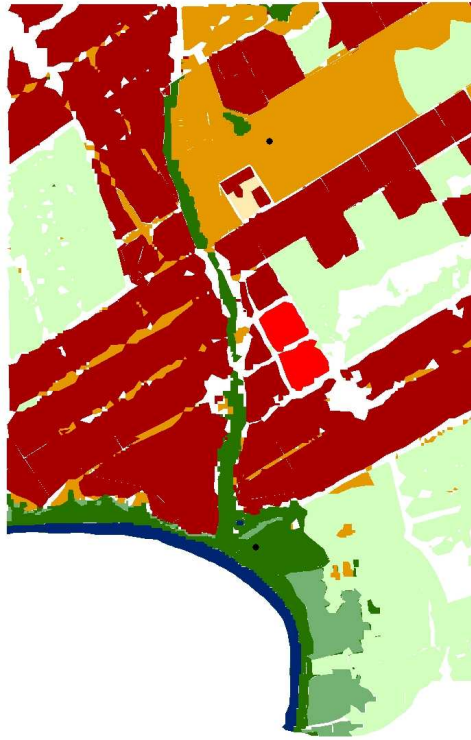


Figura 8: Variação temporal na porcentagem de cobertura de cada classe de uso e cobertura do solo no entorno dos fragmentos de cerrado e mata da Fazenda Brejão (A e B) e da Fazenda Santa Cruz (C e D). CC = Campo cultivado, EJ = Eucalipto jovem, EM = Eucalipto maduro, CMP = Campo, CER = Cerrado, FLO = Floresta, CAP = Capoeira. Para definição de cada classe ver Tabela 1. 1º ano: período de Fevereiro a Novembro de 1999; 2º ano: Setembro de 2001 a Maio de 2002; 3º ano: Novembro de 2002 a Outubro de 2003; 4º ano: Maio de 2004 a Maio de 2005; 5º ano: Janeiro a Novembro de 2006.

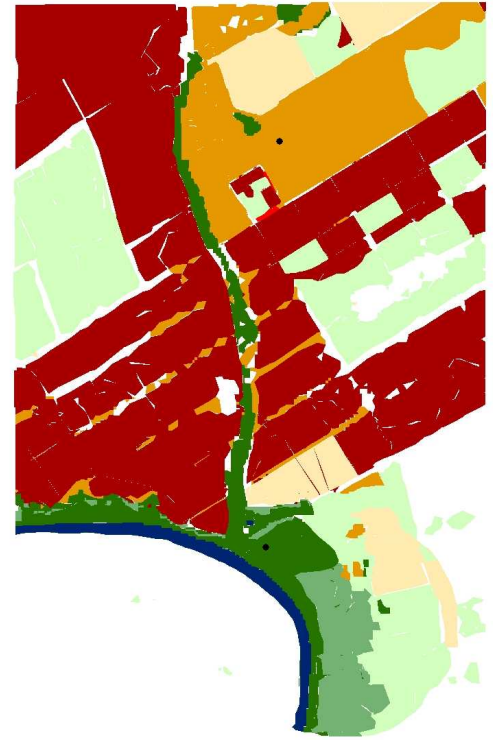
1º ano



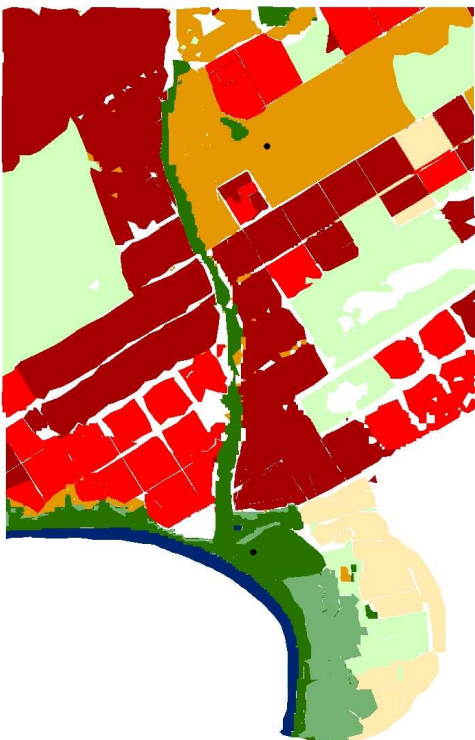
2º ano



3º ano



4º ano



5º ano

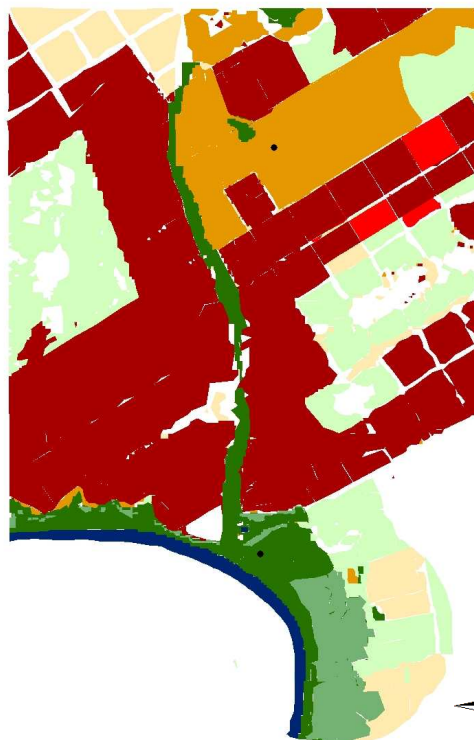
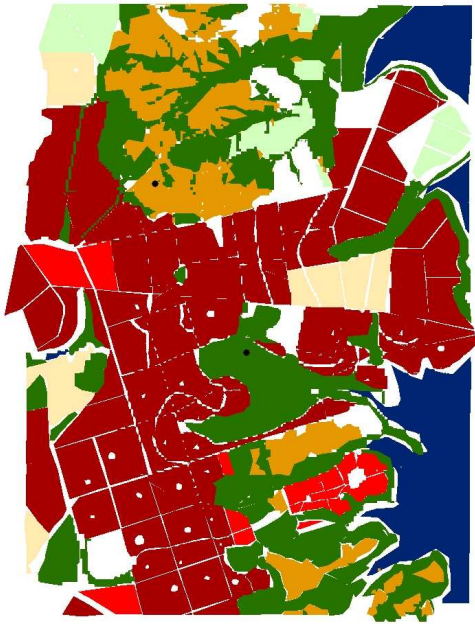
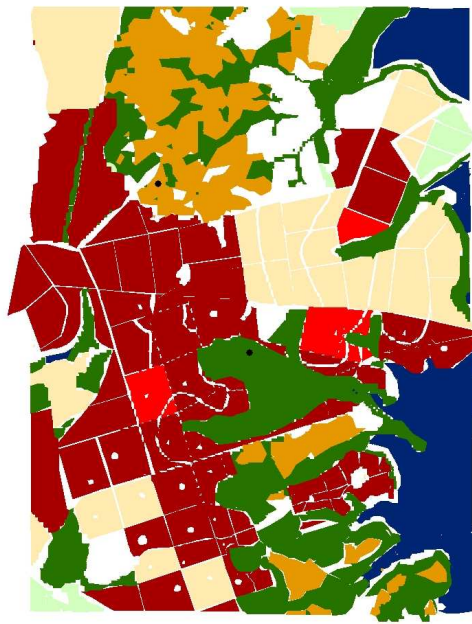


Figura 9: Dinâmica temporal da matriz do entorno dos sítios de amostragem na Fazenda Brejão. Pontos pretos representam sítios de captura de pequenos mamíferos.

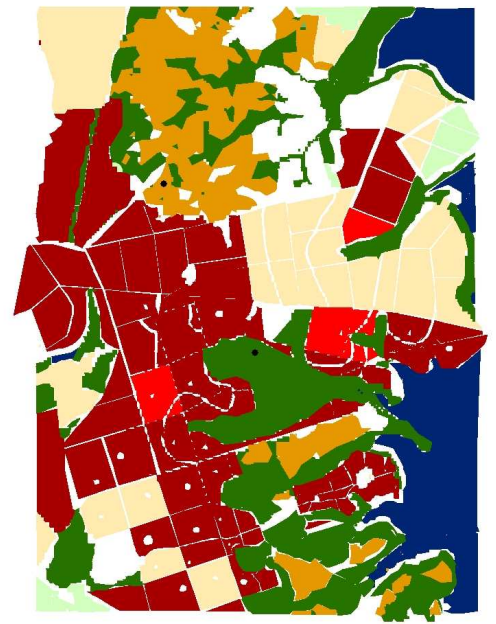
1º ano



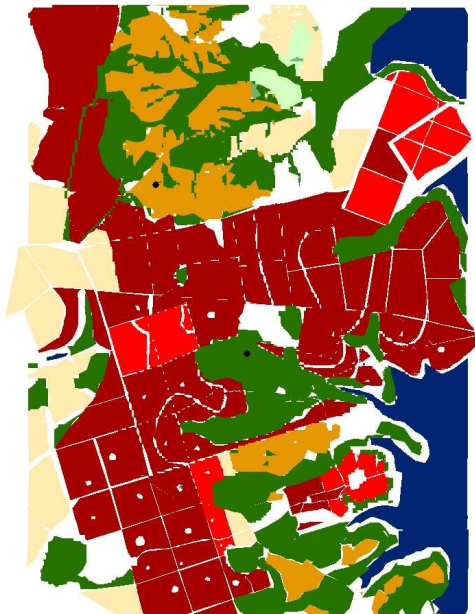
2º ano



3º ano



4º ano



5º ano

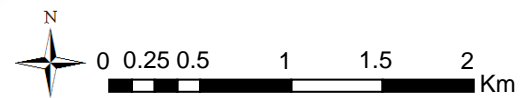
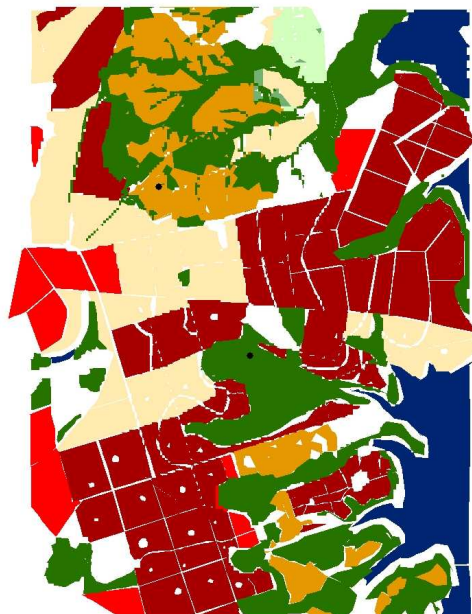


Figura 10: Dinâmica temporal da matriz do entorno dos sítios de amostragem na Fazenda Santa Cruz. Pontos pretos representam sítios de captura de pequenos mamíferos.