

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

**EFEITOS DA IMPLANTAÇÃO E OPERAÇÃO DO RESERVATÓRIO
HIDRELÉTRICO NA DINÂMICA DA COMUNIDADE DE PEQUENOS
MAMÍFEROS EM UMA ÁREA DE CERRADO NO BRASIL CENTRAL**

LEONARDO DE PAULA GOMES

ORIENTADOR: DR. REUBER ALBUQUERQUE BRANDÃO
COORIENTADOR: DR. JADER MARINHO-FILHO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

PUBLICAÇÃO: PPGEFL.DM-237/2014

BRASÍLIA , ABRIL/2014

Dissertação de Mestrado

Leonardo de Paula Gomes

Título:

"Efeitos da implantação e operação de um reservatório hidrelétrico na dinâmica da comunidade de pequenos mamíferos em uma área de Cerrado no Brasil Central"

Banca Examinadora

Prof. Dr. Reuber de Albuquerque Brandão
Presidente/Orientador
EF/UnB

Prof. Dr. Ricardo Bonfim Machado
Membro Titular
ZOO/UnB

Dr. André Faria de Mendonça
Membro Titular
ECL/UnB

Prof. Dr. Raimundo Paulo Barros Henriques
Membro Suplente
ECL/UnB

Brasília, 29 de abril de 2014.

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de Brasília. Acervo 1016097.

G631e	<p>Gomes, Leonardo de Paula. Efeitos da implantação e operação do reservatório hidrelétrico na dinâmica de comunidade de pequenos mamíferos em uma área de Cerrado no Brasil Central / Leonardo de Paula Gomes. -- 2014. xi, 54 f. : il. ; 30 cm.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, 2014</p> <p>Inclui bibliografia. Orientação: Reuber Albuquerque Brandão.</p> <p>1. Usinas hidrelétricas - Aspectos ambientais. 2. Mamífero - Goiás (Estado). 3. Cerrados - Goiás (Estado). I. Brandão, Reuber Albuquerque. II. Título.</p> <p>CDU 502.3</p>
-------	--

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

GOMES, L. P. (2014). Efeitos da implantação e operação do reservatório hidrelétrico na dinâmica de comunidade de pequenos mamíferos em uma área de Cerrado no Brasil Central. Dissertação de mestrado, publicação PPGEFL.DM-237/2014, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, 52p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Leonardo de Paula Gomes

TÍTULO: Efeitos da implantação e operação do reservatório hidrelétrico na dinâmica de comunidade de pequenos mamíferos em uma área de Cerrado no Brasil Central.

GRAU: Mestre ANO: 2014

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Leonardo de Paula Gomes

Dedicatória

Dedico minha dissertação em memória ao amigo Fabio Curado, que esteve em várias campanhas de campo em Catalão. Sua presença e trabalho foi parte importantíssima para a construção desse estudo. A sua partida precoce dessa Terra nos traz muita saudade dos momentos felizes que passamos juntos.

Agradecimentos

Primeiramente à minha amada família pelo apoio incondicional e essencial para as minhas conquistas.

Agradecimento especialmente meu orientador, Reuber Brandão, por me aceitar como aluno e somar no meu desenvolvimento acadêmico e pessoal.

Ao amigo, colega de trabalho e coorientador extraoficial, Tarcísio Abreu, muitíssimo grato pelo apoio, pela ajuda com as análises e interpretações de resultados, por toda orientação prestada na construção de meu mestrado.

Especialmente à amiga Clarisse Rocha pela ajuda com análises e interpretações de resultados que culminaram nessa dissertação. Clarisse é uma pessoa muito especial que esteve presente durante toda minha caminhada pela Universidade de Brasília.

Meu agradecimento especial ao meu coorientador Jader Marinho-Filho, por ter me proporcionado um lugar em seu grupo de pesquisa e ter me oferecido a oportunidade de vivência profissional e acadêmica. Espero seguir colaborando em seus projetos.

Agradecimento muito especial às pessoas que estiveram na linha de frente nas campanhas de campo de Catalão - GO: Guilherme Santoro, Sandro Barata, Daniel Velho, Clarisse Rocha, Marina Motta, Raquel Ribeiro, Iubatã, Luane Santos, Narjará, Tayná Oliveira, João Baldone, Matheus Siqueira. Certamente as atividades de campo só foram possíveis e muito agradáveis devido à presença e o trabalho de cada um.

Agradeço aos que estiveram em alguns ou em vários momentos durante os trabalhos em Catalão - GO: Clarisse, Marina, Raquel, Babi, Juliana Bragança, Narjara,

Patrícia Mantega, Alexandra, Guilherme Santoro, Alexandre Portella, Daniel Velho, Fabão, Mandi, Carlos Eduardo, Guilherme Farjado, Paullinha, Iubatã, Aninha, Sergei, Sandro, Nathi, Samuel, Tayná, Pedro de Ninz, João, Joaquim, Luane, Narjará, Ingrid, Lorena, Marcelinha, Aline Zirmmemann, Nicolas, Mariana Luz, Mônica Felberg, Tarcísio, Jader e Reuber.

Aos amigos e amigas da Coleção de Mamíferos e a da Coleção Ornitológica Marcelo Bagno e do Laboratório de Fauna e Unidades de Conservação, da Universidade de Brasília.

Por fim, agradeço as instituições que viabilizaram esse trabalho: Universidade de Brasília, Fundação Pró-Natureza e Serra do Facão Energia.

Gratidão a todos!

Sumário

RESUMO.....	X
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. METODOLOGIA.....	13
2.1. Área de Estudo e Coleta de Dados.....	13
2.2. Análise de Dados.....	22
3. RESULTADOS.....	25
4. DISCUSSÃO.....	39
5. CONCLUSÕES.....	44
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	46
ANEXO 1.....	50
ANEXO 2.....	52
ANEXO 3.....	54

Índice de Figuras

- Figura 1** - Novas características da paisagem após enchimento do reservatório e alagamento de fragmentos de mata e cerrado presentes na área influência do AHE Serra do Facão, em Catalão, GO (Fotos: Sandro Barata).....15
- Figura 2**- Mapa de localização da Serra do Facão no estado de Goiás e localização dos sítios amostrais. C - sítios amostrais de cerrado; F - sítios amostrais de mata.....16
- Figura 3** - Soltura de um indivíduo de *Oecomys bicolor*, capturado em armadilha Sherman, durante o programa de monitoramento realizado na Serra do Facão, GO, entre 2008 e 2013 (Foto: Leonardo Gomes).....20
- Figura 4** - Indivíduo de *Thrichomys apereoides* capturado em armadilha do tipo gaiola, durante o programa de monitoramento realizado na Serra do Facão, GO, em 2013 (Foto: Leonardo Gomes).....20
- Figura 5** - Aplicação de brinco de marcação em um indivíduo de *Cerradomys scotti* capturado em cerrado na área AHE Serra do Facão (Foto: Samuel Astete).....21
- Figura 6** - Soltura de um indivíduo de *Thrichomys apereoides* capturado em na área do AHE Serra do Facão (Foto: Samuel Astete).....21
- Figura 7** - Dendrograma de similaridade na composição e frequência das espécies de pequenos mamíferos registradas durante o estudo nos sítios amostrais de cerrado (C1 a C10) e de mata (F1 a F10).....26
- Figura 8** - Curvas de distribuição de frequência da comunidade de pequenos mamíferos de cerrado, gerada para cada fase do estudo.....29
- Figura 9** - Curvas de distribuição de frequência da comunidade de pequenos mamíferos de mata, gerada para cada fase do estudo.....30
- Figura 10** - Abundância das espécies da comunidade de pequenos mamíferos do cerrado, amostrado na Serra do Facão, entre 2008 e 2013; a - 1ª fase do estudo; b - 2ª fase; c - 3ª fase; d - 4ª fase; e -5ª fase.....31
- Figura 11** - Abundância das espécies da comunidade de pequenos mamíferos da mata, amostrados na Serra do Facão, entre 2008 e 2013; a - 1ª fase do estudo; b - 2ª fase; c - 3ª fase; d - 4ª fase; e -5ª fase.....33
- Figura 12** - Riqueza estimadas de espécies de pequenos mamíferos onívoros e herbívoros em ambiente de cerrado, durante as 19 campanhas do estudo.....37
- Figura 13**- Riqueza estimada das espécies de pequenos mamíferos (onívoros e herbívoros) na mata, ao longo do estudo.....38

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Período de realização do estudo e suas respectivas fases em relação ao desenvolvimento do empreendimento.....	16
Tabela 2 - Localização e descrição dos sítios amostrados entre maio de 2008 e setembro de 2013 na região da Serra do Facão.....	17
Tabela 3 - Espécies de pequenos mamíferos não voadores registradas na região da Serra do Facão, Goiás entre 2008 e 2013; incluindo ambiente de registro e guilda alimentar. Ambiente de registro – C: cerrado; Ms: mata; Guilda - On: onívoro, He: herbívoro.....	26
Tabela 4 - Somatório do χ^2 (qui-quadrado) dos modelos candidatos para a distribuição de frequência da comunidade de pequenos mamíferos do cerrado, para cada fase do estudo.....	28
Tabela 5 - Somatório do χ^2 (qui-quadrado) dos modelos candidatos para a distribuição de frequência da comunidade de pequenos mamíferos do cerrado, para cada fase do estudo.....	29
Tabela 6 - Modelos selecionados entre os candidatos para posteriores estimativas de parâmetros comunitários dos pequenos mamíferos do cerrado. Estimativas de persistência das espécies (P), taxa de extinção local (y''), taxa de colonização ($1-y'$) e detectabilidade ($p=c$). Valor do Delta Akaike (ΔAIC_c), peso do modelo, número de parâmetros (Num.Par) e desviância.....	34
Tabela 7 – Estimativa de persistência das espécies (P) da comunidade de pequenos mamíferos no sítio de cerrado amostrado na Serra do Facão, entre 2008 e 2013.....	34
Tabela 8 - Estimativas parâmetros do delineamento robusto (<i>robust design</i> - <i>RD</i>) obtidos para a comunidade de pequenos mamíferos do ambiente de cerrado amostrado na Serra do Facão entre 2008 e 2013.....	35
Tabela 9 - Modelo selecionado entre os candidatos para posteriores estimativas de parâmetros comunitários dos pequenos mamíferos da mata. Estimativas de persistência das espécies (P), taxa de extinção local (y''), taxa de colonização ($1-y'$) e detectabilidade ($p=c$). Valor do Delta Akaike (ΔAIC_c), peso do modelo, número de parâmetros (Num.Par) e desviância (Dev).....	35
Tabela 10 - Estimativa de persistência das espécies (P) da comunidade de pequenos mamíferos no sítio mata seca amostrado na Serra do Facão, entre 2008 e 2013.....	36
Tabela 11 - Estimativas parâmetros do delineamento robusto (<i>robust design</i> - <i>RD</i>) obtidos para a comunidade de pequenos mamíferos do ambiente de mata seca amostrado na Serra do Facão, entre 2008 e 2013.....	36
Tabela 12 - Resultados do modelo selecionado dentre os modelos candidatos para explicar a variação na riqueza de pequenos mamíferos (g.l. = 27 para todas as comparações).....	39

RESUMO

O desenvolvimento econômico brasileiro demanda uma enorme quantidade de energia elétrica. Diversos grupos faunísticos têm apresentado mudanças, em aspectos ecológicos, devido a impactos gerados por esse tipo de empreendimento. O objetivo do presente trabalho foi avaliar os efeitos da implantação de um reservatório hidrelétrico na dinâmica da comunidade de pequenos mamíferos da região da UHE Serra do Facão, rio São Marcos, Município de Catalão, estado de Goiás. Estimei as taxas de persistência, extinção local e colonização, além da riqueza para as espécies onívoras e herbívoras, observadas durante as diferentes etapas do estudo. As análises foram feitas para a comunidade de pequenos mamíferos de um fragmento de cerrado *sensu stricto* e outra florestal, representado, no presente estudo, por mata semidecidual. Durante o estudo foram registradas 19 espécies de pequenos mamíferos não voadores, sendo 14 no cerrado e 17 na mata. Na área aberta, após uma perda de 11 espécies, observada logo após a construção e enchimento do reservatório, foi constatado um aumento de três espécies no quinto ano após o enchimento do reservatório. Na mata, após o decréscimo de 17 espécies na riqueza estimada, observado durante a supressão da vegetação do reservatório, não foi constatado nenhum sinal de recolonização, mostrando a maior suscetibilidade da comunidade de pequenos mamíferos florestais a esse tipo de empreendimento.

Palavras chave: Cerrado, hidrelétrica, pequenos mamíferos.

ABSTRACT

The Brazilian economic growth demands a huge supply of energy. The Brazilian energy production is based mainly on hydropower produced by large hydroelectric dams. The impacts of such deep changes on natural landscape affects the diversity patterns and other aspects of the ecology of the fauna communities, and, because this, has been the focus of several studies. The main objective of the present study is evaluate the effects of implementing a large hydroelectric reservoir on the dynamics of small mammals community from *Serra do Facão* region, *São Marcos* river, *Catalão* county , state of *Goiás* - *GO*. I estimated richness, rates of persistence, local extinction and colonization, for omnivorous and herbivorous species observed during different stages of the study. I performed analyzes for the small mammal communities found on fragments of cerrado sensu stricto and from semidecidual forest fragments. Along the study period, 19 species of non-flying mammals were registered, being 14 in open habitats and 17 in forests. In the open habitat, after a richness reduction of 11 species observed soon after the construction and flooding of the reservoir, I recorded an increase in the richness five years after the flooding. In the forest habitat, I observed a richness decline since the initial samples but any signs of recolonization of this environment as observed in the last samplings, showing the greater susceptibility of small forest mammals community to this kind of habitat disturbance.

Keywords: Cerrado, hidroelectric dam, small mammals.

1. INTRODUÇÃO

O processo de perda e fragmentação do habitat e suas consequências sobre a biodiversidade tem sido foco de vários estudos, todos indicando perda de diversidade em diferentes táxons (Lovejoy et al., 1986; Laurance, 1991; Brown & Hutchings, 1997; Sieving & Karr, 1997; Stevens & Husband, 1998). O principal efeito desse processo é a perda de populações (Turner, 1996; Corlett, 2000; Tabarelli et al., 2004; Tabarelli & Gascon, 2005; Trolle et al., 2007). As alterações no ambiente ocorrem de forma acelerada, ocasionando a perda de habitats muitas das vezes insubstituíveis, podendo ocasionar até mesmo extinções locais de espécies da flora e da fauna, típicas de diferentes regiões do planeta (Whitmore & Sayer, 1992; Myers et al., 2000). O crescimento econômico e populacional resulta em grande aumento da demanda energética. Os efeitos deletérios dos reservatórios variam desde alterações na produtividade primária de ecossistemas, incluindo alterações na biota relacionada com a vegetação ciliar de rios e outros ambientes úmidos, até alterações em comunidades faunísticas (WCD, 2000). Em alguns casos podem ocorrer perdas de forma irreversível, levando até mesmo a processos de extinções locais provocadas pela destruição de grandes parcelas de ecossistemas terrestres (WCD, 2000). Cerca de 80% da matriz de produção energética brasileira é constituída por hidrelétricas (ANA, 2007). Nesse sentido, é imprescindível que sejam realizados estudos sobre os impactos dos empreendimentos hidrelétricos no ambiente, uma vez que os efeitos gerados podem ser extremamente negativos à biodiversidade (WCD, 2000). Os impactos de hidrelétricas sobre os padrões de diversidade e outros aspectos da ecologia das comunidades faunísticas têm sido estudados por diversos autores, focando répteis (Cosson et al., 1999; Brandão, 2002; Santoro, 2012; Lins, 2013), anfíbios (Cosson et al. 1999; Brandão, 2002; Brandão & Araújo, 2008) e aves (Sá, 1995; Cosson et al., 1999; Hass, 2000).

Impactos de hidrelétricas afetam os mamíferos (Gribel, 1993; Sá, 1995; Cosson et al., 1999; Fournier-Chambrillon et al., 2000; Lambert, et al., 2003) causando principalmente a diminuição da riqueza e da abundância (Cosson et al., 1999; Fournier-Chambrillon et al., 2000; Alho 2011; Andriolo et al., 2013; Passamani & Cerboncini, 2013). No entanto, a maioria destes estudos foi realizada em curto ou médio prazo, abordando aspectos relacionados aos padrões de riqueza e abundância das espécies. Desta forma, ainda são escassas informações sobre as respostas das espécies em longo prazo. Além disso, a maioria dos estudos foi realizada em um único tipo de ambiente, quase sempre focando os efeitos sobre as comunidades de mamíferos de ambientes florestais. Portanto, pouco se sabe sobre os impactos da formação de reservatórios sobre as comunidades de mamíferos das formações abertas do Bioma Cerrado. Também são poucas as informações sobre a resposta de organismos de diferentes guildas alimentares a este tipo de impacto. Por fim, as taxas de persistência, de extinção e de colonização são parâmetros importantes para a compreensão da dinâmica das comunidades de pequenos mamíferos em áreas afetadas pela criação de reservatórios hidrelétricos.

O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar os efeitos da implantação de um reservatório hidrelétrico sobre as comunidades de pequenos mamíferos da região afetada pela UHE Serra do Facão - GO. O impacto do reservatório hidrelétrico foi avaliado por meio de parâmetros relacionados à dinâmica das comunidades de pequenos mamíferos terrestres de áreas abertas e florestais (persistência, taxa de extinção local, taxa de colonização e riqueza de espécies), os quais foram estimados para diferentes guildas alimentares, durante os distintos períodos de implantação do empreendimento.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de Estudo e Coleta de Dados

O estudo foi realizado na região da Serra do Facão, localizada no sudeste do estado de Goiás (Figura 2). A paisagem da região é constituída por um mosaico de fragmentos remanescentes de cerrado *sensu stricto*, campo sujo e limpo, mata semidecidual e mata ciliar, incluídos em matriz de pastagens. Essa região é cortada pelo Rio São Marcos, um dos tributários da bacia do rio Paraná. Em novembro de 2009, o rio São Marcos foi barrado pelo estabelecimento do Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) da Serra do Facão. O reservatório atinge áreas em cinco municípios no estado de Goiás: Catalão, Campo Alegre de Goiás, Davinópolis, Ipameri e Cristalina; e o município de Paracatu, no estado de Minas Gerais. A área de influência abrange fragmentos de vegetação nativa (campo sujo, campo limpo, cerrado *sensu stricto*, mata ciliar, mata de galeria, mata semidecidual, veredas e cerrado rupestre). O clima da região é classificado como tropical sazonal (Aw de Köppen), com uma precipitação anual média variando entre 1100 e 2000 mm e duas estações bem definidas, uma chuvosa (entre setembro e abril) e outra seca (entre maio e agosto) (Ribeiro & Walter, 2008). Após o enchimento do reservatório houve perda de cerca de 20.000 hectares de habitats que englobam ambientes abertos e florestais (Figura 1).



Figura 1 - Novas características da paisagem após enchimento do reservatório e alagamento de fragmentos de mata e cerrado presentes na área influência do AHE Serra do Facão, em Catalão, GO (Fotos: Sandro Barata).

O estudo foi realizado em 19 campanhas de campo entre maio de 2008 e fevereiro de 2012. Foram realizadas quatro campanhas por ano, com intervalos trimestrais. Após um maior intervalo entre março de 2012 e fevereiro de 2013, o estudo foi retomado, tendo sido realizadas mais três campanhas nos meses de março, junho e setembro de 2013 (Tabela 1). Inicialmente o trabalho foi conduzido em 10 pontos amostrais de áreas abertas, e 10 pontos situados em ambiente de mata (Figura 2 e Tabela 2). Todos os pontos de vegetação aberta foram convencionalmente chamados de pontos de cerrado,

enquanto os pontos de ambiente florestal foram denominados de mata. Com o fechamento da barragem, em novembro de 2009, três pontos de mata foram perdidos, pois se encontravam na área alagada pelo reservatório.

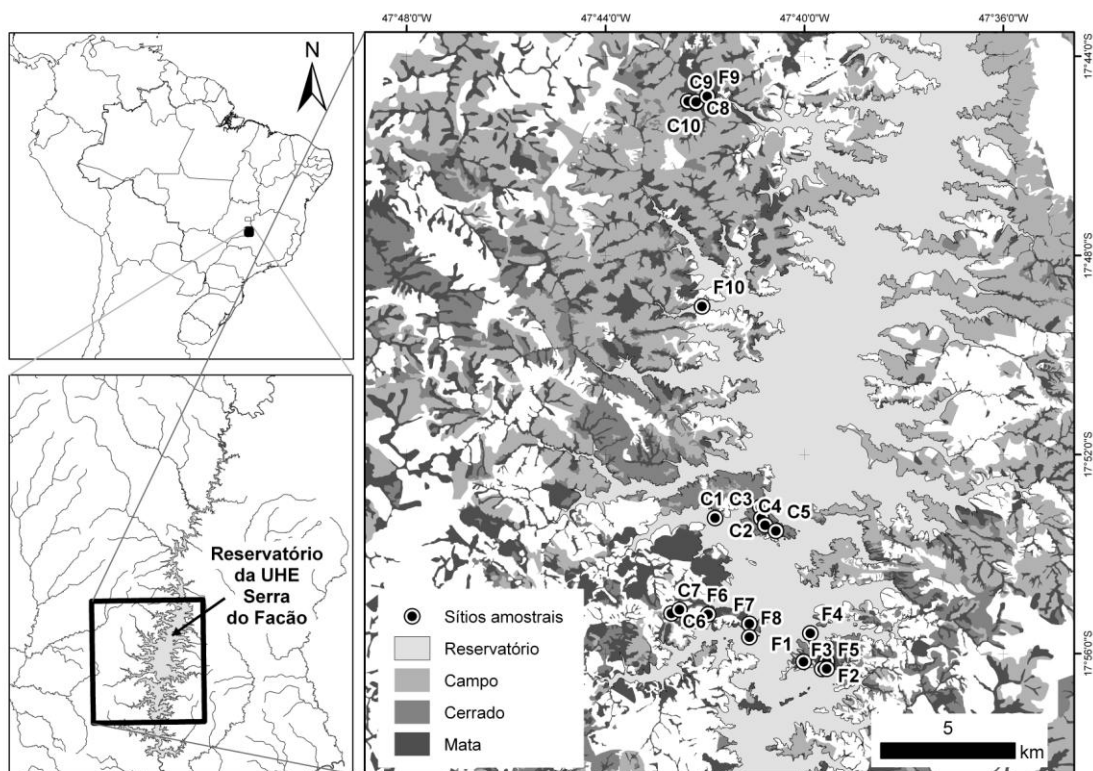


Figura 2- Mapa de localização da Serra do Facão no estado de Goiás e localização dos sítios amostrais. C - sítios amostrais de cerrado; F - sítios amostrais de mata.

Tabela 1 - Período de realização do estudo e suas respectivas fases em relação ao desenvolvimento do empreendimento.

ANO DO ESTUDO	MESES	FASE DO EMPREENDIMENTO
1 ^o Ano	maio 2008 a fevereiro de 2009	Refere-se ao período "antes" do desmatamento e do enchimento do reservatório.
2 ^o Ano	maio de 2009 a fevereiro de 2010	Principais impactos do empreendimento, com a supressão da vegetação e o início do enchimento do reservatório (novembro de 2009).
3 ^o Ano	maio de 2010 a fevereiro de 2011	Amostragens do 1 ^o ano após o enchimento do reservatório.
4 ^o Ano	maio de 2011 a fevereiro de 2012	Amostragens do 2 ^o ano após o enchimento do reservatório.
5 ^o Ano	março, junho e setembro de 2013	Amostragem do 4 ^o ano após o enchimento do reservatório

Tabela 2 - Localização e descrição dos sítios amostrados entre maio de 2008 e setembro de 2013 na região da Serra do Facão.

Sítios Amostrais	Posição em relação ao reservatório	Latitude	Longitude	Caracterização dos sítios de amostragem
C1	Adjacente	-17.88792	-47.696618	Cerrado <i>sensu stricto</i> com presença de afloramentos rochosos
C2	Adjacente	-17.884166	-47.681433	Cerrado <i>sensu stricto</i> com presença de afloramentos rochosos
C3	Adjacente	-17.887954	-47.681122	Cerrado <i>sensu stricto</i> com presença de afloramentos rochosos
C4	Adjacente	-17.890274	-47.679846	Cerrado <i>sensu stricto</i>
C5	Adjacente	-17.892212	-47.676206	Cerrado <i>sensu stricto</i>
C6	Adjacente	-17.919838	-47.711269	Cerrado rupestre alterado por ação antrópica
C7	Adjacente	-17.91854	-47.708542	Pequeno fragmento de cerrado <i>sensu stricto</i> que sofre alta ação antrópica
C8	Adjacente	-17.748956	-47.703292	Campo limpo com predominância de gramíneas e baixa densidade de arbustos
C9	Adjacente	-17.748373	-47.705621	Campo sujo com predominância de arbustos e subarbustos sempre com altura inferior a 3 metros
C10	Adjacente	-17.748599	-47.702957	Cerrado <i>sensu stricto</i> com presença de gado
F1	Adjacente	-17.93602	-47.666976	Mata seca de encosta com estrato arbóreo alto e preservado
F2	Adjacente	-17.935865	-47.6592	Mata seca de encosta com estrato arbóreo alto e preservado
F3	Adjacente	-17.93839	-47.660747	Mata seca de encosta com estrato arbóreo alto e preservado
F4	Dentro	-17.926479	-47.664692	Pequeno fragmento de mata de galeria alterado por ação antrópica
F5	Dentro	-17.938375	-47.659219	Mata de galeria pouco degradada
F6	Adjacente	-17.920154	-47.698964	Fragmento florestal encaixado em área de drenagem pluvial, com dossel elevado, solo de maior umidade e alta deposição de serrapilheira
F7	Adjacente	-17.923299	-47.685116	Mata seca de encosta alterada por ação antrópica
F8	Dentro	-17.927787	-47.685136	Mata de galeria com dossel alto e pouco alterado
F9	Adjacente	-17.746745	-47.699244	Área de mata seca o alterada

F10

Adjacente

-17.81706

-47.701008

Área de mata seca o alterada por atividades agropecuárias

As áreas amostrais, divididas em dois conjuntos, os pontos de cerrado de 1 a 5 (C1 a C5) e os pontos de mata de 1 a 5 (F1 a F5), foram as 10 unidades amostrais nas quais realizei amostragem em todas as campanhas. Esse conjunto de pontos foi denominado "áreas do monitoramento focal". Nos demais pontos (C6 a C10 e F6 a F10), as amostragem foram feitas em campanhas alternadas. Esses pontos foram chamados de "áreas do inventário complementar".

Amostrei os pequenos mamíferos com armadilhas *Sherman* e *Tomahawk* (Figuras 3 e 4). Essas armadilhas permitem que o animal capturado mantenha-se vivo ("*live traps*"). Nas áreas destinadas ao inventário complementar, realizei o esforço de 140 armadilhas no cerrado e 140 armadilhas na mata. Nas áreas do monitoramento focal, o esforço foi de 140 armadilhas no de Cerrado, sendo 105 *Sherman* e 35 gaiolas. Na mata foram instaladas 84 armadilhas (69 *Shermans* e 15 *Tomahawk*), distribuídas em três linhas com 28 armadilhas em cada uma delas. As armadilhas foram distribuídas em cinco linhas, separadas por 250 metros uma da outra. Em cada linha foram instaladas 28 armadilhas. As linhas também estavam a 250 metros de distância entre elas. A amostragem ocorreu por três noites consecutivas. As armadilhas foram posicionadas nos estratos arbóreos e terrestres, visando contemplar uma maior variedade de microhabitats usados pelos roedores e marsupiais. Como atrativo para os animais, utilizei uma isca feita a partir da mistura de pasta de amendoim, banana, sardinha e fubá. Esta isca atrai espécies de hábitos alimentares distintos, incluindo espécies essencialmente frugívoras, carnívoras e generalistas.

Todos os animais capturados foram identificados e cada espécime recebeu uma marcação individual, feita com brincos numerados (National Band & Tags – Mod. 1005 – 1) (Figura 5). Em seguida, os indivíduos foram imediatamente soltos no local da captura (Figura 6). Alguns indivíduos foram coletados como material testemunho. Os espécimes

coletados foram identificados, individualizados por meio de etiquetas próprias, taxidermizados e depositados na Coleção de Mamíferos da Universidade de Brasília.



Figura 3 - Soltura de um indivíduo de *Oecomys bicolor*, capturado em armadilha Sherman, durante o programa de monitoramento realizado na Serra do Facão, GO, entre 2008 e 2013 (Foto: Leonardo Gomes).



Figura 4 - Indivíduo de *Thrichomys apereoides* capturado em armadilha do tipo gaiola, durante o programa de monitoramento realizado na Serra do Facão, GO, em 2013 (Foto: Leonardo Gomes).



Figura 5 - Aplicação de brinco de marcação em um indivíduo de *Cerradomys scotti* capturado em cerrado na área AHE Serra do Facão (Foto: Samuel Astete).



Figura 6 - Soltura de um indivíduo de *Thrichomys apereoides* capturado em na área do AHE Serra do Facão (Foto: Samuel Astete).

2.2. Análise de Dados

Para verificar se as espécies de pequenos mamíferos estudadas constituíam duas comunidades distintas (florestal e cerrado), realizei análise de similaridade, observando o agrupamento das linhas amostrais de cerrado e da mata.

Avaliei as distribuições de abundâncias por espécie a comunidade dos pequenos mamíferos, com o acúmulo de dados de todos os pontos do cerrado e da mata (C1 a C10 e de F1 a F10). Os histogramas de frequência foram elaborados com a abundância das comunidades nos dois ambientes, separadamente. Ao todo foram analisadas cinco distribuições de frequência, correspondentes a cada um dos anos de estudo. A abundância das espécies foi transformada utilizando $\log_{10}(n+1)$. A distribuição de abundância das espécies foi plotada utilizando Log 10 e comparada com os quatro modelos de distribuição das abundâncias de espécies (série geométrica, série logarítmica, série log-normal e série *broken stick*). Os modelos foram ajustados utilizando o programa estatístico BIO-DAP, e o critério de seleção é o modelo com menor valor de χ^2 (qui-quadrado) (Magurran, 1989). Através das premissas dos modelos testados foi possível detectar padrões de dominância, raridade e uniformidade na distribuição da frequência das espécies.

Realizei as análises de dinâmica de comunidade com base nos parâmetros taxa de persistência (P), taxa de extinção temporária (γ'), taxa de colonização ($1-(\gamma')$), probabilidade de captura (p) e de recaptura (c), estimados em modelos de Delineamento Robusto (RD) – Huggins, que consideram cada campanha de amostragem como uma comunidade fechada (ocasiões secundárias), e o período entre as campanhas como comunidades abertas (ocasiões primárias) (Kendall 2001). Todas as análises de dinâmica de comunidade foram feitas considerando o conjunto de pontos destinados ao monitoramento focal, com exceção dos pontos F4 e F5 e F8, perdidos após o alagamento (Tabela 2). Tomei essa precaução devido à necessidade de uma amostragem padronizada

em um mesmo conjunto de pontos, ao longo de todas as campanhas, para o atendimento das premissas das análises.

Realizei as análises de dinâmica de comunidade com base nos dados de presença e ausência das espécies de pequenos mamíferos não voadores, registradas em ambientes de cerrado e mata. Tais análises consideram a ausência das espécies, que já tiveram sua presença confirmada, como sendo a evidências de duas possibilidades: ou a espécie de fato não ocorre no local (ausência real), ou a espécie ocorre no local, mas não foi detectada (falsa ausência). Para as análises foram elaboradas planilhas binomiais (1 – presença; 0 – ausência) com o histórico de registro de cada espécie para as dezenove campanhas.

Para analisar os padrões de extinção e colonização numa abordagem de metapopulações, foram testados três principais modelos indicados no RD: 1) o modelo *markoviano*, o qual considera a taxa de extinção diferente da taxa de colonização ($\gamma' \neq \gamma''$); 2) o modelo "*aleatório*" que considera as taxas de colonização e extinção iguais entre si ($\gamma' = \gamma''$), indicando que há uma maior substituição de espécies (*turn-over*); e 3) o modelo "*sem movimento*" o qual pressupõe que os eventos de extinção e colonização local não são relevantes, ou seja, não há movimentos de extinção e nem de colonização na comunidade avaliada ($\gamma' = \gamma'' = 0$). Nas análises supõe-se que as espécies possuem a mesma detectabilidade ao longo de todo o estudo. Por isso, foram testados modelos em que as taxas de captura e de recaptura são iguais e constantes ($p=c$ (.)). Também foi testado se as taxas de persistência, extinção e colonização foram influenciadas pelas variáveis "impacto do empreendimento" (fases de construção da barragem) e guilda alimentar. As guildas foram divididas de acordo com a dieta das espécies (*sensu* Paglia et al., 2012). As espécies de pequenos mamíferos que possuem dieta composta exclusivamente por itens alimentares de origem vegetal, foram incluídas na guilda dos

herbívoros . As espécies que com dieta composta por itens vegetais e animais foram classificadas como onívoras. A variável "impacto" foi subdividida em cinco categorias referentes as diferentes fases de instalação do empreendimento hidrelétrico (Tabela 1). O modelo global testado foi:

$$P(\text{impacto}*\text{guilda}) \text{ gamma''}(\text{impacto}*\text{guilda}) \text{ gamma' }(\text{impacto}*\text{guilda}) p=c(.)$$

A relevância dos modelos selecionados para a variação da riqueza foi avaliada por Critério de Informação de Akaike (AIC_c). Foram selecionados os modelos com valor menor ou igual a 2,0 (Cooch & White 2011). As riquezas foram calculadas como parâmetros derivados, estimados a partir de *N-hat* do modelo Delineamento Robusto de Pollock – Huggins (Huggins Closed Captures Robust Design). Todas as análises de dinâmica de comunidade foram feitas no programa MARK 7.1 (White & Burnham, 1999; Cooch & White, 2011). Desta forma, estimei a riqueza para as 19 campanhas, no cerrado e na de mata. As análises foram feitas para cerrado e mata separadamente, em função das espécies possuírem detecções diferentes e pelo fato dos diferentes ambientes apresentarem comunidades específicas (Figura 8) (Redford & Fonseca, 1986; Marinho-Filho et al., 2002). As estimativas finais dos parâmetros foram obtidas pela média ponderada dentre os modelos selecionados (*model averaging*).

Utilizei seleção de modelos para verificar as variáveis que mais influenciaram a variação na riqueza estimada. Realizei uma seleção de modelos Mínimos Quadrados Generalizado (GLS) para verificar os fatores que influenciaram na variação da riqueza (Zuur et al., 2009). Foi verificada a influência de dois fatores (variáveis independentes) sobre a riqueza esperada (variável dependente): fator 1) **fitofisionomia** (cerrado ou mata); e 2) **impacto**, que considerou a variação anual ao longo dos cinco anos de estudo (Tabela 1). Inicialmente verifiquei se as variáveis "estação" (seca e chuva) e "esforço" (esforços amostrais diferentes no cerrado e na mata) influenciaram a riqueza. Para tal,

testei se a inclusão do esforço e da estação como fatores aleatórios no modelo que apresentaria melhor ajuste. A seleção de modelos foi feita pelo critério de AIC. Como no melhor modelo somente a variável estação apresentou influencia na variação da riqueza, utilizei modelos lineares de efeito misto (*Linear mixed-effects models* (LME)), utilizando "estação" como variável aleatória. A ausência da variável "esforço" no melhor modelo mostra que a diferença no esforço empreendido no cerrado e na mata, não foi importante na variação dos dados da riqueza estimada. Dessa forma, o modelo global para variação da riqueza foi:

LME (riqueza~impacto*fitosionomia,random=~1 | estação,method="REML")

A seleção dos modelos foi realizada pelo critério de informação de *Akaike* (AIC), onde os modelos com ΔAIC_c menor que 2,0 foram selecionados. A seleção de modelos e sua validação foi realizada utilizando o pacote *nlme* (Pinheiro *et al.*, 2011) do programa "R" 3.0.2 (*R Development Core Team*, 2011; Venables *et al.*, 2013). O melhor modelo foi avaliado por observação de gráficos de resíduos para verificar a normalidade e a homocedasticidade dos dados.

3. RESULTADOS

Realizei 790 capturas, o que representa um sucesso aproximado de 2,5 %. Ao todo, registrei 19 espécies de pequenos mamíferos, sendo 14 espécies no cerrado e 17 espécies na mata (Tabela 3).

Tabela 3 - Espécies de pequenos mamíferos não voadores registradas na região da Serra do Facão, Goiás entre 2008 e 2013; incluindo ambiente de registro e guilda alimentar. **Ambiente de registro** – C: cerrado; Ms: mata; **Guilda** - On: onívoro, He: herbívoro.

ORDEM/FAMÍLIA/ESPÉCIE	AMBIENTE	GUILDA
DIDELPHIMORPHIA		
Didelphidae		
<i>Caluromys lanatus</i>	M	On
<i>Criptonanus agricolai</i>	M;C	On
<i>Didelphis albiventris</i>	M; C	On
<i>Gracilinanus agilis</i>	M; C	On
<i>Micoureus demeraere</i>	M	On
<i>Monodelphis domestica</i>	M; C	On
<i>Monodelphis kunsii</i>	M; C	On
<i>Tylamys velutinus</i>	C	On
RODENTIA		
Cricetidae		
<i>Calomys expulsus</i>	M; C	He
<i>Calomys tener</i>	M; C	He
<i>Cerradomys scotti</i>	M; C	He
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	M; C	He
<i>Necomys lasiurus</i>	M; C	On
<i>Oecomys bicolor</i>	M	He
<i>Oligoryzomys fornesi</i>	M	He
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	M; C	He
<i>Rhipidomys macrurus</i>	M; C	He
Echimyidae		
<i>Proechymys roberti</i>	M	
<i>Thrichomys apereoides</i>	M;C	He

Os resultados da análise de *Cluster* diferenciam o conjunto de espécies de pequenos mamíferos em duas comunidades distintas. De acordo com os agrupamentos observados há maior similaridade na composição e frequência das espécies entre as 10 linhas de captura do sítio amostral de cerrado e as 10 linhas amostrais de mata. Esse aspecto fica claro no agrupamento da análise (Figura 7).

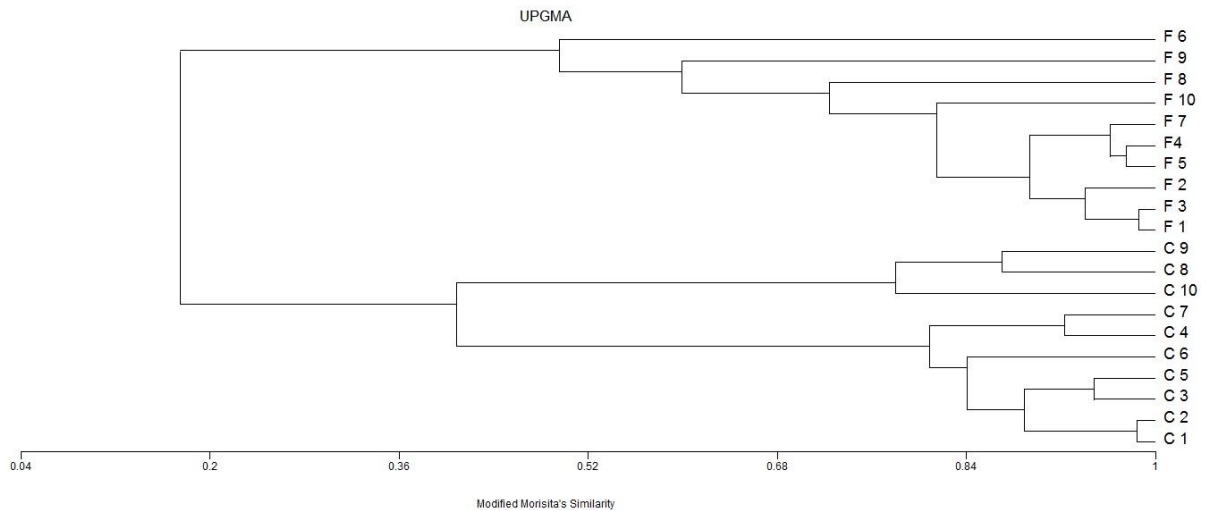


Figura 7 - Dendrograma de similaridade na composição e frequência das espécies de pequenos mamíferos registradas durante o estudo nos sítios amostrais de cerrado (C 1 a C 10) e de mata (F 1 a F 10).

Na análise da distribuição de frequência dos pequenos mamíferos de cerrado verifiquei que, na primeira, segunda e terceira fases, os melhores ajuste foram para o modelo série logarítmica e para o modelo logarítmico-normal, respectivamente (Tabela 4 e Figura 8). Na série logarítmica, a estrutura da comunidade é afetada pela chegada de novas espécies, que ocupam frações disponíveis do nicho (Magurran, 1989). A principal característica da comunidade com distribuição de riqueza logarítmico-normal (segunda e terceira fases) é a presença de espécies coexistindo em condições de competição parcial por recursos. Nos dois modelos, a maioria das espécies são raras ou possuem distribuição intermediária, indicando padrões complexos de sobreposição de nicho. Tais modelos são característicos de comunidades estáveis (Magurran, 1989).

Tabela 4 - Somatório do χ^2 (qui-quadrado) dos modelos candidatos para a distribuição de frequência da riqueza na comunidade de pequenos mamíferos do cerrado, para cada fase do estudo.

	$\Sigma \chi^2$ fase 1	$\Sigma \chi^2$ fase 2	$\Sigma \chi^2$ fase 3	$\Sigma \chi^2$ fase 4	$\Sigma \chi^2$ fase 5
Série geométrica	6,30	19,99	2,22	11,01	5,53
Série logarítmica	0,73*	3,35	2,07	6,13
Logarítmo-normal	1,41	2,57*	0,92*	3,38
Broken stick	5,6	9,85	2,56	2,83*

Na quarta fase, o modelo *broken stick* apresentou melhor ajuste (Tabela 4), uma distribuição característica de comunidades onde é observada a partilha aleatória de recursos pelas espécies, como consequência, a disponibilidade e utilização desse recurso influenciam proporcionalmente a abundância. No quinto ano, o modelo gerado da série geométrica apresentou melhor ajuste (Tabela 4). Este modelo prediz a existência de nichos pré-ocupados, onde determinadas espécies exercem maior dominância na comunidade. As comunidades que apresentam esse ajuste geralmente são mais pobres em espécies, como resultado de condições estressantes ou estágios iniciais de sucessão pós-distúrbios (Magurran, 1989).

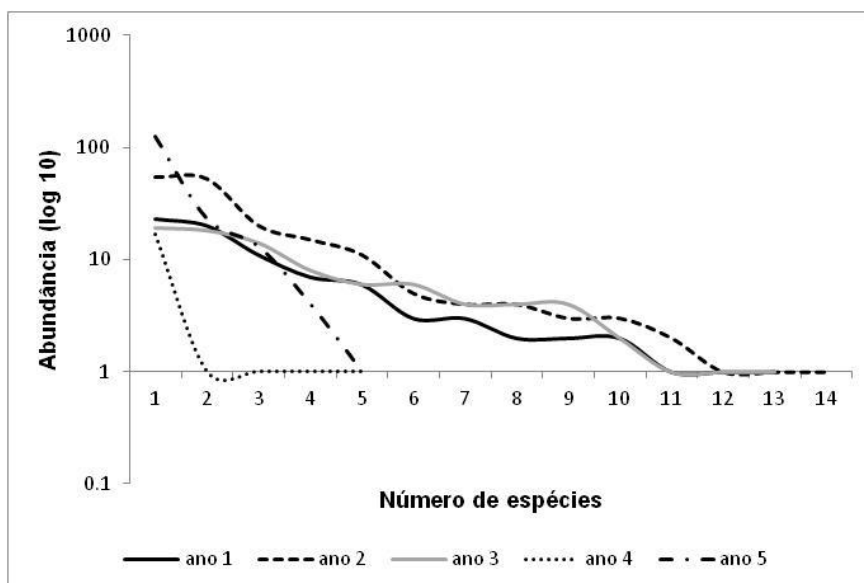


Figura 8 - Curvas de distribuição de frequência da comunidade de pequenos mamíferos de cerrado, gerada para cada fase do estudo.

Na mata observei que, durante a primeira e a segunda fases do estudo, o modelo de distribuição de frequência série logaritmo-normal apresentou melhor ajuste. Na terceira fase o modelo *broken stick* foi selecionado, e por fim, na quinta (e última) fase, o melhor ajuste foi para o modelo série geométrica (Tabela 5 e Figura 9). Tanto para a comunidade de cerrado, quanto para a da mata, os modelos selecionados nas duas últimas fases do estudo representam padrões extremos de distribuição (Maguran, 1988), refletindo o efeito de possíveis distúrbios ecológicos, produzidos pela construção da barragem e alagamento da paisagem.

Tabela 5 - Somatório do χ^2 (qui-quadrado) dos modelos candidatos para a distribuição de frequência da comunidade de pequenos mamíferos do cerrado, para cada fase do estudo.

	$\sum \chi^2$ fase 1	$\sum \chi^2$ fase 2	$\sum \chi^2$ fase 3	$\sum \chi^2$ fase 4	$\sum \chi^2$ fase 5
Série geométrica	12,62	42,64	10,11	0,89	0,01*
Série logarítmica	3,21	1,78	1,09*	1,39	5,02
Logaritmo-normal	1,41*	1,14*	1,45	1,1	0,19
<i>Broken stick</i>	3,23	56,13	8,46	0,78*	2,4

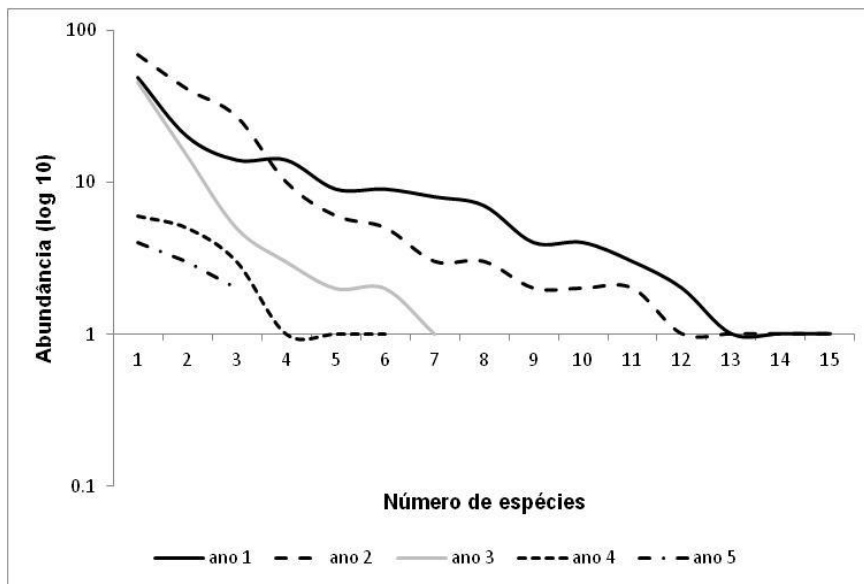


Figura 9 - Curvas de distribuição de frequência da comunidade de pequenos mamíferos de mata, gerada para cada fase do estudo.

As espécies mais dominantes nos dois ambientes (cerrado e mata) apresentaram abundâncias elevadas durante as três primeiras fases do estudo (Figuras 10 e 11). No cerrado, as espécies *Calomys tener* (n=212), *Cerradomys scotti* (n=91), *Thrichomys apereoides* (n=60), *Necromys lasiurus* (n=58) e *Gracilinanus agilis* (n=39), e foram as mais abundantes. Durante as três primeiras fases do estudo, esses pequenos mamíferos apresentaram frequências similares; porém, na quarta fase, a abundância da maior parte dessas espécies decaiu fortemente. Na última fase *C. tener*, *C. scotti* e *G. agilis* apresentaram incremento no número de indivíduos, sendo que *C. tener*, notavelmente, foi a espécie com maior crescimento populacional. Observei a presença de *T. apereoides* em todas as fases do estudo, sendo que essa espécie apresentou pouca variação na abundância (Figura 10).

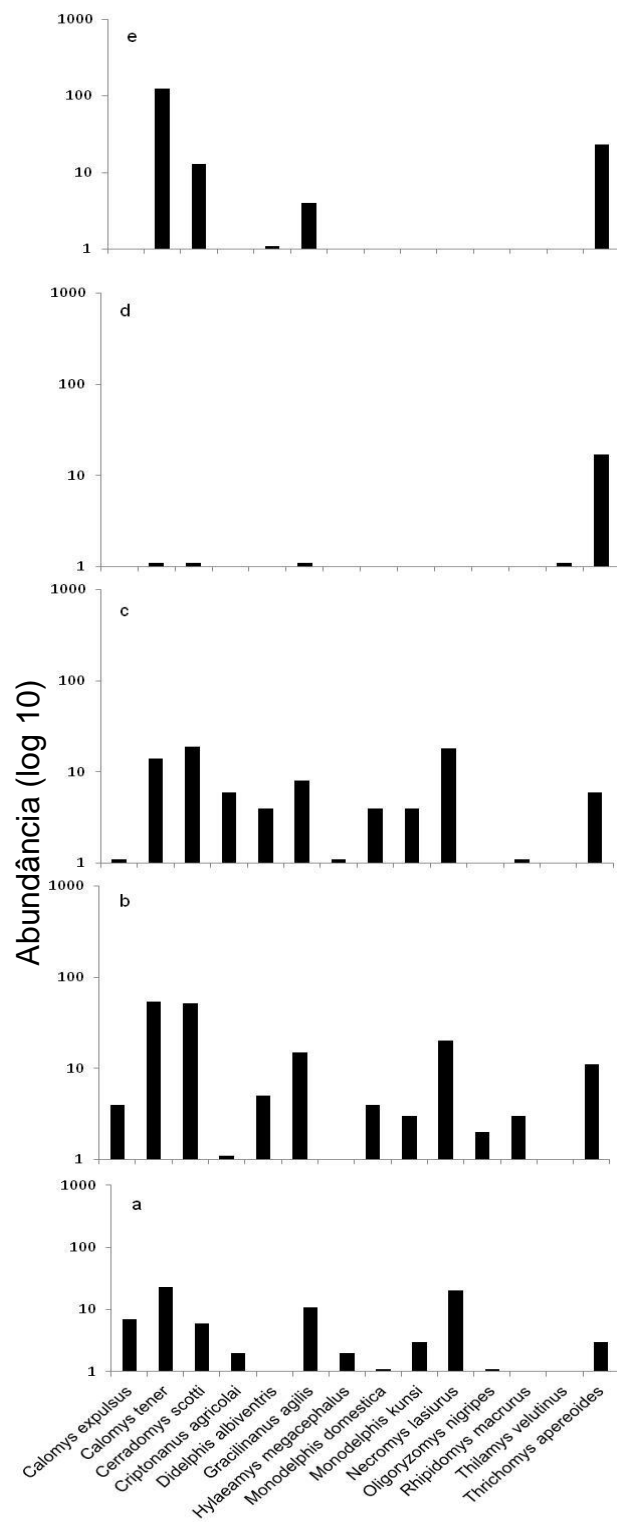


Figura 10 - Abundância das espécies da comunidade de pequenos mamíferos do cerrado, amostrado na Serra do Facão, entre 2008 e 2013; a - 1ª fase do estudo; b - 2ª fase; c - 3ª fase; d - 4ª fase; e - 5ª fase.

As espécies mais abundantes da mata foram *G. agilis* (n=170), *Hylaeamys megacephalus* (n=71) e *Oligoryzomys nigripes* (n=41). As duas primeiras mantiveram abundâncias elevadas até a terceira fase do estudo. Porém, na quarta fase, houve um forte declínio na abundância dessas espécies, que estiveram ausentes durante a última fase do estudo. Nesse período obtive o registros de uma única espécie, *Didelphis albiventres* apresentou poucos registros (n=4), (Figura 11).

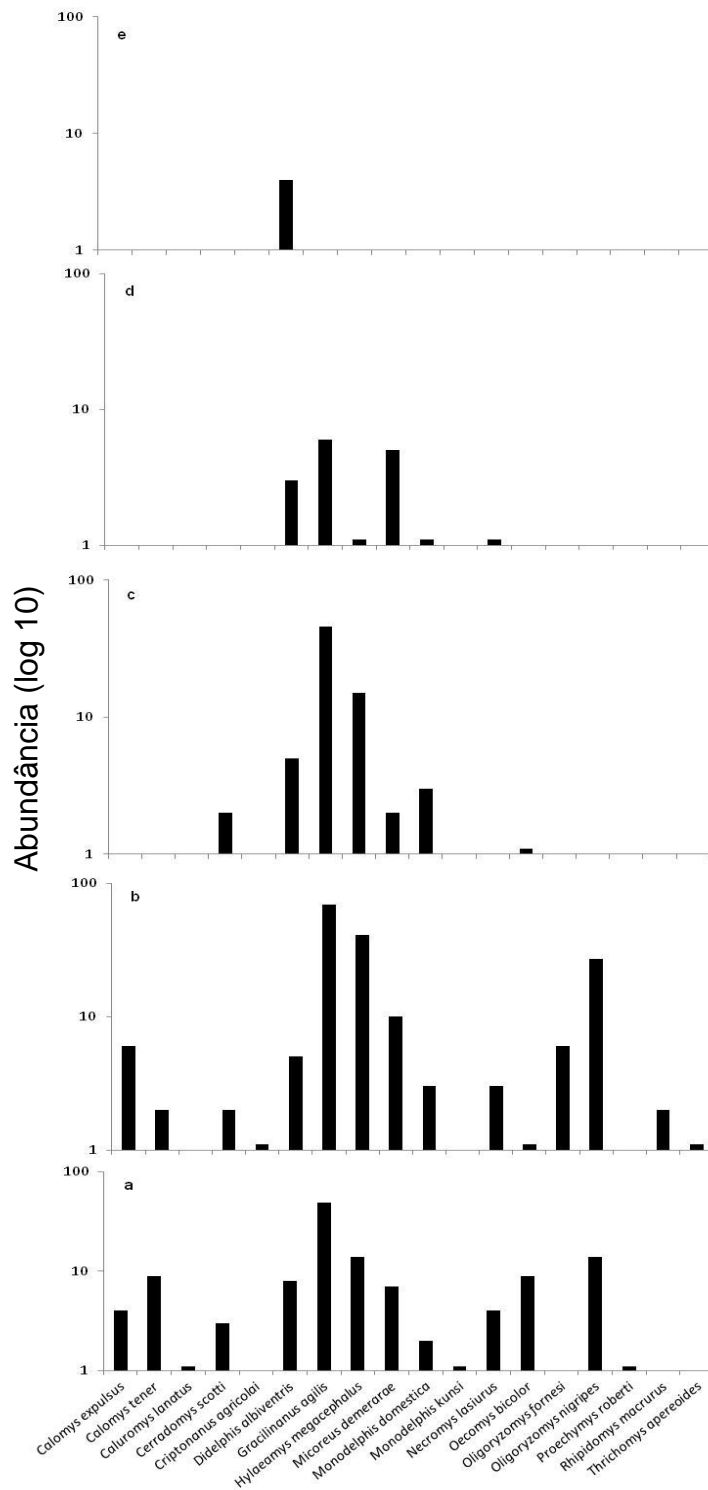


Figura 11 - Abundância das espécies da comunidade de pequenos mamíferos da mata, amostrados na Serra do Facão, entre 2008 e 2013; a - 1ª fase do estudo; b - 2ª fase; c - 3ª fase; d - 4ª fase; e - 5ª fase.

Dois modelos foram selecionados nas análises da dinâmica de comunidade dos pequenos mamíferos do cerrado. Tais modelos mostram que a persistência (P) das espécies variou em decorrência do impacto e também entre as guildas alimentares (Tabela 6). Portanto, as estimativas finais dos parâmetros foram obtidas pela média ponderada dos modelos candidatos (*model average*). As estimativas de persistência mantiveram-se altas durante o período de implantação do empreendimento, quando comparadas ao ano anterior à construção do mesmo. Entretanto, apresentaram decréscimo para as guildas após o enchimento do reservatório. Houve pequena variação da persistência entre as guildas, com maior persistência dos herbívoros em comparação com os onívoros (Tabela 7).

Tabela 6- Modelos selecionados entre os candidatos para posteriores estimativas de parâmetros comunitários dos pequenos mamíferos do cerrado. Estimativas de persistência das espécies (P), taxa de extinção local (y''), taxa de colonização ($1-y'$) e detectabilidade ($p=c$). Valor do Delta Akaike (ΔAIC_c), peso do modelo, número de parâmetros (Num.Par) e desviancia.

Model	ΔAIC_c	Peso	Num. Par	Dev.
P(<i>Impacto</i>) y'' (.) y' (.) $p=c$ (.)	0	0,47	8	699,94
P(<i>guilda+impacto</i>) y'' (.) y' (.) $p=c$ (.)	1,16	0,26	9	698,87

Tabela 7 – Estimativa de persistência das espécies (P) da comunidade de pequenos mamíferos no sítio de cerrado amostrado na Serra do Facão, entre 2008 e 2013.

Persistência (P)	Antes	Desm/Ench.	1o. após	2o. após	4o. após
Onívoros	0,99	0,99	0,74	0,99	0,92
Herbívoros	1,00	1,00	0,78	1,00	0,95

As taxa de extinção (y'') e taxa de colonização local ($1-y'$) foram constantes, não variando entre as diferentes fases do impacto, nem entre guildas. Uma pequena diferença pode ser observada com a taxa de extinção local maior que a taxa de colonização para as guildas (Tabela 8). Todos os modelos candidatos na seleção de modelos para os pequenos mamíferos de cerrado encontram-se no Anexo 1.

Tabela 8 - Estimativas parâmetros do delineamento robusto (*robust design - RD*) obtidos para a comunidade de pequenos mamíferos do ambiente de cerrado amostrado na Serra do Facão entre 2008 e 2013.

Parâmetros	Estimativas
Taxa de extinção local de onívoros e herbívoros (y'')	0,32
Taxa de colonização local de onívoros e herbívoros ($1-y'$)	0,30
Detectabilidade de onívoros e herbívoros	0,49

Nos modelos selecionados para o ambiente florestal, a persistência das espécies (P) variou somente por fase do impacto e foi constante para as guildas (Tabela 9). Esse parâmetro apresentou sua maior estimativa durante o período anterior à instalação do empreendimento e manteve-se alta durante o enchimento do reservatório. Nos dois primeiros anos após o enchimento houve decréscimo de cerca de 20% na taxa de persistência das espécies (P). No terceiro ano após a inundação, a taxa decaiu drasticamente (Tabela 10). As taxas de extinção (y'') e colonização local ($1-y'$) foram constantes, não variando entre períodos do impacto ou entre guildas alimentares. No caso da mata, a taxa de colonização ($1-y'$) foi maior que a taxa de extinção local (y'') (Tabela 11). Todos os modelos candidatos na seleção de modelos para pequenos mamíferos de mata estão no Anexo 2.

Tabela 9- Modelo selecionado entre os candidatos para posteriores estimativas de parâmetros comunitários dos pequenos mamíferos da mata. Estimativas de persistência das espécies (P), taxa de extinção local (y''), taxa de colonização ($1-y'$) e detectabilidade ($p=c$). Valor do Delta Akaike (ΔAIC_c), peso do modelo, número de parâmetros (Num.Par) e desviancia (Dev).

Model	ΔAIC_c	Peso	Num. Par	Dev.
$P(\text{Impacto}) y'' (\cdot) y' (\cdot) p=c (\cdot)$	0	0,41	8	670,36

Tabela 10 - Estimativa de persistência das espécies (P) da comunidade de pequenos mamíferos no sítio mata seca amostrado na Serra do Facão, durante os cinco anos do estudo, entre 2008 e 2013.

Persistência (P)	Antes	Desm/Ench.	1o. após	2o. após	3o. após
Onívoros e herbívoros	0,90	1,00	0,78	0,78	0

Tabela 11 - Estimativas parâmetros do delineamento robusto (*robust design - RD*) obtidos para a comunidade de pequenos mamíferos do ambiente de mata seca amostrado na Serra do Facão entre 2008 e 2013.

Parâmetros	Estimativas
Taxa de extinção local de onívoros e herbívoros (y'')	0,32
Taxa de colonização local de onívoros e herbívoros ($1-y'$)	0,45
Detectabilidade das espécies	0,48

Comparando as riquezas estimadas para o cerrado, constatei uma maior proporção de espécies herbívoras ao longo do estudo. Para as guildas alimentares, os maiores picos de registros foram observados nos períodos de implantação e enchimento do reservatório. Um ano após o alagamento houve declínio de herbívoros e de onívoros. Somente uma espécie de herbívoro (*Thrichomys apereoides*) foi registrada no cerrado durante a terceira e quarta fase do estudo. Durante a última fase, ou seja, no quarto ano após o enchimento do reservatório, ocorreu uma recuperação da riqueza de herbívoros no cerrado, com estimativas que variaram entre duas e quatro espécies. As espécies onívoras declinaram no ano posterior à inundação, e não apresentaram incremento nos registros (Figura 12). Durante a quarta e quinta fase do estudo, apenas uma única espécie onívora (*Didelphis albiventris*) foi registrada nas áreas de cerrado.

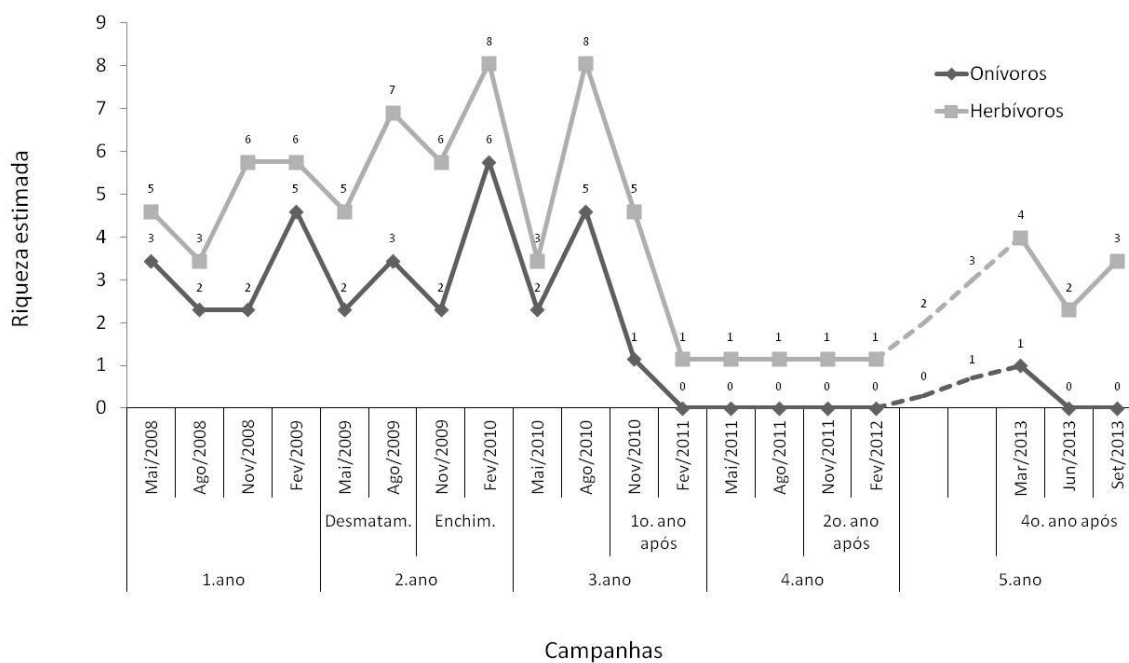


Figura 12 - Riqueza estimadas de espécies de pequenos mamíferos onívoros e herbívoros em ambiente de cerrado, durante as 19 campanhas do estudo.

Em relação à mata, registrei os maiores picos de riqueza entre o final da seca e o início das chuvas. Porém, os picos decresceram acentuadamente no decorrer das campanhas. Esse padrão foi observado tanto para onívoros, quanto para herbívoros. O maior pico de riqueza foi registrado durante o período anterior à construção do reservatório. Posteriormente, os valores decresceram para ambas as guildas, sendo que, a partir do primeiro ano após o enchimento, não foram mais obtidos registros de pequenos mamíferos na mata (Figura 13).

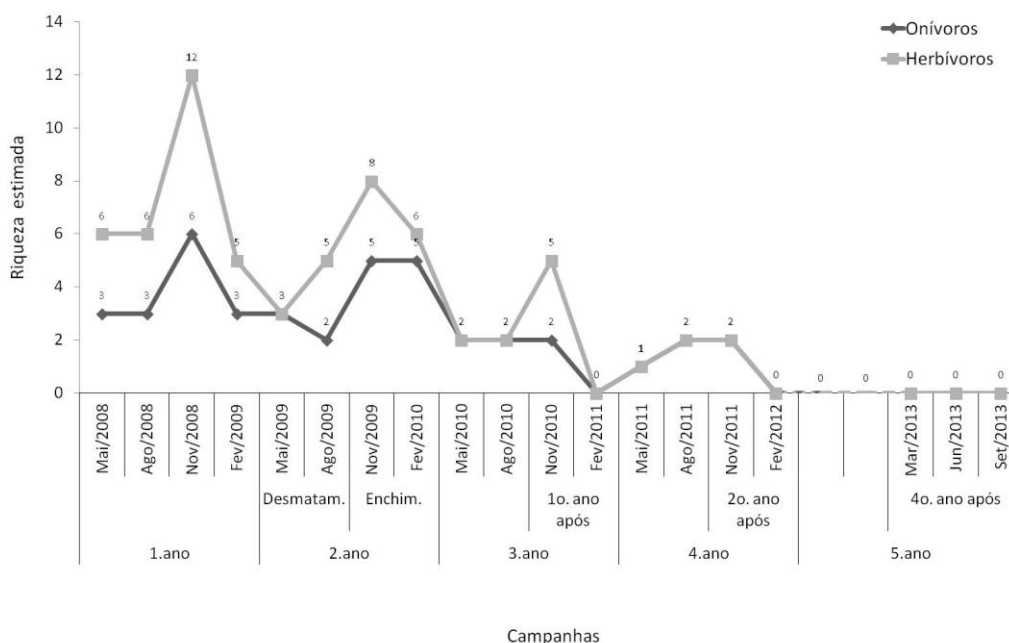


Figura 13- Riqueza estimada das espécies de pequenos mamíferos (onívoros e herbívoros) na mata, ao longo do estudo.

Verifiquei que as variáveis "impacto", "fitofisionomia" e a interação entre elas foram importantes na variação das estimativas da riqueza. A influência da variável "estação" foi controlada, pois a riqueza das comunidades de pequenos mamíferos responde diretamente à sazonalidade (Redford & Fonseca, 1986). A ausência da variável "esforço" no melhor modelo mostra que a diferença no esforço empreendido na amostragem dos pequenos mamíferos no cerrado e na mata não foi importante na variação dos dados da riqueza estimada. Os modelos confrontados na seleção estão no Anexo 3. O modelo mais plausível foi:

$$LMe(\text{riqueza} \sim \text{impacto} * \text{fitofisionomia}, \text{random} = \text{estação})$$

Houve redução da riqueza de pequenos mamíferos no cerrado no primeiro e segundo anos após o enchimento do reservatório. No ambiente florestal houve perda de

espécies no período de implantação do empreendimento (desmatamento e enchimento) e no terceiro ano após o enchimento do reservatório (Tabela 12). No cerrado foi observada uma ligeira recuperação na riqueza no terceiro ano após o enchimento do reservatório, enquanto na mata a perda de espécies foi completa.

Tabela 12 - Resultados do modelo selecionado dentre os modelos candidatos para explicar a variação na riqueza de pequenos mamíferos (g.l. = 27 para todas as comparações). desm.: desmatamento; ench.: enchimento.

	Estimativa	Error	t	P
Interceptação (riqueza cerrado antes)	8,06	1,75	4,60	< 0,001
riqueza cerrado construção do (desm./ench.)	1,91	1,67	1,14	0,2623
riqueza cerrado 1 ^o ano após inundação	-5,76	1,82	-3,17	< 0,01
riqueza cerrado 2 ^o ano após inundação	-8,03	2,27	-3,54	< 0,01
riqueza cerrado 3 ^o ano após inundação	-3,85	1,97	-1,96	0,0610
riqueza mata antes	2,96	1,82	1,63	0,1149
riqueza mata implantação (desm./ench.)	-4,82	2,35	-2,05	< 0,05
riqueza mata 1 ^o ano após inundação	-1,78	2,57	-0,69	0,4937
riqueza mata 2 ^o ano após inundação	-1,79	3,15	-0,57	0,5739
riqueza mata 3 ^o ano após inundação	-6,80	2,78	-2,45	< 0,05

4. DISCUSSÃO

A diminuição da riqueza no cerrado ocorreu um ano após a inundação do reservatório. Já no período anterior, entre as fases de desmatamento e enchimento, foram observados os maiores picos de riqueza, sugerindo um processo de adensamento das espécies após a perda de habitat gerada pela instalação do empreendimento. Esse processo é descrito na literatura científica como adensamento e é atribuído ao impacto da perda e fragmentação de habitats (Bierregaard, *et al.*, 1992; Stouffer & Bierregaard, 1995; Haegen & McKinley, 1996). Alguns trabalhos técnicos descreveram esse processo como resultante de intervenções antrópicas na paisagem, como no caso de estabelecimento de barragens (WCD, 2000; FUNATURA, 2000).

Os efeitos do impacto nas guildas alimentares mostraram que a taxa de persistência dos herbívoros foi um pouco maior que a dos onívoros. Isso se refletiu diretamente na recuperação da riqueza dos herbívoros ao longo do terceiro ano após o enchimento do reservatório (Figura 12). Apenas o roedor herbívoro *Thrichomys aperiodes* esteve presente no primeiro e segundo ano após o enchimento. Além disso, esse foi o roedor que apresentou a menor variação na abundância, tendo sido registrado em todas as fases do estudo (Figura 10), mostrando que essa espécie foi mais resistente ao impacto que as demais. Onívoros, apesar de serem generalistas na exploração de itens alimentares, foram mais suscetíveis às transformações causadas pelo empreendimento, em comparação às espécies que possuem dieta baseada apenas em itens vegetais. A ausência de onívoros, em contrapartida ao aumento dos registros de herbívoros, sugere que a recolonização do ambiente está sendo feita pelas espécies do nível trófico inferior. Por exemplo, *Calomys tener* apresentou incremento no tamanho populacional durante o quarto ano após a inundação, quando comparada às demais espécies do cerrado (Figura 10). Esse gênero de roedor é conhecido pelo potencial de recolonização de ambientes submetidos a perturbações, como áreas afetadas por queimadas (Vieira, 1999). Os eventos de entrada e saída de espécies na comunidade de pequenos mamíferos no cerrado apresentaram um padrão similar, independente da guilda alimentar. Entretanto, a perda de espécies na comunidade foi maior que a reposição (*turnover*), refletindo-se na baixa riqueza registrada no cerrado, principalmente durante todo o primeiro e segundo ano após o enchimento do reservatório (Figura 12).

Na mata, as taxas de persistência, extinção e de colonização local não variaram por guilda, indicando que o impacto gerado pelo enchimento do reservatório afetou as espécies de forma semelhante, independente do tipo de dieta. Houve uma forte queda na persistência das espécies no decorrer do tempo, refletida diretamente na acentuada diminuição da riqueza. Este processo pôde ser observado desde as primeiras etapas de

formação do reservatório, ou seja, no desmatamento e enchimento, onde a redução da riqueza foi contínua até a completa ausência de espécies, que ocorreu a partir do segundo ano após a inundação. Ao contrário do cerrado, no ambiente florestal não foi observado o adensamento de espécies. Isso se deve a um provável maior isolamento do fragmento de mata. Em paisagens onde os fragmentos apresentam maior conectividade, a diversidade de pequenos mamíferos tende a ser maior que em paisagens onde os fragmentos estão mais isolados (Pardini et al., 2005; Cárceres et al. 2013). No cerrado, a maior conectividade com fragmentos adjacentes pode ter proporcionado uma intensificação no trânsito de indivíduos de diferentes espécies nas áreas adjacentes ao reservatório, provocando o adensamento.

A interação entre variáveis “fisionomia” e “impacto” no modelo linear de efeito misto, selecionado para a variação da riqueza, indica que o impacto do reservatório atingiu a comunidade de pequenos mamíferos dos ambientes amostrados (cerrado e mata) de forma diferenciada, sendo que os efeitos foram mais contundentes na comunidade florestal (Passamani & Cerboncini, 2013). Os primeiros sinais de recolonização no cerrado foram observados durante o quarto ano após enchimento. No outro extremo, o ambiente florestal teve a maior riqueza registrada no período anterior à construção do reservatório, mas apresentou uma perda contínua das espécies, já no início do desmatamento e enchimento do reservatório. Desde então, não foi observado nenhum sinal de recolonização desse ambiente. Tal resultado mostra claramente a maior suscetibilidade da comunidade de pequenos mamíferos florestais, frente o impacto gerado pela usina hidroelétrica.

O impacto de hidroelétricas em comunidades de mamíferos tem sido objeto de investigação de vários estudos, os quais indicam que há uma diminuição da riqueza e da abundância de diversas espécies (Cosson et al., 1999; Fournier-Chambrillon et al., 2000;

Alho, 2011; Andriolo et al., 2013). A perda de diversidade de pequenos mamíferos em áreas afetadas por empreendimentos hidroelétricos pode ser causada pelo aumento da predação, principalmente por predadores de médio porte (Passamani & Cerboncini, 2013) bem como pelo aumento da competição por recursos (Sá, 1995; Alho, 2011; Andriolo et al., 2013), os quais tendem a se tornar mais escassos após a inundação provocada pelas barragens. Num estudo realizado na hidroelétrica de Luis Eduardo Magalhães, no estado de Tocantins, a riqueza de pequenos mamíferos no ambiente florestal também decaiu a partir da implantação do reservatório, sendo que esta redução de espécies foi atribuída ao aumento da predação, especialmente pelo mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) (Passamani & Cerboncini, 2013), mamífero mesopredador. Somado a este, outros fatores podem contribuir para a perda de espécies, por exemplo, o aumento na competição por recursos ecológicos, como alimento, espaço e demais fatores vitais, provocado pelo isolamento de habitats (Sá, 1995; FUNATURA, 2000; Alho, 2011). O possível aumento da competição por recursos na Serra do Facão é sugerido pela alternância nos modelos de distribuição de frequências selecionados para cada uma das fases do estudo (Tabela 3 e 4). Tanto para o cerrado, quanto para a floresta, os modelos selecionados nas primeiras fases são característicos de comunidades em equilíbrio, enquanto nas últimas fases foram selecionados modelos extremos de distribuição de frequência, típicos de comunidades alteradas por distúrbios naturais ou antrópico, com sobreposição de nichos e exclusão competitiva (Magurran, 1989).

Os ambientes florestais correspondem apenas a 5% da superfície do Cerrado (Ribeiro et al., 2001), mas abrigam cerca de 80% das espécies mamíferos do bioma (Redford & Fonseca, 1986). O principal impacto causado pela inundação de ambientes terrestres na Serra do Facão foi a perda e fragmentação de habitats. Esse processo causa distúrbios nos padrões de riqueza e estruturação de comunidades de pequenos mamíferos (Gascon et al., 1999; Pires et al 2002; Pardini et al., 2005), sendo que os principais

fatores determinantes sobre os padrões de diversidade estão relacionados com o tamanho e conectividade dos fragmentos (Cáceres et al., 2013). Nesse sentido, levando em conta o alagamento provocado pelo reservatório do AHE Serra do Facão, é possível que a comunidade dos pequenos mamíferos da mata tenha sofrido mais com os efeitos do impacto, devido o menor tamanho e menor conectividade dos fragmentos remanescentes de mata, quando comparado ao cerrado.

Apesar do papel relevante na regulação e manutenção dos ecossistemas desempenhado pelos pequenos mamíferos, o grupo é altamente sensível ao impacto de hidrelétricas (Sá, 1995; Cosson, 1999; Passamani & Cerboncini, 2013). Com a perda destes organismos, diversas funções ecológicas, como a dispersão de sementes (Brewer, 2001) e a manutenção de populações de seus predadores, são perdidas, com efeitos profundos na dinâmica e resiliência dos ecossistemas.

As alterações ambientais geradas pelas atividades humanas promovem impactos diversos sobre as populações de espécies animais, podendo ocasionar até mesmo extinções locais (Whitmore & Sayer, 1992). As taxas de perda associadas à fragmentação de habitats estão ocorrendo de forma tão acelerada que, nas próximas décadas, poderá ocorrer a extinção de cerca de 30% das espécies dos grandes ecossistemas do planeta (Myers et al., 2000). Com a ampliação da demanda energética houve um impulso à criação de mais reservatórios de usinas hidrelétricas. Tais empreendimentos estão diretamente relacionados à perda e fragmentação de habitats. Dessa forma, são necessários estudos de longo prazo, como o atual, para avaliar os impactos de hidrelétricas sobre as comunidades faunísticas, possibilitando uma melhor compreensão dos efeitos desse tipo de empreendimento sobre a biodiversidade.

5. CONCLUSÕES

1. Com a construção do empreendimento hidrelétrico houve perda de espécies de pequenos mamíferos nas comunidades de cerrado e de mata.
2. No cerrado foi observado o adensamento de espécies durante as fases de supressão da vegetação e enchimento do reservatório.
3. A riqueza na mata apresentou decréscimo contínuo logo nas primeiras atividades da construção da barragem (supressão da vegetação e enchimento do reservatório).
4. No cerrado, após um longo período com a presença de apenas uma única espécie de roedor, houve a recolonização da área por pequenos mamíferos herbívoros, a partir do terceiro ano após a inundação.
5. As espécies onívoras não retornaram, sugerindo limites ecológicos para associados à formação do reservatório para tais espécies.
6. Todas as espécies no ambiente florestal foram perdidas e não foi observada a recolonização nesse ambiente até o presente momento. Desta forma, os impactos do empreendimento hidrelétrico foram mais severos para pequenos mamíferos florestais.
7. O maior isolamento do habitat florestal, comparado ao cerrado, pode ter resultado na maior suscetibilidade dos pequenos mamíferos da mata, frente aos impactos do reservatório.
8. Os primeiros sinais de retorno das espécies para os remanescentes de vegetação nativa nas adjacências do reservatório estão sendo observados no cerrado. Nesse sentido, a continuidade do estudo é importante verificar quais as espécies que permanecerão no ambiente, quais retornarão mais tardiamente e quais foram, de fato, perdidas.

9. Na mata, o fato de ter sido observado sinais de recolonização dos pequenos mamíferos, mostra a importância da realização de novas amostragens no futuro.

10. São necessários estudos em longo prazo para a investigação dos efeitos das barragens sobre a biodiversidade.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA, 2007. Caderno de Recursos hídricos 3. Agência Nacional das Águas. Brasília - DF.
- ANDRIOLO, A; PIOVEZAN, U; Costa, M.J.R.P; Torres, H. A; Vogliotti, A; Zerbini, A. N.; Duarte, J. M. B. 2013. Severe population decline of marsh deer, *Blastocerus dichotomus* (Cetartiodactyla: Cervidae), a threatened species, caused by flooding related to a hydroelectric power plant. *Zoologia* 30 (6): 630-638.
- ALHO, C. J. R. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: A review. *Oecol. Aust.*, 15(3): 593-604.
- BIERREGAARD, R. O., LOVEJOY, T. E., KAPOV, V., SANTOS, A.A. & HUTCHINGS, R. W. (1992). The biological dynamics of tropical forest fragments. A prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience* 42, 859–866.
- BRANDÃO, R. A. 2002; Monitoramento das populações de lagartos (Sauria) no Aproveitamento Hidrelétrico de Serra da Mesa, Minaçu, Goiás. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília -DF.
- BRANDÃO, R. A. & ARAÚJO, A. F. B. (2008). Changes in anuran species richness and abundance resulting from hydroelectric dam flooding in Central Brazil. *Biotropica*, 40: 263-266.
- BREWER, S. W. 2001. Predation and dispersal of large and small seeds of a tropical palm. *Oikos* 92: 245–255.
- BROWN, K.S., HUTCHINGS, R.W., 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: Laurance, W.F., Bierregaard Jr., R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 91-110.
- CÁCERES, N. C., NAPOLI, R. P., CASELLA, J. & HANNIBAL, W., 2013. Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil. *Journal of Natural History*, Vol. 44, 491–512 pp.
- COOCH, E. & WHITE, G. 2011. Program Mark: A Gentle Introduction. 9th Edição
- CORLETT, R. T. 2000. Environmental heterogeneity and species survival in degraded tropical landscapes. In: M. J. Hutchings, E. A. John E A. J. A. Stewart (eds). *The ecological consequences of environmental heterogeneity*. Pp. 333-3355. British Ecological Society, Londres.
- COSSON, J.F; RINGUET, S; CLAESSENS, O; MASSARY, J. C; DALECKY, A; VILLIERS, J. F; GRANJON, L; PONS, J.M. 1999. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation*, 91: 213-222.

- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD JR, R. O., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91(2), 223-229.
- FOURNIER-CHAMBRILLON, C.; FOUNIER, P; GAILLARD, J; GENTY, C; HANSEN, E; VIÉ, J. 2000. Mammal trap efficiency during the fragmentation by flooding of a neotropical rain forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 16:841-851.
- FUNATURA, 2000. Estudos de populações animais na área de influência do AHE Serra da Mesa: Caracterização e avaliação dos impactos sobre a fauna de répteis, aves e mamíferos. Relatório Técnico, Fundação Pró-Natureza, Bras 49 p.
- GRIBEL, R., 1993. Os mamíferos silvestres e as grandes barragens na Amazônia_ In: Ferreira, E.J.G., Santos, G.M., Leão, E.L.M., Oliveira, L.A. (eds.), *Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia, vol. 2*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brazil, pp 125–140.
- HASS, A. 2002. Efeitos da criação do Reservatório d UHE Serra da Mesa (Goiás) sobre a comunidade de aves. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. Tese de Doutorado.
- HAEGEN W.M.V. and McKinley P.S. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology*, 10: 188-202.
- KENDALL, W. L. 2001. The Robust Design for capture-recapture studies: analysis using program MARK. Pp. 357-360. 2nd International Wildlife Management Congress. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- LAMBERT, T. D., ADLER, G. H., RIVEROS, L. M., LOPEZ, L., ASCANIO, R. & TERBORGH, J., 2003. Rodentes tropical land-bridge islands. *Journal of Zoology* 260: 179-187.
- LAURANCE, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biol. Conserv.*, 57, 205-19.
- LAURANCE, W.F., 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 69, 23–32.
- LINS, A. C. R. Condição corporal e assimetria flutuante de lagartos em áreas de Cerrado contínuas e fragmentadas na UHE Serra da Mesa, Minaçu, GO. Dissertação de Mestrado. Brasília: Universidade de Brasília, 2012.
- LOVEJOY, T.E., BIERREGAARD JR., R.O., RYLANDS, A.B., QUINTELA, C.E., HARPER, L.H., BROWN JR., K.S., POWELL, A.H., POWELL, G.V.N., SCHUBART, H.O.R., HAYS, M.B., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon Forest fragments. In: Soule´ , M.E. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, pp. 257–285.

- MAGURRAN, A.E. 1989. *Ecological Diversity and its Measurement*. New Jersey: Princeton University Press, 179 p. Kendall, 2001
- MARINHO-FILHO, J., RODRIGUES, F.H. & JUAREZ, K. M. 2002. The Cerrado mammals: Diversity, ecology, and natural history. In: OLIVEIRA, P.S. & R.J. MARQUIS. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press. New York.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G. FONSECA, G.A. B.& KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 845 – 853).
- PARDINI R, SOUZA SM, BRAGA-NETO R, METZGER JP. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biol Cons.* 124:253–266.
- PAGLIA, A. P. ET AL.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; HERRMANM, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L. M.; TAVARES, V. C.; METTERMEIER, R. A. & PATTON, J., 2012. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil, 2ª edição*. Conservação Internacional.
- PINHEIRO, J.; BATES, D. & DEBROY, S. 2011. Deepayan Sarkar and R Development Core Team. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-98.
- PIRES AS, LIRA PK, FERNANDEZ FAS, SCHITTINI GM, OLIVEIRA LC. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biol Cons.* 108:229–237.
- PASSAMANI, M. & CERBONCINI, R. A. S., 2013. The effects of the creation of a hydroelectric dam on small mammals' communities in central Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 8(1):9-16.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org/>. package="stats"
- RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L. & SOUSA-SILVA, J.C. (Eds.) 2001. *Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria*. Embrapa Cerrados, Planaltina, 899p.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In: Sano, S. M., Almeida, S. P & Ribeiro. J. F. (eds). Cerrado: Ecologia e Flora*. Planaltina, DF. Embrapa Cerrados. pp.153-212.
- REDFORD, K. H. & FONSECA, G. A. B. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica*, 18(2): 126-135.
- SANTORO, G. R. C. C. 2012. Mudanças temporais, após 13 anos de insularização, em comunidades de lagartos (Squamata) em ilhas formadas por um grande reservatório no Brasil central. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília Brasília-DF,.

- SÁ, R. M. L. 1995. Effects of the Samuel hydroelectric dam on mammal and bird communities in a heterogeneous Amazonian lowland forest. Tese de Doutorado. Gainesville: University of Florida, 140 p.
- SIEVING, K.E., KARR, J.R., 1997. Avian extinction and persistence mechanisms in lowland Panama. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 156–170.
- STEVENS, S. M. & HUSBAND, T. P., 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85 (1998) 1-8.
- STOUFFER, P.C. & BIERREGAARD, R. O. J. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76, 2429–2445.
- TURNER, I.M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33, 200–209.
- TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation synergisms and the impoverishment of Neotropical Forest. *Biodiversity and Conservation* 13: 1419 – 1425.
- TABARELLI, M. & GASCON, C. 2005. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade*, v. 1 pp 181 – 188.
- TROLLE, M., BISSARO, M.C. & PRADO, H.C. 2007. Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodivers. Conserv.* 16(4):1205-1211.
- WHITE, G. C. & BURNHAM, K. P. 1999. Program Mark: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird study*, 46: 120-139.
- WHITMORE, T.C. & SAYER, J.A. (1992) *Tropical Deforestation and Species Extinction*. Chapman & Hall, London. xvii + 147 pp.
- WCD, 2000. *World Commission on Dams, Dams and Development* (Earthscan, London, 2000).
- VENABLES, W. N.; SMITH, D. M. & R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2013. An introduction to R. *Notes on R: A programming environment for data analysis and graphics*. Versão 2.2.1. Network Theory Limited, Bristol, United Kingdom, 97p.
- VIEIRA, E. M. 1999. Small mammals communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*, 249: 75-81.
- ZUUR, A., IENO, E., WALKER, N., SAVELIEV, A. & SMITH, G. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.

ANEXO 1 - Modelos candidatos para estimativas de parâmetros comunitários dos pequenos mamíferos do cerrado. Estimativas de persistência das espécies (P), taxa de extinção local (γ''), taxa de colonização ($1 - \gamma'$) e detectabilidade ($p=c$). Valor do Delta Akaike (ΔAIC_c), peso do modelo, número de parâmetros (Num.Par) e desviância.

Model	ΔAIC	AICc Weights	Num. Par	Deviance
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	0.00	0.47	8.00	699.94
$\{P(\text{guilda+impacto}) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	1.16	0.26	9.00	698.87
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	3.71	0.07	10.00	699.16
$\{P(\cdot) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	4.20	0.06	12.00	695.03
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	5.20	0.03	11.00	698.35
$\{P(\text{guilda}) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	5.99	0.02	13.00	694.47
$\{P(\cdot) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	7.12	0.01	4.00	715.73
$\{P(\cdot) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	7.27	0.01	14.00	693.37
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	7.82	0.01	13.00	696.30
$\{P(\text{guilda}) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	8.09	0.01	5.00	714.57
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	8.70	0.01	16.00	689.93
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	9.25	0.00	7.00	711.41
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	9.33	0.00	17.00	688.07
$\{P(g) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	9.64	0.00	15.00	693.32
$\{P(\cdot) \gamma''(g) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	9.99	0.00	6.00	714.32
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	10.37	0.00	8.00	710.31
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	10.67	0.00	8.00	710.61
$\{P(\text{guilda}) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	11.72	0.00	7.00	713.87
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	12.08	0.00	9.00	709.78
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	12.30	0.00	15.00	695.98
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	12.67	0.00	18.00	688.90
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	14.27	0.00	19.00	687.96
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	16.76	0.00	11.00	709.91
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	16.82	0.00	12.00	707.65
$\{P(\cdot) \gamma'' = \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	17.12	0.00	3.00	727.82
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	17.46	0.00	12.00	708.29
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	17.48	0.00	21.00	685.96
$\{P(\text{guilda}) \gamma'' = \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	17.96	0.00	4.00	726.57
$\{P(\cdot) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	18.15	0.00	4.00	726.76
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	18.44	0.00	12.00	709.27
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	18.84	0.00	13.00	707.32
$\{P(\text{guilda}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	19.28	0.00	5.00	725.76
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	19.48	0.00	13.00	707.95
$\{P(\cdot) \gamma''(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	21.72	0.00	22.00	687.55
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	22.47	0.00	16.00	703.70
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	22.65	0.00	23.00	685.78
$\{P(\cdot) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	23.20	0.00	12.00	714.03

$\{P(.) \gamma'' = \gamma'(impacto) p=c(.)\}$	23.35	0.00	7.00	725.50
$\{P(.) \gamma'' = \gamma'(guilda + impacto) p=c(.)\}$	23.72	0.00	8.00	723.66
$\{P(guilda) \gamma'' = \gamma'(impacto) p=c(.)\}$	24.32	0.00	8.00	724.27
$\{P(guilda) \gamma''(guilda * impacto) \gamma'(guilda * impacto) p=c(.)\}$	24.36	0.00	23.00	687.49
$\{P(guilda) \gamma'' = \gamma'(guilda * impacto) p=c(.)\}$	24.60	0.00	13.00	713.08
$\{P(guilda * impacto) \gamma'' = \gamma'(impacto) p=c(.)\}$	24.63	0.00	16.00	705.86
$\{P(guilda + impacto) \gamma'' = \gamma'(guilda * impacto) p=c(.)\}$	24.90	0.00	17.00	703.65
$\{P(guilda) \gamma'' = \gamma'(guilda + impacto) p=c(.)\}$	25.31	0.00	9.00	723.01
$\{P(guilda * impacto) \gamma'' = \gamma'(guilda + impacto) p=c(.)\}$	26.75	0.00	17.00	705.50
$\{P(guilda + impacto) \gamma''(guilda * impacto) \gamma'(guilda * impacto) p=c(.)\}$	31.09	0.00	27.00	683.07
$\{P(guilda * impacto) \gamma'' = \gamma'(guilda * impacto) p=c(.)\}$	34.78	0.00	21.00	703.27
$\{P(impacto) \gamma''(guilda * impacto) \gamma'(guilda * impacto) p=c(.)\}$	39.86	0.00	30.00	683.04
$\{P(guilda * impacto) \gamma''(guilda * impacto) \gamma'(guilda * impacto) p=c(.)\}$	42.88	0.00	31.00	683.04
$\{P(impacto) \gamma'' = \gamma = 0 p=c(.)\}$	56.78	0.00	7.00	758.93
$\{P(guilda + impacto) \gamma'' = \gamma = 0 p=c(.)\}$	57.47	0.00	8.00	757.41
$\{P(guilda) \gamma'' = \gamma = 0 p=c(.)\}$	63.32	0.00	3.00	774.03
$\{P(guilda * impacto) \gamma'' = \gamma = 0 p=c(.)\}$	63.71	0.00	12.00	754.54
$\{P(.) \gamma'' = \gamma = 0 p=c(.)\}$	64.74	0.00	3.00	775.45

ANEXO 2 - Modelos candidatos para estimativas de parâmetros comunitários dos pequenos mamíferos do mata. Estimativas de persistência das espécies (P), taxa de extinção local (γ''), taxa de colonização ($1 - \gamma'$) e detectabilidade ($p=c$). Valor do Delta Akaike (ΔAIC_c), peso do modelo, número de parâmetros (Num.Par) e desviância.

Model	Delta AICc	AICc Weights	Num. Par	Deviance
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	0.00	0.41	8.00	670.36
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	2.17	0.14	9.00	670.28
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	7.67	0.01	8.00	673.62
$\{P(\cdot) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	7.79	0.01	4.00	682.45
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	7.95	0.01	10.00	669.36
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	9.10	0.01	11.00	668.20
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{g}) p=c(\cdot)\}$	9.90	0.00	9.00	673.59
$\{P(\text{guilda}) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	9.90	0.00	5.00	682.43
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	10.16	0.00	12.00	666.91
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	10.25	0.00	11.00	669.35
$\{P(\cdot) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	10.83	0.00	6.00	681.19
$\{P(\cdot) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	11.36	0.00	6.00	681.73
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	11.37	0.00	12.00	668.12
$\{P(\cdot) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	12.22	0.00	4.00	686.88
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	12.49	0.00	13.00	666.87
$\{P(\text{guilda}) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	13.56	0.00	7.00	681.73
$\{P(\cdot) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	13.87	0.00	12.00	670.62
$\{P(\cdot) \gamma'' = \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	13.97	0.00	7.00	682.14
$\{P(\text{guilda}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	14.36	0.00	5.00	686.88
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\cdot) \gamma'(\cdot) p=c(\cdot)\}$	15.60	0.00	13.00	669.98
$\{P(\text{guilda}) \gamma'' = \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	16.19	0.00	8.00	682.13
$\{P(\text{guilda}) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	16.22	0.00	13.00	670.60
$\{P(\text{guilda}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	17.49	0.00	9.00	681.18
$\{P(\cdot) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	17.77	0.00	14.00	669.73
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	18.73	0.00	17.00	663.25
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	18.96	0.00	13.00	673.33
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda}) \gamma'(\text{guilda}) p=c(\cdot)\}$	19.57	0.00	15.00	669.08
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	19.68	0.00	16.00	666.72
$\{P(\text{g}) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	20.20	0.00	15.00	669.72
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	20.32	0.00	18.00	662.29
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	20.32	0.00	18.00	662.29
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	20.81	0.00	16.00	667.84
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	22.13	0.00	17.00	666.65
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	22.15	0.00	17.00	666.66
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	22.85	0.00	19.00	662.23
$\{P(\cdot) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	24.13	0.00	12.00	680.89
$\{P(\text{guilda}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	26.51	0.00	13.00	680.89
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\text{impacto}) \gamma'(\text{impacto}) p=c(\cdot)\}$	28.89	0.00	21.00	662.97

$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'' = \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto})p=c(\cdot)\}$	32.32	0.00	21.00	666.39
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} + \text{impacto})p=c(\cdot)\}$	33.32	0.00	23.00	661.94
$\{P(\cdot) \gamma''(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto})p=c(\cdot)\}$	37.85	0.00	22.00	669.22
$\{P(\text{guilda}) \gamma''(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto})p=c(\cdot)\}$	40.54	0.00	23.00	669.16
$\{P(\text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto})p=c(\cdot)\}$	42.06	0.00	26.00	662.18
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto})p=c(\cdot)\}$	44.92	0.00	27.00	662.12
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma''(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'(\text{guilda} * \text{impacto})p=c(\cdot)\}$	56.79	0.00	31.00	661.84
$\{P(\cdot) \gamma'' = \gamma = 0p=c(\cdot)\}$	17826.04	0.00	2.00	18504.88
$\{P(\text{guilda}) \gamma'' = \gamma = 0p=c(\cdot)\}$	17827.51	0.00	3.00	18504.27
$\{P(\text{impacto}) \gamma'' = \gamma = 0p=c(\cdot)\}$	17833.64	0.00	6.00	18504.00
$\{P(\text{guilda} + \text{impacto}) \gamma'' = \gamma = 0p=c(\cdot)\}$	17835.15	0.00	7.00	18503.32
$\{P(\text{guilda} * \text{impacto}) \gamma'' = \gamma = 0p=c(\cdot)\}$	17844.22	0.00	11.00	18503.32

ANEXO 3 - Modelos lineares de efeito mixto (*Linear mixed-effects models* (LME)) candidatos para a variação riqueza da comunidade de pequenos mamíferos da Serra do Facão.

Modelos	DF	AIC
m1 = lme(total~imp*fisionomia,random=(~1+esforco estacao),method="REML")	14	175.1402
m2 = lme(total~imp*fisionomia,random=(~1 estacao),method="REML")*	12	171.1402
m3 = lme(total~imp*fisionomia,random=(~1 esforco),method="REML")	12	175.2337

* Modelo selecionado.