

FAGNER CORREIA D'ARC

**OS LAGOS ARTIFICIAIS DE PEQUENAS CENTRAIS
HIDRELÉTRICAS ALTERAM A COMUNIDADE DE
MORCEGOS (MAMMALIA: CHIROPTERA) DO
CERRADO?**

**Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado
(Mestrado Profissional)**

**Urutaí (GO)
2018**





Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano

Reitor

Prof. Dr. Vicente Pereira Almeida

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação e Inovação

Prof. Dr. Fabiano Guimarães Silva

Campus Urutaí

Diretor Geral

Prof. Dr. Gilson Dourado da Silva

Diretor de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação

Prof. Dr. André Luís da Silva Castro

Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado

Coordenador

Prof. Dr. Ivandilson Pessoa Pinto de Menezes

FAGNER CORREIA D'ARC

**OS LAGOS ARTIFICIAIS DE PEQUENAS CENTRAIS
HIDRELÉTRICAS ALTERAM A COMUNIDADE DE
MORCEGOS (MAMMALIA: CHIROPTERA) DO CERRADO?**

Orientador

Prof. Dr. **Daniel Paiva Silva**

Co-Orientadora

Prof. Dra. **Poliana Mendes**

Dissertação apresentada ao Instituto Federal Goiano –
Campus Urutaí, como parte das exigências do Programa
de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais
do Cerrado para obtenção do título de Mestre.

Urutaí, GO

2018

Os direitos de tradução e reprodução reservados.

Nenhuma parte desta publicação poderá ser gravada, armazenada em sistemas eletrônicos, fotocopiada ou reproduzida por meios mecânicos ou eletrônicos ou utilizada sem a observância das normas de direito autoral.

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIB/IF Goiano**

D214l D'arc, Fagner Correia.

Os lagos artificiais de pequenas centrais hidrelétricas alteram a comunidade de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Cerrado? [Manuscrito] / Fagner Correia D'arc. -- Urutaí, GO: IF Goiano, 2018.

51 fls.

Orientador: Dr. Daniel Paiva Silva

Coorientadora: Dra. Poliana Mendes

Dissertação (Mestrado em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado) – Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí, 2018.

1. Represas. 2. Brasil. 3. Energia hidrelétrica. 4. Perda de habitat. I. Título.


CDU 57

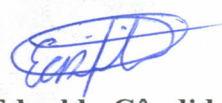


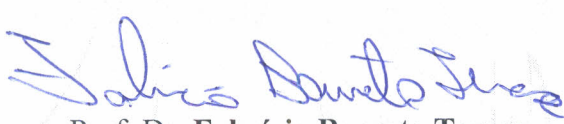
FICHA DE APROVAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Título da dissertação:	Os Lagos artificiais de Pequenas centrais hidro-elétricas Alteram a comunidade de morcegos (MAMMALIA: CHIROPTERA) do CERRADO?
Orientador:	Prof. Dr. Daniel Paiva Silva
Coorientadora:	Prof. ^a Dra. Poliana Mendes
Autor:	Fagner Correia D'arc

Dissertação de Mestrado **APROVADA** em **28 de fevereiro de 2018**, como parte das exigências para obtenção do Título de **MESTRE EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, pela Banca Examinadora especificada a seguir:


 Prof. Dr. **Daniel Paiva Silva**
 Instituto Federal Goiano – Campus Urutaí
 Presidente


 Prof. Dr. **Ednaldo Cândido Rocha**
 Universidade Estadual de Goiás – Campus Ipameri
 Membro titular


 Prof. Dr. **Fabrício Barreto Teresa**
 Universidade Estadual de Goiás – Campus Anápolis
 Membro titular

Aos colegas biólogos que atuam em campo, que muitas horas se dedicam e tampouco são reconhecidos por seus esforços.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é fruto da boa vontade de muitas pessoas que se dispuseram a me ajudar, que acabaram dedicando parte de seu tempo confiando no sucesso desse projeto, por isso agradeço a cada um.

Não poderia iniciar essa parte sem agradecer meus orientadores, Daniel Paiva e Poliana Mendes, que tiveram a difícil tarefa de me ensinar. Muito obrigado por toda ajuda e, principalmente, pela paciência. Não menos merecedor, agradeço meu amigo e também orientador de muitos outros projetos, Marlon Zortéa, que também contribuiu bastante com este trabalho.

À minha amiga, esposa e eterna companheira Nágilla Ferro, obrigado pela paciência, pela preocupação, pelo apoio e pela compreensão. Obrigado por ter me acompanhado sempre durante as madrugadas e finais de semana de trabalho. Você não faz ideia de como sua atitude me deu força e paciência.

À minha amada mãe, que em todas etapas da vida me deu apoio para hoje eu pudesse concluir esse projeto.

Ao meu amigo Henrique Carvalho, que me deu uma força tremenda com os testes estatísticos e com todos os softwares. Sua ajuda e seus ensinamentos foram cruciais. Muitíssimo obrigado.

Ao Centro Tecnológico de Engenharia, que sem seu apoio este projeto jamais teria acontecido. Obrigado por ter sido minha fonte renda, de amigos e de novas oportunidades durante esses dez anos. Ao Sr. Fausto Sarmiento, Sr.^a Heloisa Gusmão, Sr. José Olímpio, Flávio, Conrado e Paulo Henrique, obrigado por compreenderem cada ausência e por cada dica que me deram. Ainda nesta empresa, agradeço ao colega Jose Délio, por ter ajudado nas classificações das paisagens. Seu profissionalismo e boa vontade são brilhantes.

À todos meus amigos de turma. Adorei todos os momentos em que estivemos juntos. Jamais me esquecerei das aulas, almoços e cafés. Adorei conhecer e fazer parte de suas histórias. Esta foi a parte mais gostosa desse processo. Um especial obrigado aos amigos (as): Alessandro, Aníbal, Ana Paula, Luíza e Paulo, por terem me ajudado bastante nas correrias finais. Aos amigos que aqui o fiz, muito obrigado.

Ao PPG-CRENAC, que na figura dos professores, proporcionou sucesso a todos nós. Tenho plena certeza que este seletivo time contribuiu para minha qualificação profissional e acadêmica. Espero retribuir sempre que possível. Meu muito obrigado.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	4
3. RESULTADOS	8
4. DISCUSSÃO.....	15
5. CONCLUSÃO	19
6. REFERÊNCIAS.....	20
7. ANEXOS.....	25

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização dos lagos artificiais das PCHs instaladas em áreas do Cerrado (em cinza), consideradas neste estudo. Legenda: PCHs Fazenda Velha (1), Jataí (2), Santo Antônio (3), Retiro Velho (4), Queixada (5), Pontal do Prata (6), Irara (7), Unaí (8), Mambaí (9) e Galheiros (10). 5
- Figura 2.** Frequência de captura das espécies de morcegos nas áreas amostradas. 12
- Figura 3.** Curvas cumulativas pelo método da rarefação (1.000 randomizações) da riqueza observada (*Mao Tao*) antes (A) e após (B) e da riqueza estimada (*Jackknife 1*) antes (C) e após (D) a implantação das PCHs. As barras representam o Intervalo de Confiança de cada valor médio que é 95% da associação à estimativa. 13
- Figura 4.** Valores médios na frequência de captura das Guildas frugívoras (A) e hematófaga (B), evidenciando-se a fase e sazonalidade climática regional. As barras denotam o intervalo de confiança de 95% em torno das médias. 14
- Figura 5.** Gráfico de ordenação por NMDS baseado na distância Bray-Curts das frequências de capturas obtidas no período chuvoso (A; estresse = 0,466) e seco (B; estresse = 0,440)... 14

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Quantificação das classes de ocupação do solo num perímetro de 5km a partir do eixo central dos barramentos das dez usinas em estudo.....	6
Tabela 2. Frequência de Captura das espécies de morcego catalogada nas PCHs Fazenda Velha (FV), Galheiros (GL), Irara (IR), Jataí (JA), Mambaí (MB), Pontal do Prata (PP), Queixada (QQ), Retiro Velho (RV), Santo Antônio (ST) e Unaí Baixo (UB), e abundância absoluta e relativa das mesmas. Símbolos: Σ = somatório das frequências de capturas; % = percentual das frequências de capturas.....	10
Tabela 3. Parâmetros utilizados para medir a diversidade dos morcegos nas PCHs Fazenda Velha (FV), Galheiros (GL), Irara (IR), Jataí (JA), Mambaí (MB), Pontal do Prata (PP), Queixada (QQ), Retiro Velho (RV), Santo Antônio (ST) e Unaí Baixo (UB).....	12
Tabela 4. Correlações de Pearson entre tamanho de fragmento, luminosidade lunar e taxas de captura.	15

RESUMO

O crescimento da humanidade tem aumentado a demanda por energia elétrica. Dentre as fontes que alimentam a matriz energética brasileira, as pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) têm se apresentando muito atrativas para investimento e por isso vêm sendo cada vez mais implantadas. Considerando que a implantação de PCHs tem promovido a perda de habitat para diversas espécies no Cerrado, este trabalho teve o objetivo de avaliar seus efeitos sobre as comunidades locais de morcegos após a implantação de 10 lagos artificiais no Cerrado goiano e mineiro. Os morcegos foram coletados utilizando redes de neblina, com um esforço amostral de 705.600 m²/h divididos em oito campanhas, sendo quatro antes e quatro após a formação dos lagos artificiais das PCHs, equivalendo a um tempo médio de dois anos após os distúrbios. Após a implantação das PCHs, houve aumento médio de 380% na cobertura de lâmina d'água. Ao todo, foram catalogados 2.441 espécimes (1.129 antes e 1.312 depois), de 43 espécies (34 antes e 36 depois) pertencentes a seis famílias e distribuídas em seis guildas tróficas. Dentre os táxons registrados, *Carollia perspicillata* foi a espécie com maior número de capturas (N = 967; 39,6%), sendo 475 antes e 492 após. As demais espécies tiveram abundâncias discretas (<13% cada). Os resultados demonstram que as alterações provocadas na paisagem em virtude da implantação das PCHs, não foram suficientes para provocar alterações na riqueza de espécies, na frequência de capturas e composição da comunidade local de morcegos. Entretanto, do ponto de vista funcional, foram observadas alterações nas taxas de captura de algumas guildas (*e.g.* frugívora e hematófaga), que foram mais capturadas após a implantação das PCHs no período chuvoso. As mudanças ambientais promovidas por PCHs não foram suficientes para alterar as comunidades de morcegos no Cerrado na escala temporal analisada.

Palavras-chave: Represas, Brasil, energia hidrelétrica, perda de habitat.

ABSTRACT

The growth of humanity has increased the demand for electricity. Among the sources that feed the Brazilian energy matrix, such small hydropower plants (SHPs) have been very appealing for investment and therefore are increasingly implanted. Considerations on the implementation of SHPs have promoted the loss of habitat for several non-Cerrado species, this work has the objective of evaluating its effects on local bats communities after the implementation of 10 artificial lakes in the Cerrado of Goiás and Minas Gerais. Bats were collected using mist networks, with a sampling effort of 705,600 m² / h, divided into eight campaigns, four before and four after the formation of the artificial lakes of the SHPs, equivalent to a mean axis of two years after the disturbances. After the installation of the SHPs, there was an average increase of 380% in the coverage of water. In all, 2,441 specimens (1,129 before and 1,312 after) were cataloged from 43 species (34 before and 36 after) belonging to six families and distributed in six trophic guilds. Among the taxa registered, *Carollia perspicillata* was the species with the highest number of catches (N = 967, 39.6%), considering 475 before and 492 after. As for other species, the abundances of evidence are discrete (<13% each). The results demonstrate that asbestos caused in the landscape by the implementation of SHPs are not sufficient to cause species richness, frequency of catches and composition of the local community of bats. There are, for example, frugivorous and hematophagous, which were most captured after the implementation of SHPs in the rainy season. The environmental changes promoted by SHPs were not sufficient to change the communities of bats in the Cerrado in the time scale analyzed.

Key-words: *Dams, Brazil, hydroelectric power, habitat loss.*

1. INTRODUÇÃO

O crescimento da humanidade tem aumentado significativamente a demanda pela exploração de recursos naturais (Dobrovolski *et al.* 2011; Boivin *et al.* 2016) e desde muito cedo as atividades humanas têm promovido impactos significativos no funcionamento dos ecossistemas (Haddad *et al.* 2015; Ellis, Antill *et al.* 2012; Boivin *et al.* 2016), ocasionando graves ameaças à biodiversidade (Baillie 2010). Com uma estimativa de crescimento populacional de 7 para 9-12 bilhões de humanos até 2050 (Bruinsma 2009), espera-se que a demanda pela exploração dos recursos naturais e os efeitos sobre o meio ambiente intensifiquem-se no futuro (Sala *et al.* 2000; Laurance, Sayer & Cassman 2014; Bello *et al.* 2015; Pérez-Méndez *et al.* 2016). Desse modo, a humanidade vem transformando as paisagens naturais em função das atividades agropecuárias, crescimento urbano e implantação de indústrias, que acabam intensificando a demanda por energia elétrica (Connolly & Mathiesen 2014; Farfan & Breyer 2017).

O Brasil, um dos países que apresentam maiores e amplas redes hidrográficas do mundo, com altos índices pluviométricos, priorizou investimentos em hidrelétricas como principal componente de sua matriz energética (Soito & Freitas 2011; Barbosa *et al.* 2017). Por serem consideradas eficientes do ponto de vista energético e demandarem menores custos de construção, as pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) tornaram-se uma das principais fontes complementares da matriz energética brasileira (Soito & Freitas 2011). Por esse motivo, os efeitos que estes empreendimentos promovem à biodiversidade devem ser estudados ao avaliar a perda de biodiversidade versus produção de energia (Jones *et al.* 2016).

A construção desses empreendimentos promove vários efeitos deletérios para a biodiversidade (Zhou *et al.* 2015). Os barramentos de rios promovem alterações na qualidade da água (Esteves 1998) e afetam a composição de espécies do ambiente aquático (Agostinho & Gomes 2005). Muitas espécies de peixes têm suas rotas migratórias interrompidas, impedindo-as de acessarem seus sítios reprodutivos originais (Agostinho *et al.* 2008; Winemiller *et al.* 2016). Estas construções causam a perda de habitat (Wu 2013; Haddad *et al.* 2015) e seus lagos tornam-se inóspitos a muitas espécies de vertebrados terrestres (Benchimol and Peres 2015; Haddad *et al.* 2015). Este impacto promove perdas de indivíduos e até mesmo de populações inteiras (Wilson *et al.* 2016), deixando-as vulneráveis à estocasticidade demográfica e ambiental (Fahrig 2003; Haddad *et al.* 2015). Nas áreas onde o terreno é elevado, formam-se ilhas, gerando o isolamento das populações e, conseqüentemente, a perda

de diversidade genética (Young *et al.* 1996; Collinge 2009). Insulamentos decorrentes de reservatórios artificiais já foram responsáveis pela extinção local de plantas (Benchimol & Peres 2015), invertebrados (Emer *et al.* 2013), aves (Yu *et al.* 2012) e mamíferos terrestres (Gibson *et al.* 2013; Jones *et al.* 2016).

A sensibilidade dos morcegos às modificações ambientais está relacionada a uma série de características específicas, que envolvem aspectos morfológicos, comportamentais e tróficos (Marinaello & Bernard 2014). Por exemplo, os morcegos carnívoros (*e.g.* *Chrotopterus auritus* e *Trachops cirrhosus*) e os insetívoros catadores (*e.g.* *Mimon crenulatum* e *Lophostoma brailiense*) desenvolveram aspectos morfológicos suficientes para capturarem suas presas em ambientes fechados (Norberg & Norberg 2012), geralmente se deslocam a curtas distâncias (Kalko *et al.* 1999; Bernard & Fenton 2003). Por esse motivo, parecem ser menos resistentes à perda de habitats do que os morcegos insetívoros aéreos (*e.g.* Emballonuridae, Molossidae e Vespertilionidae), que fazem bons usos de ambientes abertos, além de bordas de matas e lâminas d'água (Villegas *et al.* 2010). Por outro lado, morcegos frugívoros (*e.g.* *Artibeus* spp., *Dermanura cinera* e *Carollia perspicillata*), nectarívoros (*e.g.* *Glossophaga soricina*) e hematófagos (*e.g.* *Desmodus rotundus*) geralmente apresentam maior flexibilidade espacial, pois conseguem explorar tanto ambientes abertos quanto fechados (Bernard 2001). Estes também são capazes de percorrem longas distâncias, sugerindo que sejam mais resistentes aos efeitos das modificações ambientais, como a fragmentação e a perda de habitats (Kalko *et al.* 1996, Meyer *et al.* 2008).

Os efeitos da implantação de hidrelétricas em populações de morcegos são pouco compreendidos, mas há indícios que uma matriz composta por água seja capaz de modificar suas populações sobre uma escala geográfica de poucos quilômetros (Meyer *et al.* 2008). Para se obter maior aproveitamento energético, estes empreendimentos são implantados, preferencialmente em terrenos acidentados, como cânions e trechos mais encaixados dos rios (Finer e Jenkins, 2012). Nestes locais existem muitos dos abrigos (*e.g.* paredões, grutas e cavernas) utilizados por morcegos (Bernard *et al.* 2012). Morcegos que preferem áreas fechadas (*e.g.* *Tonatia saurophila*, *T. cirrhosus*, *Micronycteris hirsuta* e *Lophostoma silvicolum*) podem evitar as superfícies da lâmina d'água dos reservatórios, restringindo-se suas atividades aos remanescentes adjacentes (Kalko *et al.* 2008; Meyer *et al.* 2008). Os reservatórios podem reduzir a capacidade de dispersão de algumas espécies como *Micronycteris microtis* e *Natalus macrourus*, que concentram suas atividades nos ambientes fechados. Por outro lado, espécies que preferem bordas ou áreas abertas podem se beneficiar

desses novos ambientes (Cosson *et al.* 1999; Meyer *et al.* 2008). Espécies de hábito piscívoro (e.g. *Noctilio leporinus*) e insetívoro de áreas abertas, especializados em consumir insetos associados as lâminas d'água (e.g. *Rhynchonycteris naso*), também podem se beneficiar com a construção desses empreendimentos (Kalko *et al.* 2008; Meyer *et al.* 2008).

Neste contexto, considerando que os morcegos são bons indicadores qualidade dos ecossistemas, por serem capazes de responder uma série de stress relacionados às mudanças ambientais (Jones *et al.* 2009), foram testadas duas hipóteses sobre como a implantação de PCHs afetam as comunidades de morcegos. A primeira prediz que estes empreendimentos afetam negativamente a diversidade de morcegos. Esta hipótese se baseia na predição de que a redução de habitat para implantação dos lagos artificiais das PCHs irá ocasionar a extinção local ou redução populacional de algumas espécies (Meyer *et al.* 2008; Jones *et al.* 2016). Para tanto, foram testadas as predições de que a riqueza e a frequência de captura diminuiriam após a implantação de PCHs, independentemente da sazonalidade climática (Durant *et al.* 2013; Cisneros *et al.* 2015). Foi esperado que as guildas frugívora, nectarívora e hematófaga não seriam afetadas pela implantação das PCHs, já que a maioria das espécies dessas guildas são capazes de se deslocarem pela matriz do reservatório (Meyes *et al.* 2008). Foi esperado que a guilda carnívora fosse afetada negativamente, pois há um aumento na densidade de borda na paisagem com a construção das represas (Kalko *et al.* 2008). A segunda hipótese prediz que a composição de espécies seria alterada pela implantação de PCHs, já que estes empreendimentos promovem perdas significativas na paisagem. Algumas espécies responderiam negativamente, já que os efeitos podem ser sentidos de maneira específica, independentemente da sazonalidade. As hipóteses foram testadas utilizando dados da comunidade de morcegos obtidos antes e após a implementação de 10 PCHs no Cerrado brasileiro. Também foi testado o efeito de possíveis co-variáveis que poderiam afetar os resultados do estudo, como a luminosidade lunar na noite de captura e o tamanho do fragmento de vegetação natural amostrado, assim como o possível efeito da autocorrelação espacial nos dados. Por último, para verificar se a implantação das PCHs foram responsáveis pelas modificações ambientais no perímetro utilizado pela maioria das espécies de morcegos, foi testado se houberam diferenças na quantidade de habitat nas paisagens cercado os empreendimentos antes e após a implementação das PCHs.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado considerando dados disponibilizados em relatórios técnicos disponíveis em Estudos de Impactos Ambientais e de Programas de Monitoramento Ambiental da Fauna Silvestre disponíveis nas Secretarias de Meio Ambiente do Estadual de Goiás (SECIMA - Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Infraestrutura, Cidades e Assuntos Metropolitanos) e de Minas Gerais (SUPRAM/SEMADE – Superintendência Regional de Meio Ambiente da Secretaria do Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Ambiental).

1.1. Área de estudo

O Cerrado é um dos seis biomas que compõem o território brasileiro e o segundo em extensão com cerca de 2 milhões km² na porção central do Brasil, representando cerca de 23% do território brasileiro (Ratter *et al.* 1997). Este bioma se caracteriza também pelo mosaico de diferentes vegetações (Eiten 1977) e alto endemismo entre as plantas (ca. 44%) (Cavalcanti & Joly 2002). O estado de conservação do Cerrado é crítico (Klink & Machado 2005) e as áreas remanescentes sofrem grande ameaça relacionada à conversão de áreas naturais em atividades, principalmente, agropecuárias (Machado *et al.* 2004), reservando um futuro sombrio para biota local. O estado de conhecimento básico sobre os morcegos brasileiros é ainda incipiente (Bernard *et al.* 2011), principalmente em áreas do Cerrado, um dos principais *hotspot* da biodiversidade mundial (Myers *et al.* 2000). Neste bioma, a riqueza de Chiroptera é elevada e conta com pelo menos 118 espécies registradas (Aguiar *et al.* 2016). Estimativas recentes demonstram que as mudanças ambientais poderão provocar declínio nas populações de morcegos do Cerrado em um futuro próximo (Aguiar *et al.* 2016).

O Clima é do tipo Tropical Savânico “Aw”, com temperatura média variando entre 22,9°C a 24,4°C e a precipitação média anual que oscila entre 1.678 e 1.810 mm. Existem duas estações bem definidas, com a seca concentrada nos meses de abril a setembro e a chuva de outubro a março. Com relação à vegetação, todas as PCHs estão situadas no domínio Cerrado, onde a vegetação é composta por um conjunto de fisionomias que compõem formações campestres (Campo Limpo, Campo sujo e Campo rupestre), savânicas (Cerrado Típico e Cerrado Denso e Vereda) e florestais (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Cerradão e Mata Seca), conforme a classificação de Ribeiro & Walter (1998). Os dados foram obtidos em 10 estudos técnicos de PCHs instaladas em áreas do Cerrado, distribuídas na porção central do Brasil (**Anexo 1; Figura 1**).

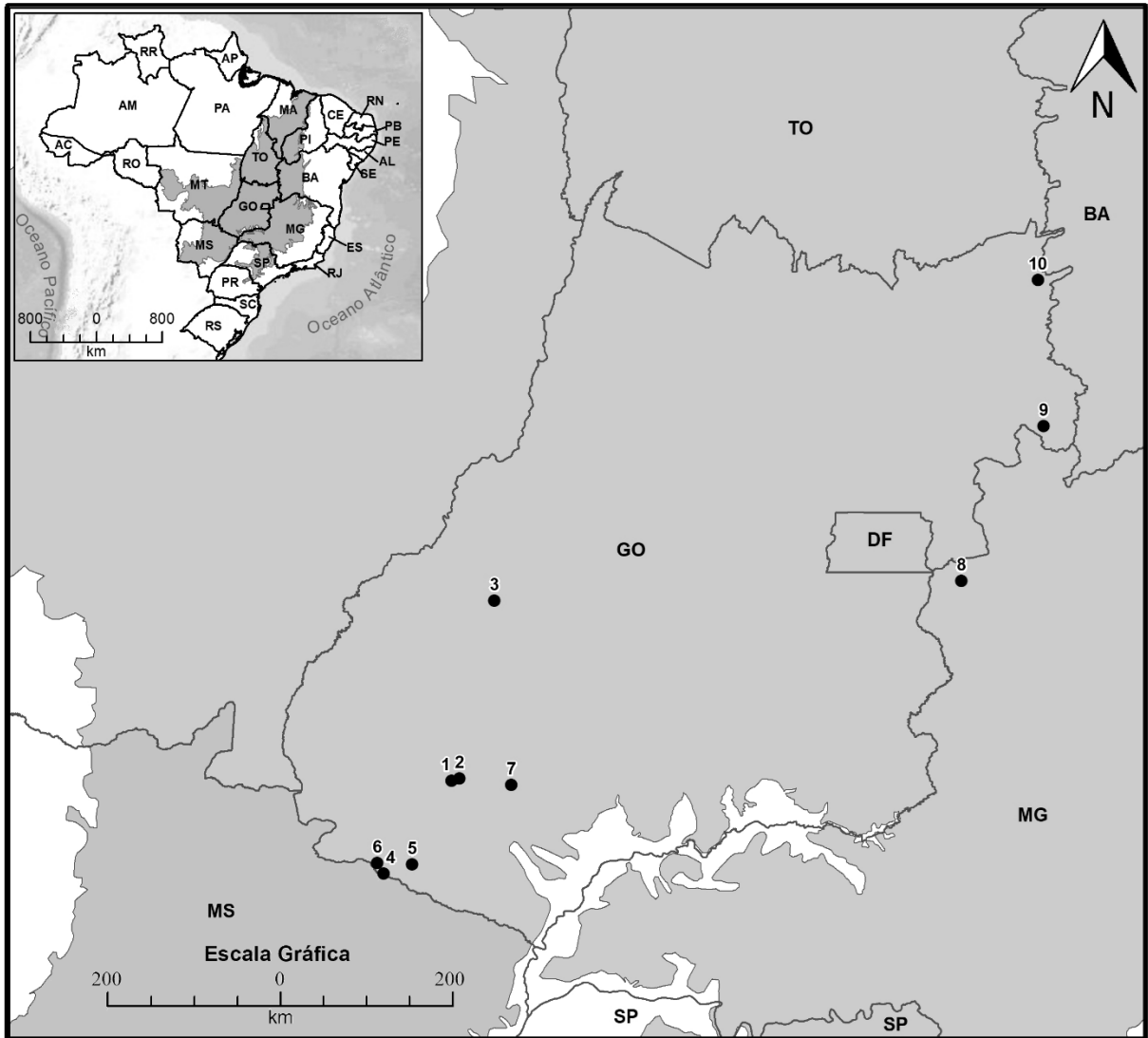


Figura 1. Localização dos lagos artificiais das PCHs instaladas em áreas do Cerrado (em cinza), consideradas neste estudo. Legenda: PCHs Fazenda Velha (1), Jataí (2), Santo Antônio (3), Retiro Velho (4), Queixada (5), Pontal do Prata (6), Irara (7), Unaí (8), Mambaí (9) e Galheiros (10).

1.2. Classificação das paisagens

Neste estudo, a paisagem foi definida em uma área circular de 5 km de raio a partir do barramento dos lagos, correspondendo a uma área total de 78.537,72 ha ao redor de cada PCH. Esta área foi escolhida tendo em vista a área de vida da maioria das espécies de morcegos (Meyer & Kalko 2008). Assim, as paisagens foram classificadas através da interpretação de imagens de satélite (Landsat 5-8) com resolução espacial de 30 m em mapas temáticos de vegetação e de cobertura da terra. Para tanto, foram obtidas imagens antes e após a implantação dos lagos artificiais, conforme a disponibilidade de imagens de satélite na área

estudada (**Anexo 3**). Inicialmente foram consideradas as seguintes classes de uso e cobertura da terra: Classe 1) Paisagens Antrópicas (Agricultura/ Pecuária/ Núcleos Urbanos e Povoados/Rodovias); Classe 2) Paisagens Naturais (Floresta Justafluvial/Florestas de Interflúvio/Formações Campestres/Formações Savânicas); Classe 3) Massa d'água (Rios, Córregos e Lagos). A tabela abaixo apresenta as variações obtidas em cada uma das paisagens antes e após a instalação das PCHs.

Tabela 1. Quantificação das classes de ocupação do solo num perímetro de 5km a partir do eixo central dos barramentos das dez usinas em estudo.

Paisagem	Classe	Tamanho da área (ha)		Variação
		Antes	Depois	
Antrópica	Agricultura	10.121,76	7.455,78	-26%
	Núcleos Urbanos e Povoados	541,14	773,48	43%
	Pecuária	33.020,76	36.994,01	12%
	Rodovias	168,35	168,01	-0,2%
Natural	Floresta Justafluvial	9.735,18	10.230,01	5%
	Florestas de Interflúvio	6.100,76	6.925,07	14%
	Formações Campestres	150,67	145,02	-4%
Massa d'água	Formações Savânicas	15.224,76	14.365,98	-6%
	Rios, córregos e lagos	853,93	4.100,77	380%

1.3. Amostragens de morcegos

As amostragens foram realizadas em consonância com a legislação ambiental vigente e em conformidade com as licenças de captura/manejo de fauna expedidas pelos órgãos ambientais supracitados. Em todos sítios amostrais adotou-se o mesmo delineamento amostral: campanhas de coletas realizadas trimestralmente e capturas com o uso de redes de neblinas instaladas em trilhas no interior da vegetação natural. Este é o método amostral mais utilizado em estudos que investigam os efeitos de mudanças ambientais sobre as comunidades de morcegos neotropicais (Peracchi & Nogueira 2010), apesar de ser mais eficiente para capturar espécies que voam no sub-bosque (Fenton *et al.* 1992). O número de pontos amostrais variou de quatro a seis pontos por PCH (**Anexo 2**), onde eles foram selecionados previamente através do uso de mapas e imagens de satélite e posterior checagem em campo.

Em cada campanha, uma noite de captura era realizada por ponto amostral utilizando de oito a 10 redes de neblina, que mediam 12 x 2,5 m (malha 20 mm). As redes foram abertas após o crepúsculo e permaneceram instaladas durante quatro a seis horas consecutivas. Com a intenção de se evitar fugas e estresse aos animais capturados, as redes foram checadas em intervalos de 15 a 30 minutos. Neste momento, os morcegos foram removidos e transferidos

imediatamente para sacos individuais de contenção, onde permaneceram até o momento da triagem. Em campo foram aferidos os dados biométricos para a determinação taxonômica por meio dos caracteres morfológicos. Após o encerramento da noite amostral, os animais foram soltos no mesmo local de captura. Não foram consideradas possíveis recapturas neste estudo já que os animais não foram marcados.

Em alguns casos, quando a identificação não era possível em campo, os espécimes eram eutanasiados em câmara mortuária utilizando-se éter e fixados em via úmida, injetando-se solução de formaldeído 10% no abdome e posteriormente conservados em álcool 70%. Esses espécimes foram enviados a coleção de Zoologia da Universidade Federal de Goiás – Campus Jataí e foram, posteriormente, identificados considerando-se caracteres morfológicos externos e craniodentários, com o auxílio de chaves de identificação disponíveis na literatura (e.g. Vizzoto & Taddei, 1973; Marques-Aguiar 1994, Emmons & Feer 1997; Gardner, 2008; Miranda *et al.* 2011). A nomenclatura das espécies e o arranjo taxonômico nas categorias de família e subfamília seguiu a listagem de Nogueira *et al.* (2014).

1.4. Tratamento dos dados e análise estatística

Para a realização das análises, foram considerados oito eventos amostrais em cada uma das PCHs, quatro antes e quatro após o enchimento dos lagos. Assim obteve-se uma amostragem padronizada. O esforço amostral foi calculado de acordo com a padronização proposta Straube & Bianconi (2002), que é a razão entre a área de cada rede pelo tempo de exposição multiplicado pelo número de repetições e, por fim, pelo número de redes, dada em m²/h. Para determinar a suficiência amostral, antes e após a implantação dos empreendimentos, foram geradas curvas de rarefação da riqueza de espécies. O método *Mao Tau* foi utilizado para gerar a curva de acumulação das espécies observadas (utilizando-se 1000 randomizações) e o método *Jackknife 1*, para a estimativa de riqueza de espécies. Para verificar se houve influência da luminosidade lunar nas coletas, utilizou-se dados da porcentagem da face iluminada da Lua, obtida através do programa *Moonphase 3.0 – the Southern Hemisphere for Windows*, tendo em conta a data que foi realizada as amostragens. Esses dados foram correlacionados com as taxas de captura e com o tamanho do fragmento, através de uma matriz de correlação de Pearson. Para verificar se houve dependência espacial ou estruturação espacial das comunidades, foi realizado o teste de Mantel com 9.999 permutações. Para tanto, foram testadas a correlação entre as matrizes de dissimilaridade de distâncias geográficas (euclidiana) e composição das espécies (Bray-curts) entre os locais.

A análise Anova Fatorial foi utilizada para verificar se a implantação das PCHs afeta a frequência de captura, riqueza de espécies e frequência de guildas tróficas, considerando a sazonalidade climática. A frequência de captura foi calculada considerando-se o total de espécimes e a riqueza como o número total de espécies identificadas. Para anular o efeito imposto pela variação no número de redes/noite e também na variação na quantidade de horas em que as redes ficaram armadas, foi realizada uma padronização, dividindo-se as frequências de captura totais pelo esforço amostral total, obtendo-se a razão ind./m²h. Quando houve interação entre os fatores, ou seja, quando os efeitos de uma variável independente mudaram nos diferentes níveis da outra variável independente, foi aplicado o teste *posteriori* FSH de Fisher.

A técnica de ordenação por escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) foi utilizada para verificar a existência de diferenças na composição das comunidades considerando os atributos das frequências de capturas das espécies registradas antes e depois da implantação das PCHs. Com intuito de reduzir a influência de espécies muito comuns, os dados foram padronizados pela transformação de Hellinger. A técnica foi realizada considerando-se a distância de Bray-Curtis, pois esta não sofre distorção com problemas de dupla ausência. A distorção da ordenação em relação à matriz de dados originais foi determinada pelo estresse. Segundo Rohlf (2000), valores do estresse em torno de 0,2 correspondem a ajuste regular, enquanto que em torno de 0,1 indicam um bom ajuste e valor igual a zero um ajuste perfeito. Em seguida, foi realizada análise multivariada de variância permutacional (Permanova *two-way*), para avaliar a existência de diferenças significativas entre as fases do estudo e entre os períodos sazonais.

Uma Anova Fatorial foi realizada para verificar se existem diferenças na porcentagem de vegetação nativa nas paisagens antes e depois da implantação das PCHs. Antes da realização dos testes estatísticos foram realizados testes de aderência à distribuição Normal, que confirmaram os pressupostos das análises e, com exceção da Permanova que é uma análise não paramétrica, todos seguiram esse procedimento. O nível de significância utilizado foi $P < 0,05$. Estas análises foram realizadas no software EstimateS 9.0 (Colwell *et al.* 2012).

3. RESULTADOS

Considerando um esforço amostral total de 705.600 m²h com o uso de redes de neblina, no final das amostragens foram obtidas 2.441 capturas (1.129 antes e 1.312 depois),

de 43 espécies de morcegos (34 antes e 36 depois) pertencentes a seis famílias (**Tabela 2**). A família Phyllostomidae contribuiu com 72% das espécies e 97% de todas as capturas realizadas nas PCHs e as demais famílias (Vespertilionidae, Molossidae, Emballonuridae, Mormoopidae e Natalidae) tiveram riquezas e abundâncias discretas (**Tabela 2**). Dentre as espécies registradas, *Carollia perspicillata* foi a que obteve maior frequência de captura (967 indivíduos; 39,6% do total coletado), sendo registradas 475 antes e 492 depois da implantação das PCHs (**Figura 2**). As demais espécies tiveram frequências de capturas baixas (<13%) quando comparadas a *C. perspicillata* (**Figura 2**). A riqueza de espécies variou entre sete (PCH Irara) a 17 espécies (PCH Galheiros) antes da implantação das PCHs e entre 10 (PCHs Mambaí e Santo Antônio) a 18 (PCH Galheiros) espécies após a implantação das PCHs (**Tabela 3**). A frequência de captura variou entre 76 (PCH Unai Baixo) a 165 (PCH Mambaí) registrados antes e de 60 (PCH Unai Baixo) a 225 (PCH Galheiros) após a instalação das PCHs (**Tabela 3**).

As curvas acumulativas das espécies demonstram que a suficiência amostral foi atingida em ambas as fases do estudo, com a estabilização após 50 noites de amostragem (24% do esforço total) em cada fase (**Figura 3**). Segundo o método *Jackknife*, a riqueza estimada de espécies de morcegos antes e depois da instalação das PCHs foi similar (~45 espécies).

Não ocorreram alterações na riqueza ($F_{404}=3,235$, $p=0,072$) e na frequência de captura ($F_{404}=0,5623$, $p=0,453$) após a instalação das PCHs. Apenas duas guildas tróficas apresentaram alterações após a implantação dos empreendimentos, a frugívora ($F_{404}=7,947$, $p=0,005$; **Figura 4A**) e a hematófaga ($F_{404}=4,123$, $p=0,042$; **Figura 4B**), sendo que obtiveram aumento na frequência de captura após as implantações das PCHs durante o período chuvoso e se mantiveram iguais no período seco após a implantação das PCHs. A implantação das PCHs e/ou a sazonalidade não apresentaram nenhum efeito sobre as guildas carnívora ($F_{404}=0,478$, $p=0,489$), nectarívora ($F_{404}=0,186$, $p=0,666$), insetívora ($F_{404}=0,916$, $p=0,339$) e onívora a ($F_{404}=1,675$, $p=0,196$).

Tabela 2. Frequência de Captura das espécies de morcego catalogada nas PCHs Fazenda Velha (FV), Galheiros (GL), Irara (IR), Jataí (JA), Mambaí (MB), Pontal do Prata (PP), Queixada (QQ), Retiro Velho (RV), Santo Antônio (ST) e Unaí Baixo (UB), e abundância absoluta e relativa das mesmas. Símbolos: Σ = somatório das frequências de capturas; % = percentual das frequências de capturas.

Táxon	Sítios amostrais										Frequência de captura	
	FV	GL	IR	JA	MB	PP	QX	RV	SA	UB	Σ	%
EMBALLONURIDAE												
<i>Peropteryx macrotis</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0,04
<i>Rhynchonycteris naso</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	5	0,20
PHYLLOSTOMIDAE												
Glossophaginae												
<i>Anoura geoffroyi</i>	-	3	-	-	12	-	-	-	5	-	20	0,82
Lonchophyllinae												
<i>Lionycteris spurrelli</i>	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	8	0,33
<i>Lonchophylla dekeyseri</i>	-	32	-	-	-	-	-	-	-	2	34	1,39
Lonchorhininae												
<i>Lonchorhina aurita</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0,04
Caroliinae												
<i>Carollia perspicillata</i>	160	81	149	118	96	107	83	56	102	15	967	39,61
Desmodontinae												
<i>Desmodus rotundus</i>	2	9	42	1	7	1	9	24	3	19	117	4,79
<i>Diphylla ecaudata</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,04
Glossophaginae												
<i>Anoura caudifer</i>	8	60	33	8	59	8	20	11	14	3	224	9,18
<i>Glossophaga soricina</i>	7	42	23	11	74	19	34	23	15	51	299	12,25
Micronycterinae												
<i>Micronycteris megalotis</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,08
<i>Micronycteris microtis</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0,04
Phyllostominae												
<i>Chrotopterus auritus</i>	-	4	-	1	1	-	-	-	-	-	6	0,25
<i>Lophostoma brasiliense</i>	-	-	1	1	2	1	3	9	1	2	20	0,82
<i>Mimon bennettii</i>	-	9	-	-	2	-	-	-	-	-	11	0,45
<i>Mimon crenulatum</i>	-	-	3	-	1	-	-	-	-	-	4	0,16
<i>Phyllostomus discolor</i>	3	1	2	-	-	2	1	2	1	4	16	0,66
<i>Phyllostomus elongatus</i>	-	1	2	-	1	-	-	-	-	-	4	0,16
<i>Phyllostomus hastatus</i>	-	1	-	1	2	-	-	-	1	-	5	0,20
<i>Trachops cirrhosus</i>	1	2	-	-	-	-	-	-	2	-	5	0,20
Stenodermatinae												
<i>Artibeus lituratus</i>	22	28	8	14	-	6	6	15	1	-	100	4,10
<i>Artibeus planirostris</i>	18	43	23	8	22	26	17	30	18	17	222	9,09
<i>Chiroderma doriae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0,04
<i>Chiroderma villosum</i>	1	2	-	-	-	-	-	3	1	-	7	0,29
<i>Dermanura cinerea</i>	13	11	5	6	-	9	13	3	1	4	65	2,66
<i>Dermanura gnoma</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,04
<i>Mesophylla macconnelli</i>	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	4	0,16
<i>Platyrrhinus incarum</i>	7	1	-	4	-	1	1	5	1	-	20	0,82

Táxon	Sítios amostrais										Frequência de captura	
	FV	GL	IR	JA	MB	PP	QX	RV	SA	UB	Σ	%
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	6	9	8	23	12	13	20	33	22	11	157	6,43
<i>Sturnira lilium</i>	5	1	5	6	2	-	6	11	3	1	40	1,64
<i>Sturnira tildae</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,04
<i>Uroderma magnirostrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0,04
MORMOOPIDAE												
<i>Pteronotus parnellii</i>	-	-	-	-	-	3	-	-	1	-	4	0,16
NATALIDAE												
<i>Natalus macrourus</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0,04
MOLOSSIDAE												
Molossinae												
<i>Molossops temminckii</i>	10	1	-	-	2	2	-	6	-	-	21	0,86
<i>Molossus molossus</i>	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	7	0,29
VESPERTILIONIDAE												
Myotinae												
<i>Myotis albescens</i>	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	3	0,12
<i>Myotis nigricans</i>	1	-	-	-	1	9	2	-	3	-	16	0,66
<i>Myotis sp.</i>	-	-	-	1	-	-	-	5	-	-	6	0,25
Vespertilioninae												
<i>Eptesicus diminutus</i>	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0,16
<i>Eptesicus furinalis</i>	6	-	-	-	-	-	1	-	-	-	7	0,29
<i>Eptesicus sp.</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2	0,08
Frequência (Σ)	276	352	304	205	300	214	222	236	196	136	2.441	100
Riqueza	19	23	13	15	20	15	16	15	19	14	43	

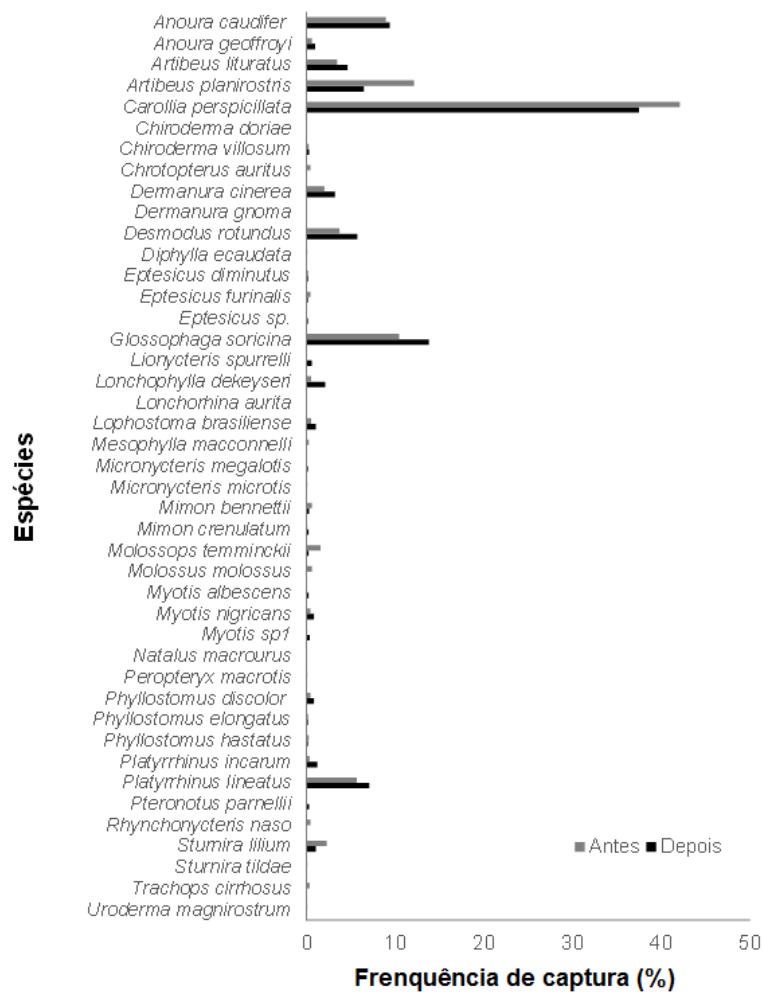


Figura 2. Frequência de captura das espécies de morcegos nas áreas amostradas.

Tabela 3. Parâmetros utilizados para medir a diversidade dos morcegos nas PCHs Fazenda Velha (FV), Galheiros (GL), Irara (IR), Jataí (JA), Mambaí (MB), Pontal do Prata (PP), Queixada (QQ), Retiro Velho (RV), Santo Antônio (ST) e Unaí Baixo (UB).

Local	Frequência de captura		Riqueza	
	Antes	Depois	Antes	Depois
FV	88	188	12	16
GL	127	225	17	18
IR	95	209	7	13
JA	115	90	9	14
MB	165	135	17	10
PP	139	75	12	11
QX	100	122	13	14
RV	92	144	11	14

Local	Frequência de captura		Riqueza	
	Antes	Depois	Antes	Depois
SA	132	64	16	10
UB	76	60	12	11
Total	1.129	1.312	34	36

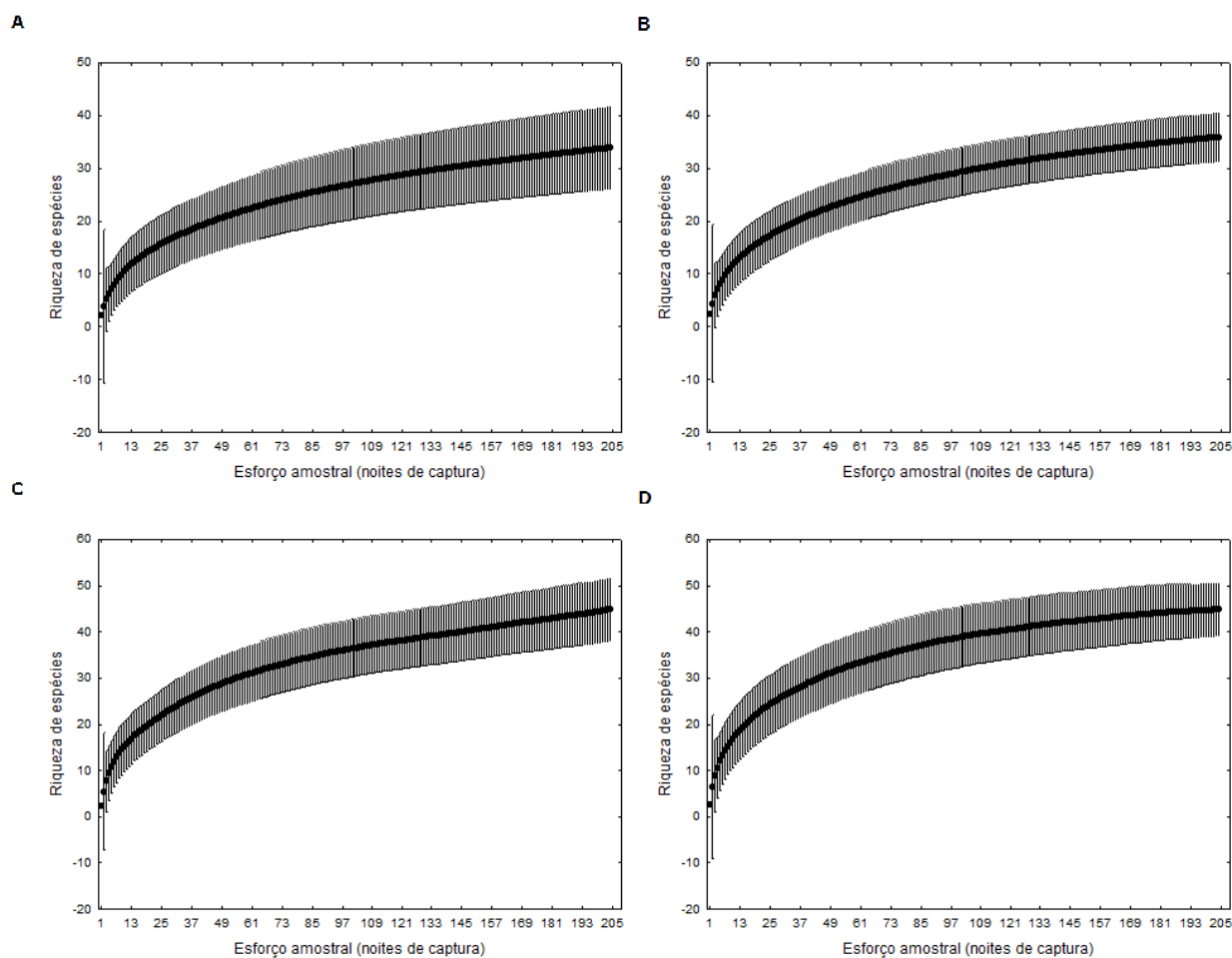


Figura 3. Curvas cumulativas pelo método da rarefação (1.000 randomizações) da riqueza observada (*Mao Tao*) antes (A) e após (B) e da riqueza estimada (*Jackknife I*) antes (C) e após (D) a implantação das PCHs. As barras representam o Intervalo de Confiança de cada valor médio que é 95% da associação à estimativa.

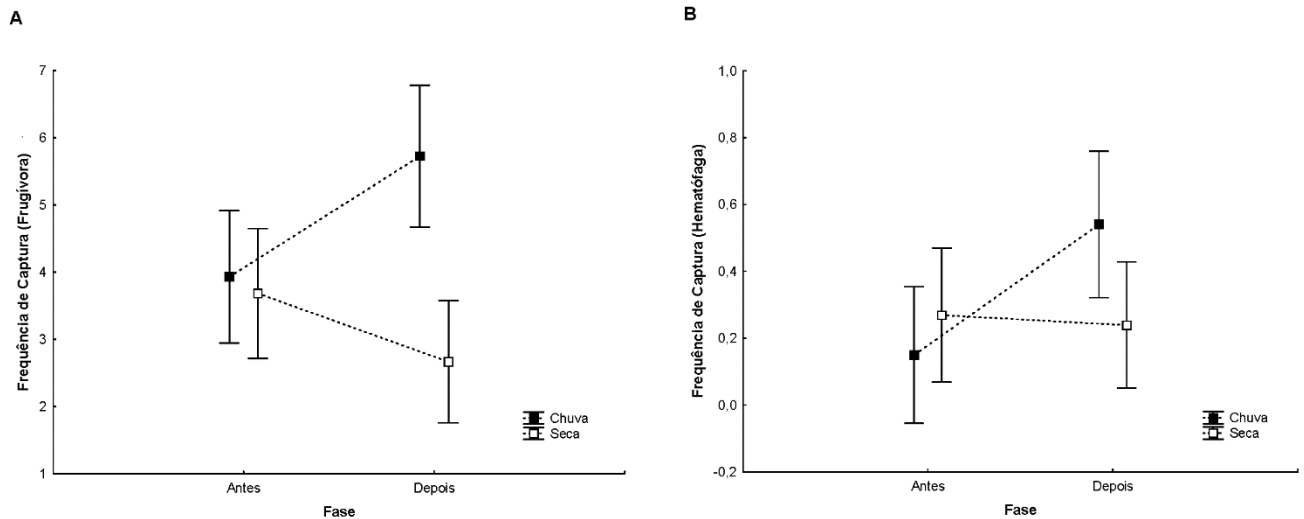


Figura 4. Valores médios na frequência de captura das Guildas frugívoras (A) e hematófaga (B), evidenciando-se a fase e sazonalidade climática regional. As barras denotam o intervalo de confiança de 95% em torno das médias.

A análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) não apresentou diferenças nas composições das comunidades de morcegos antes ou depois da instalação das PCHs ou na chuva ou seca, de maneira que os valores de estresse de ambas foram maiores que 0,4 (**Figura 5**). A PERMANOVA fatorial confirmou que as frequências de captura das espécies registradas não foram afetadas pelas PCHs e nem pela sazonalidade climática $F_{404} = 2,131$; $p = 0,358$).

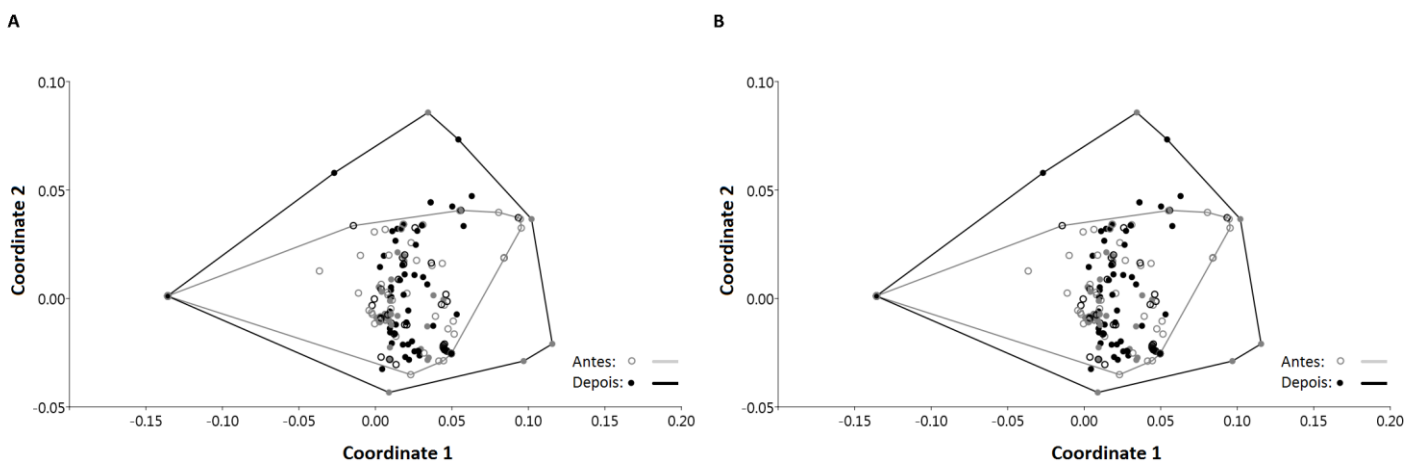


Figura 5. Gráfico de ordenação por NMDS baseado na distância Bray-Curtis das frequências de capturas obtidas no período chuvoso (A; estresse = 0,466) e seco (B; estresse = 0,440).

A luminosidade lunar ($r=-0,07$; $p=0,149$) e o tamanho da área dos fragmentos amostrados ($r=-0,069$; $p=0,161$) não afetaram a taxa de captura das espécies (**Tabela 4**). Verificou-se também, ausência de efeitos da autocorrelação espacial na composição de espécies, onde o resultado do teste de Mantel demonstrou que as PCHs localizadas próximas umas das outras não são as mais similares no que diz respeito à composição de espécies ($r=0,014$; $p= 0,206$). Por fim, foi verificado que as alterações provocadas pelas PCHs não foram suficientes para que houvessem perdas significativas de ambientes naturais nas paisagens de entorno das PCHs ($F_{404} =1,837$, $p=0,177$), onde a quantidade média de áreas antrópicas foi superior a de áreas naturais em ambas as fases do estudo, evidenciando que as paisagens já se encontravam antropizadas antes da implantação das PCHs (**Anexo 3 e Tabela 1**).

Tabela 4. Correlações de Pearson entre tamanho de fragmento, luminosidade lunar e taxas de captura.

	Taxa de captura (ind/m ² h)	Luminosidade lunar (%)	Tamanho do Fragmento (ha)
Taxa de captura (ind/m ² h)	-	-0,071	-0,069
Luminosidade lunar (%)	-0,071	-	0,127
Tamanho (há)	-0,069	0,127	-

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos não corroboraram a hipótese de que a implantação das PCHs alteraria a riqueza, taxa de captura e composição de espécies. O mesmo resultado foi encontrado para a taxa de captura da maioria das guildas, exceto frugívoros e hematófagos que aumentaram em abundância após a construção das represas. As paisagens modificadas por humanos podem muitas vezes oferecer recursos para algumas espécies, evitando os efeitos de perda de espécies como era esperado (Mendenhall *et al.* 2014). Pelo menos em primeiro momento, é provável que muitos recursos necessários para permanência da fauna de morcegos estejam disponíveis nos fragmentos remanescentes. É importante ressaltar que a quantidade de habitat disponível na paisagem circundante as PCHs não se alterou antes e depois da implantação das mesmas. Se a diversidade de morcegos responder primariamente à

quantidade de habitat na paisagem, a falta de alteração dessa variável pode ser a causa para a manutenção da diversidade antes e depois da implantação dos empreendimentos.

A falta de respostas das espécies às modificações impostas pelas PCHs também podem estar relacionadas às características ambientais inerentes ao Cerrado. Este bioma é naturalmente heterogêneo com suas diferentes fisionomias de vegetação, sendo caracterizado tanto por habitats florestais úmidos, quanto por habitats abertos e secos (Pivello *et al.* 1999, Klink & Moreira, 2002). Esses ambientes apresentam diferentes níveis de heterogeneidade de habitat, com variações nos níveis de luminosidade, temperatura e umidade (Li & Reynolds 1994). Além disso, este bioma apresenta uma sazonalidade marcante (Batalha & Mantovani 2000, Batalha & Martins 2004). Por esses motivos, os impactos promovidos por PCHs parecem não ser suficientes para alterar a diversidade de morcegos do Cerrado, pois promoveriam baixo contraste de perturbação. Assim, a qualidade dos habitats remanescentes pode estar sustentando os efeitos negativos impostos pelas PCHs (Meyer *et al.* 2016).

O resultado também pode estar relacionado com a capacidade dos morcegos de transporem matrizes antropizadas (Bernard & Fenton 2003; Montiel *et al.* 2006, Meyer *et al.* 2008). Eles são capazes de percorrerem grandes distâncias em uma noite, atravessando facilmente diferentes tipos de vegetação e paisagens que constituem barreiras físicas para outros grupos (Fleming 1988; Fenton 1997; Kalko *et al.* 1999; Bernard & Fenton 2003), como os lagos das PCHs, que apresentam tamanhos reduzidos quando comparados as grandes usinas. Outra potencial explicação para os resultados, tem relação com potenciais débitos de extinção, que são extinções atrasadas e que deverão ocorrer no futuro. Como os monitoramentos ocorreram somente pouco tempo antes e depois da implantação das PCHs, há a possibilidade de que estas comunidades ainda estejam respondendo às características da paisagem anteriores à instalação dos barramentos. Acredita-se que as populações persistam apenas nos primeiros anos após a implantação das PCHs, devido aos aumentos na pressão competitiva, com consequente exclusão de espécies e a eventual falta de recursos (Halley *et al.* 2014; Kitzes e Harte, 2015). Em alguns casos, a perda e fragmentação de habitats naturais leva à perda imediata de várias espécies (Stouffer *et al.* 2009), mas em outras situações, o intervalo entre a alteração do habitat e a extinção das espécies pode ser bastante prolongado (Cosson *et al.* 1999; Pons & Cosson 2002; Henry *et al.* 2010).

A probabilidade de sofrer débito de extinção difere entre as espécies, em parte, a um efeito da longevidade na persistência de populações em longo prazo (Brook *et al.* 2003, Krauss *et al.* 2010, Lindborg 2007). Enquanto espécies com ciclo de vida curto já passaram

por várias gerações desde a alteração do habitat e, provavelmente, apresentam uma taxa de relaxamento mais rápida (Petit & Burel 1998), as espécies com ciclo de vida longo provavelmente passaram menos gerações perto de um limiar de extinção crítico, podendo persistir por mais tempo (Brook *et al.* 2003, Lindborg 2007, Metzger 1998). Assim, considerando-se a longa longevidade dos quirópteros (Cockrum 1956; Podlutzky *et al.* 2005) é esperado que os pagamentos de extinção de algumas espécies ainda estão por vir. Jones *et al.* (2016) constatou tais efeitos em populações de mamíferos sob pressão de lagos artificiais. Estudos recentes têm demonstrado que o tempo médio de relaxamento para a extinção de vertebrados terrestre após a formação de lagos artificiais é de 25 anos (Gibson *et al.* 2013; Bechimol & Peres 2015; Lima *et al.* 2015; Wang *et al.* 2016). Para animais que apresentam alta mobilidade, como os mamíferos e aves, os efeitos da implantação de barragens só vieram a ser observados muito tempo depois da obra ter sido finalizada (Bechimol & Peres 2015; Aurélio *et al.* 2016). Desse modo, os efeitos da implantação destes empreendimentos sobre a comunidade de morcegos ainda pode estar por vir.

Dentre as seis guildas registradas, apenas as guildas frugívora e hematófaga responderam de forma positiva à implantação das PCHs, com evidente influência sazonal para o período chuvoso. Muitos morcegos frugívoros se alimentam de plantas de sucessão secundária (Handley & Morrison 1991), que, por sua vez, apresentam como uma das características o crescimento rápido. Ainda que os locais estudados possuam pequenas dimensões, é provável que mantenham recursos alimentares necessários para dieta dos frugívoros, como os representantes das subfamílias Stenodermatinae e Carollinae, como, por exemplo, os representantes dos gêneros *Ficus* (Moraceae), *Cecropia* (Urticaceae), *Piper* (Piperaceae) e *Solanum* (Solanaceae) (Mikich 2002, Nogueira & Peracchi 2002, Passos *et al.* 2003). Com a formação do lago das PCHs e de novas áreas de proteção permanente em seu entorno, as margens podem ter sido naturalmente colonizadas por plantas de sucessão primária, podendo contribuir com parte dos estoques de alimento dos frugívoros. Assim, o aumento nas populações de frugívoros podem mudar as comunidades de plantas de forma positiva, com sucessão e manutenção de comunidades vegetais (Cunningham, 2000; Oliveira, 2008, Bianconi *et al.*, 2012). As diferenças sazonais podem estar relacionadas aos gastos energéticos ligados à reprodução, que acaba por afetar o comportamento de forrageamento e movimentação das espécies frugívoras no período chuvoso, tornando-as mais ativas nessa época do ano, o que combinado com a maior disponibilidade de frutos de plantas pioneiras poderia ser o responsável pelo resultado encontrado (Durant *et al.* 2013; Cisneros *et al.* 2015).

Quanto ao aumento de taxas de captura da guilda hematófaga, a espécie *Desmodus rotundus* pode ter se beneficiado do aumento de áreas de pastagens (12%), com o eventual aumento de criação de gado no entorno das PCHs, conforme já foi constatado por Brecht & Caetano-Junior, 1996. Como esses empreendimentos foram implantados em regiões com relevo mais acidentado, é evidente que a pecuária em suas proximidades seja a atividade agrária mais praticada, já que a agricultura moderna emprega o amplo uso de maquinários, que por sua vez obtém melhores resultados em áreas planas (Pereira 2002; Oksanen 2015). Culturalmente, nessas regiões que praticam a pecuária, há maior aquisição de rebanhos bovinos no período chuvoso, que é mais propício a engorda dos animais, resultando em maiores lucros. Estes fatos podem explicar o aumento de hematófagos no período chuvoso, pois há maior oferta de alimento com o aumento do gado (Greenhall *et al.* 1983).

Deve-se ressaltar acerca método de captura utilizado, as redes de neblinas armadas ao nível do sub-bosque que são falhas em amostrar algumas famílias. Esse método favorece a captura de fillostomídeos frugívoros, nectarívoros e hematófagos, que exploram o subbosque com eficiência, onde encontram maior oferta de alimentos (Zortéa *et al.* 2010). Insetívoros aéreos das famílias Molossidae e Vespertilionidae são difíceis de serem amostrados por meio desse método (Voss & Emmons 1996, Bernad & Fenton 2003). As espécies destes grupos voam mais alto que fillostomídeos e, ainda, possuem aparato ecolocalizador mais eficiente, detectando com maior facilidade as redes (Pedro & Taddei 1997, Simmons & Voss 1998). Novos estudos realizados futuramente podem incorporar outras técnicas, como uso de redes de neblina em dossel e sobre as laminas d'água (Esbérard, 2003). Também é recomendado o uso de armadilhas em forma de harpa (*harp traps*; Francis 1989, Riskin e Fenton 2001). Pesquisas acústicas também poderiam potencialmente contribuir com informações adicionais (Kalko & Aguirre, 2006). Considerando-se a mobilidade dos morcegos e amplitude de nichos explorados por estes, recomenda-se que os estudos sejam realizados com uma escala temporal superior a utilizada aqui (Meyer & Kalko, 2008, Meyer *et al.* 2008), incorporando-se outras técnicas amostrais (Meyer *et al.* 2016).

Evidencia-se que os dados utilizados neste estudo permanecem ocultos a ciência, engavetados nos arquivos das empresas de consultoria e dos órgãos ambientais licenciadores. Os motivos para a não publicação de dados provenientes destes estudos merecem ser avaliados, sendo os possíveis motivos: a falta de exigência de publicação em periódicos científicos por parte dos órgãos licenciadores e falta de interesse devido a pouca aceitação de levantamentos por periódicos mais conceituados. Se observados somente os estudos de

morcegos realizados no Brasil, o Cerrado possui um menor número de estudos publicados quando comparados aos biomas Mata Atlântica e Amazônia (Bernard *et al.* 2011). Nenhum bioma é considerado suficientemente bem amostrado no Brasil (Bernard *et al.* 2011), mas a maioria das informações publicadas concentram-se na Mata Atlântica (Bernard *et al.* 2011). As recentes ampliações de distribuição de algumas espécies para o Cerrado é o reflexo deste cenário (Zortéa & Tomaz, 2006; Sodré *et al.* 2008; Zortéa *et al.* 2009). Um estudo recente, demonstrou que 32% do total de espécies de morcegos ocorrentes no Cerrado deverão perder 80% de seu habitat até o ano de 2050, o que seria suficiente para o desaparecimento de pelo menos cinco espécies frente às modificações ambientais (Aguiar *et al.* 2016). Avaliações de licenciamento ambiental como condição prévia para a implantação de PCHs, devem considerar explicitamente as alterações em longo prazo, já que a síntese da literatura atual não permite conclusões amplas sobre o impactos dos reservatórios sobre as comunidades de morcegos.

5. CONCLUSÃO

Dentro da janela temporal utilizada no trabalho (dois anos após as perturbações) não há efeito da implantação das PCHs na diversidade de morcegos do Cerrado, o que não garante que não exista um efeito se a janela temporal fosse maior, ou se houvesse perda de habitat causada pelas PCHs. Uma abordagem baseada em guilda mostra efeitos sazonais positivos da implantação das PCHs sobre frugívoros e hematófagos, sugerindo que a resposta à implantação das PCHs seja específico à alguns grupos funcionais. Os resultados demonstram que o Cerrado vem sendo ameaçado pelas atividades humanas, como os impactos relacionados ao uso da terra. Estes, ainda, representam graves ameaças as comunidades de morcegos. Estudos adicionais devem ser realizados para corroborar os reais efeitos que estes empreendimentos podem causar a diversidade de morcegos.

Levando em consideração estas constatações, recomenda-se que o licenciamento ambiental desses empreendimentos, devam abordar os impactos a longo prazo. Verifica-se ainda, que a realização de programas de monitoramento de empreendimentos em operação merecem ser realizados continuamente, possibilitando o acúmulo de informações que irão nortear a implantação de novos empreendimentos. Assim, as decisões tomadas não serão mais feitas de maneira obscura, como ainda são.

6. REFERÊNCIAS

- Abril M, Muñoz I, Casas-Ruiz JP, Gómez-Gener L, Barceló M, Oliva F, Menéndez M. Effects of water flow regulation on ecosystem functioning in a Mediterranean river network assessed by wood decomposition. *Sci Total Environ*. 2015 Jun 1;517:57-65. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.015. Epub 2015 Feb 24. PubMed PMID: 25721144.
- Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (1998). Avaliação de impactos de represamentos sobre a ictiofauna: o reconhecimento do possível. *Boletim Da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 52, 15–16. Retrieved from <http://nou-rau.uem.br/nou-rau/document/?code=346>
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM. 501p.
- Agostinho, Angelo a, and Luiz C Gomes. 2005. “Conservação Da Biodiversidade Em Águas Continentais Do Brasil.” *Algae* 1 (1):70–78. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Agostinho, Angelo Antônio; Pelicice, F M; Gomes, L C. 2008. “Dams and the Fish Fauna of the Neotropical Region: Impacts and Management Related to Diversity and Fisheries.” *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia* 68 (4 Suppl):1119–32. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>.
- Aguiar, L. M. S., & Antonini, Y. (2008). Diet of two sympatric insectivorous bats (Chiroptera) in the Cerrado of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(1), 28–31. <http://doi.org/10.1590/S0101-81752008000100005>
- Aguiar, L. M. S., Bernard, E., Ribeiro, V., Machado, R. B., & Jones, G. (2016). Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. *Global Ecology and Conservation*, 5, 22–33. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.11.011>
- Assis, J. M. O.; Souza, W. M.; Sobral, M. C. Análise climática da precipitação no submédio da bacia do rio São Francisco a partir do índice de anomalia de chuva. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 36, p. 115-127, jun. 2015
- Baillie, et al. (2010). *Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates* (1st ed.). London: Zoological Society of London.
- Baillie, et al. 2010. *Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates*. 1sted. London: Zoological Society of London.
- Barbosa, L.S.N.S., Bogdanov, D., Vainikka, P., Breyer, Ch, 2016. Hydro, Wind and Solar Power as a Base for a 100% Renewable Energy Supply for South and Central America (submitted for publication).
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A. F., ... Jordano, P. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1(11), 1–11. <http://doi.org/10.1126/sciadv.1501105>
- Benchimol, M., & Peres, C. A. (2015). Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation*, 187, 61–72. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.005>.
- Bernard E. 2001. Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *J. Trop. Ecol.* 17(1): 115-126
- Bernard, E., Aguiar, L. M. S., & Machado, R. B. (2011). Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Review*, 41(1), 23–39. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00164.x>
- Bernard, E., and M. B. Fenton. (2003). “Bat Mobility and Roosts in a Fragmented Landscape in Central Amazonia, Brazil.” *Biotropica* 35 (2):262–77. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00285.x>.

- Bernard, E., Fenton, M. B. (2007). Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation*, 134(3), 332-343.
- Bernard, E.; Aguiar, L. M. S.; Brito, D.; Cruz-Neto, A. P.; Gregorin, R. ., & Machado, R. B.; Oprea, M.; Paglia, A. P.; Tavares, V. C. (2012). Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil de morcegos no Brasil. In E. Freitas, TRO; Viera (Ed.), *Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação*. vol II (pp. 19–35). Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia.
- Bogdanov, D., Breyer, Ch., 2016. North-East Asian Super Grid for 100% Renewable Energy supply: optimal mix of energy technologies for electricity, gas and heat supply options. *Energy Convers. Manag.* 112, 176e190.
- Boitani L, Maiorano L, Baisero D, Falcucci A, Visconti P, Rondinini C. What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? *Philosophical transactions of the Royal Society of London Series B, Biological sciences*. 2011;366(1578):2623–32. PubMed Central PMCID: PMC3140738. pmid:21844041
- Boivin, N. L., Zeder, M. A., Fuller, D. Q., Crowther, A., Larson, G., Erlandson, J. M., ... Petraglia, M. D. (2016). Ecological consequences of human niche construction: Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(23), 201525200. <http://doi.org/10.1073/pnas.1525200113>
- Boyles, J. G., Cryan, P. M., McCracken, G. F., & Kunz, T. H. (2011). Economic Importance of Bats in Agriculture. *Science*, 332(6025), 41–42. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/332/6025/41.abstract>
- Bruinsma, J. (2009). the Resource Outlook To 2050. *Water*, (June), 24–26. Retrieved from <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/012/ak971e/ak971e00.pdf>
- Bruinsma, Jelle. 2009. “The Resource Outlook To 2050.” *Water*, no. June:24–26.
- Christianini, A. V., Oliveira, P. S., Bruna, E. M., & Vasconcelos, H. L. (2014). Fauna in decline: Meek shall inherit. *Science*, 345(6201), 1129. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/345/6201/1129.1.abstract>
- Cockrum, E. L. (1956). Homing, movements and longevity os bats. *Mammalian Species*, 417: 1 – 9.
- Collinge SK (2009) *Ecology of fragmented landscapes*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Connell, J.H.1978 Diversity in tropical rainforest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Connolly D., and Mathiesen B.V., 2014. A technical and economic analysis of one potential pathway to a 100% renewable energy system, *Intl. J. Sustainable Energy Planning & Management*, 1, 7–28.
- Cosson, J., Pons, J., & Masson, D. (1999). Efeitos da fragmentação da floresta em bastões frugívoros e nectarívoros na Guiana Francesa. *Journal of Tropical Ecology*, 15 (4), 515-534.
- Dobrovolski, R., Diniz-Filho, J. A. F., Loyola, R. D., & De Marco Júnior, P. (2011). Agricultural expansion and the fate of global conservation priorities. *Biodiversity and Conservation*, 20(11), 2445–2459. <http://doi.org/10.1007/s10531-011-9997-z>
- Eid C., Guillén J. R., Marín P. F., & Hakvoort R., 2014. The economic effect of electricity net-metering with solar PV: Consequences for network cost recovery, cross subsidies and policy objectives. *Energy Policy*, 75, 244–254.
- Ellis EC, Antill EC, Kreft H (2012) All Is Not Loss: Plant Biodiversity in the Anthropocene. *PLoS ONE* 7(1): e30535. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030535>
- Emer, Carine, Eduardo Martins Venticinque, and Carlos Roberto Fonseca. 2013. “Effects of Dam-Induced Landscape Fragmentation on Amazonian Ant-Plant Mutualistic Networks.” *Conservation Biology* 27 (4):763–73. <https://doi.org/10.1111/cobi.12045>.

- Emmons, L.H. & Feer, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago, 307p.
- Esteves, F. A. (1998). Fundamentos de limnologia. (Interciência, Ed.) (2o ed.). Rio de Janeiro.
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann Rev Ecol Syst* 34:487–515
- Farfan J. and Breyer Ch. (2017). Structural changes of global power generation capacity towards sustainability and the risk of stranded investments supported by a sustainability indicator, *Journal of Cleaner Production*, 141, 370–384
- Fox, J.W. 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 86-92.
- Gardner, A.L. 2008. Mammals of South America: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. Chicago, The University of Chicago Press, 669 p
- Gibson, Luke, Antony J. Lynam, Corey J A Bradshaw, Fangliang He, David P. Bickford, David S. Woodruff, Sara Bumrungsri, and William F. Laurance. 2013. “Near-Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years after Forest Fragmentation.” *Science* 341 (6153):1508–10. <https://doi.org/10.1126/science.1240495>.
- Haddad, Nick M, Lars A Brudvig, Jean Clobert, Kendi F Davies, Andrew Gonzalez, Robert D Holt, Thomas E Lovejoy, *et al.* (2015). “Habitat Fragmentation and Its Lasting Impact on Earth’s Ecosystems.” *Science Advances* 1 (2).
- Hanski, Ilkka, and Otso Ovaskainen. “Extinction Debt at Extinction Threshold.” *Conservation Biology*, vol. 16, no. 3, 2002, pp. 666–673. JSTOR, JSTOR, www.jstor.org/stable/3061213.
- Henry, M., J.-M. Pons, and J.-F. Cosson. (2007). Foraging behaviour of a frugivorous bat helps bridge landscape connectivity and ecological processes in a fragmented rainforest. *The Journal of animal ecology* 76:801–13.
- John Gichimu Mbaka, Mercy Wanjiru Mwaniki. (2017). A critical review of the effect of water storage reservoirs on organic matter decomposition in rivers. *Environmental Reviews*, 25(2): 193-198
- Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Wilig, M. R., & Racey, P. A. (2009). Carpe noctem: The importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8(1-2), 93–115. <http://doi.org/10.3354/esr00182>
- Jones, Isabel L., Nils Bunnefeld, Alistair S. Jump, Carlos A. Peres, and Daisy H. Dent. (2016). “Extinction Debt on Reservoir Land-Bridge Islands.” *Biological Conservation* 199. Elsevier Ltd:75–83. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.036>.
- Kalka, M. B., Smith, A. R., & Kalko, E. K. V. (2008). Bats Limit Arthropods and Herbivory in a Tropical Forest. *Science*, 320(5872), 71. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/320/5872/71.abstract>
- Kalko, Friemel, Handley, and Schnitzler. (1999). “Roosting and Foraging Behavior of Two Neotropical Gleaning Bats, *Tonatia silvicola* and *Trachops cirrhosus* (Phyllostomidae).” *Biotropica* 31 (2):344–53. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00146.x>.
- Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2), 107–116. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- Marcelino, A. A., Santos, M. A., Xavier, V. L., Bezerra, C. S., Silva, C. R. O., Amorim, M. A. Rogerio, J. P. (2015). Diffusive emission of methane and carbon dioxide from two hydropower reservoirs in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(2), 331–338. <http://doi.org/10.1590/1519-6984.12313>
- Marinaello, M.M., and E. Bernard. (2014). Wing Mophology of Neotropical Bats: A Quantitative and Qualitative Analysis with Implications for Habitat Use. *Canadian Journal of Zoology* 92 (2):1–5. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/cjz-2013-0127>.

- Marques-Aguiar, S.A. 1994. A systematic review of the large species of *Artibeus* Leach, 1821 (Mammalia, Chiroptera) with some phylogenetic inferences. *B. Mus. Paraense Emílio Goeldi* 10:3-83.
- Meyer, C. F. J., & Kalko, E. K. V. (2008). Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: Land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography*, 35(9), 1711–1726. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01916.x>
- Ministério do Meio Ambiente. (2014). Recursos Hídricos No Brasil. Edited by José Galizia Tundis. Ministério Do Meio Ambiente, Dos Recursos Hídricos E Da Amazonia Legal, Secretaria de Recursos Hídricos. 1sted. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências.
- Miranda, J.M.D.; Bernardi, I.P. & Passos, F.C. 2011. Chave ilustrada para a determinação de morcegos da região sul do Brasil. Curitiba, João M.D. Miranda. 56 p.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- Norberg, U. M. L., and R. A. Norberg. (2012). Scaling of Wingbeat Frequency with Body Mass in Bats and Limits to Maximum Bat Size. *Journal of Experimental Biology* 215 (5):711–22. <https://doi.org/10.1242/jeb.059865>.
- Oliveira, E. F., Luiz, E. A., Agostinho, A. A., Benedito-Cecilio, E. (2001). Fish assemblages in littoral areas of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum Maringá*, 23(2), 369-376.
- Orsi, M. L., Britton, J. R. (2014). Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of fish biology*,84(6), 1964-1970.
- Passamani, M.; R. A. S. Cerboncini. (2013). The effects of the creation of a hydroelectric dam of a small mammal's communities in central Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*. 8(1): 9-16.
- Pérez-Méndez, N., Jordano, P., García, C., & Valido, A. (2016). The signatures of Anthropocene defaunation: cascading effects of the seed dispersal collapse. *Nature Publishing Group*, (April), 1–9. <http://doi.org/10.1038/srep24820>
- Rebelo, H., & Rainho, A. (2008). Bat conservation and large dams: Spatial changes in habitat use caused by Europe's largest reservoir. *Endangered Species Research*, 8(1-2), 61–68. <http://doi.org/10.3354/esr00100>
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F., III, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J. Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/287/5459/1770.abstract>
- Schnitzler, H., E. Kalko, I. Kaipf, And A. Grinnell. (1994). Fishing and echolocation behavior of the greater bulldog bat, *Noctilio leporinus*, in the field. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 35: 327–345
- Silva, D.C., Vieira, T.B., da Silva, J.M. *et al.* Biogeography and priority areas for the conservation of bats in the Brazilian Cerrado. *Biodivers Conserv* (2017). <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1464-z>
- Simão, M., & Borges, A. S. (2009). Histoplasmosse. *Revista Da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 42(2), 192–198. <http://doi.org/10.1590/S0037-86822009000200020>
- Soito, J.L.S., and M.A.V. Freitas. (2011). Amazon and the Expansion of Hydropower in Brazil: Vulnerability, Impacts and Possibilities for Adaptation to Global Climate Change. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15.
- Tundisi, Jg. *et al.* (1999). Theoretical basis for reservoir management. In: Tundisi, J. G.; Straskraba, M. (Ed.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. s. l.: IIE, BAS, Backhuys Publishers, p.505-28.
- Vieira, F., Rodrigues, RR. (2010). A fauna de peixes dos afluentes do rio Paraíba do Sul no estado de Minas Gerais. *MG. Biota, Belo Horizonte*, v.3, n.1, abr./mai.

- Vieira, F. (2009). Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. MG. *Biota* 2(5): 5-22
- Vizzoto, L.D.; Taddei, V.A. (1973). Chave para a determinação de quirópteros brasileiros. Publicação da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de São José do Rio Preto, 72 p.
- Wilson MC, Chen X-Y, Corlett RT, Didham RK, Ding P, Holt RD, *et al.* (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*. 31(2):219–27
- Wilson, Maxwell C., Xiao Yong Chen, Richard T. Corlett, Raphael K. Didham, Ping Ding, Robert D. Holt, Marcel Holyoak, *et al.* 2016. “Habitat Fragmentation and Biodiversity Conservation: Key Findings and Future Challenges.” *Landscape Ecology* 31 (2). Springer Netherlands:219–27. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>.
- Winemiller, K O, P B McIntyre, L Castello, E Fluet-Chouinard, T Giarrizzo, S Nam, I G Baird, *et al.* 2016. “Balancing Hydropower and Biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong.” *Science* 351 (6269):128–29.
- Wu JG (2013) Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landsc Ecol* 28:1–11
- Young A, Boyle T, Brown T (1996) The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 413–418. A. Young T. Boyle T. Brown 1996 The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology & Evolution* 11 413 418
- Yu, Mingjian, Guang Hu, Kenneth J. Feeley, Jianguo Wu, and Ping Ding. 2012. “Richness and Composition of Plants and Birds on Land-Bridge Islands: Effects of Island Attributes and Differential Responses of Species Groups.” *Journal of Biogeography* 39 (6):1124–33. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02676.x>.
- Zhou, S., Huang, Y., Yu, B., & Wang, G. (2015). Effects of human activities on the environment in the middle Heihe River Basin based on an extended environmental Kuznets curve model. *Ecological Engineering*, 76, 14–26. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.04.020>

7. ANEXOS

Anexo 1 – Informações sobre as PCHs em estudo

PCH	Localização	Potência instalada	Tamanho do reservatório	Início da operação
Fazenda Velha	Ribeirão Ariranha, afluente do Rio Claro, Sub-bacia do Rio Paranaíba e Bacia do Paraná, na região sudeste de Goiás, entre os municípios de Jataí e Serranópolis.	16,5 MW	179,98 ha	2016
Jataí	A PCH Jataí, encontra-se instalada no Rio Claro, afluente esquerdo do Rio Paranaíba, Bacia do Paraná, na região sudeste do estado de Goiás, no município de Jataí.	30 MW	186,82 ha	2009
Santo Antônio	A PCH Santo Antônio, situa-se na a região Centro-Oeste do estado de Goiás, em terras dos municípios de Ivolândia, Arenópolis e Palestina de Goiás a 279 km de Goiânia, no Rio Caiapó, afluente da margem direita do Rio Araguaia, bacia do Araguaia-Tocantins.	21MW	686,49 ha	2012
Retiro Velho	A PCH Retiro Velho, encontra-se instalada na região sudeste Goiás, nos Municípios de Aporé e Chapadão do Céu-GO, no rio da Prata, afluente esquerdo do rio Aporé, que pertencente a Sub-bacia do Hidrográfica do Rio Paranaíba (Bacia Hidrográfica do Rio Paraná).	18MW	616,50 ha	2008
Queixada	A PCH Queixada (30MW), situa-se na região Sudoeste do estado de Goiás, nos Municípios de Aporé e Itarumã, no Rio da Corrente, afluente esquerdo a jusante do Rio Aporé.	30MW	342,78 ha	2012

PCH	Localização	Potência instalada	Tamanho do reservatório	Início da operação
Irara	A PCH Irara (30MW), encontra-se instalada no Rio Doce, afluente esquerdo do Rio Claro, Sub-bacia do Rio Paranaíba e Bacia do Paraná, na região sudeste de Goiás, entre os municípios de Aparecida do Rio Doce e Rio Verde.	30MW	342,78 ha	2009
Pontal do Prata	A PCH Pontal do Prata encontra-se instalada no rio da Prata, com reservatório de 342,78 ha nos municípios de Aporé e Chapadão do Céu.	12MW	342,78 ha	2012
Unai Baixo	A PCH Unai Baixo, situa-se no Preto, afluente esquerdo do rio Paracatu (Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco), na região Noroeste do Estado de Minas Gerais, nos municípios de Unai e Divinópolis-MG.	26 MW	841,95 ha	2012
Mambaí	A PCH Mambaí, situa-se na a região Nordeste do estado de Goiás, no município de Sítio D'Abadia (GO), no rio Corrente, pertencente à bacia hidrográfica do Rio Araguaia-Tocantins.	12MW	59,08 ha	2007
Galheiros	A PCH Galheiros, também se encontra na região Nordeste do estado de Goiás, nos municípios de São Domingos de Goiás e Divinópolis (GO), no rio Galheiros, pertencente à bacia do Rio Araguaia-Tocantins.	12,6MW	207,45 ha	2012

Anexo 2 - Pontos amostrais para a coleta de morcegos em cada uma das PCHs

PCH	Fase	Local	Zona	Coord. UTM -X	Coord. UTM - Y	Altitude (m)
Jatai	Antes	JAT-1	22 K	423940	8016160	602
		JAT-2	22 K	423946	8014715	603
		JAT-3	22 K	423785	8013994	580
		JAT-4	22 K	424578	8013718	578
	Depois	JAT-1	22 K	423802	8015304	602
		JAT-2	22 K	423676	8014909	603
		JAT-3	22 K	423785	8013994	580
		JAT-4	22 K	424578	8013718	578
Galheiros	Antes	GLS-1	23 L	349659	8518643	586
		GLS-2	23 L	349486	8519155	611
		GLS-3	23 L	349919	8519273	567
		GLS-4	23 L	350473	8519339	590
		GLS-5	23 L	350263	8519464	606
		GLS-6	23 L	349573	8520297	589
	Depois	GLS-1	23 L	349854	8518320	586
		GLS-2	23 L	349080	8519069	611
		GLS-3	23 L	351330	8518395	616
		GLS-4	23 L	350076	8520034	590
		GLS-5	23 L	349909	8520455	606
		GLS-6	23 L	349573	8520297	600
Fazenda velha	Antes	FVL-1	22 K	417065	8012218	651
		FVL-2	22 K	418429	8011829	655
		FVL-3	22 K	419174	8013366	656
		FVL-4	22 K	419638	8012698	629
		FVL-5	22 K	420856	8011628	667
		FVL-6	22 K	420680	8012645	648
	Depois	FVL-1	22 K	417065	8012218	651
		FVL-2	22 K	418429	8011829	655
		FVL-3	22 K	419174	8013366	656
		FVL-4	22 K	419638	8012698	629
		FVL-5	22 K	420856	8011628	667
		FVL-6	22 K	420680	8012645	648
Queixada	Antes	QXA-1	22 K	417051	7929675	545
		QXA-2	22 K	410966	7931994	547
		QXA-3	22 K	415594	7929793	526

PCH	Fase	Local	Zona	Coord. UTM -X	Coord. UTM - Y	Altitude (m)
		QXA-4	22 K	412473	7932365	545
		QXA-5	22 K	410769	7928055	607
		QXA-6	22 K	412568	7930404	551
	Depois	QXA-1	22 K	417051	7929675	545
		QXA-2	22 K	410853	7932160	553
		QXA-3	22 K	416927	7932456	604
		QXA-4	22 K	415068	7930595	555
		QXA-5	22 K	410769	7928055	607
		QXA-6	22 K	412184	7930472	551
		Retiro velho	Antes	RET-1	22 K	375982
RET-2	22 K			376373	7918808	552
RET-3	22 K			372807	7921131	644
RET-4	22 K			374630	7920808	632
Depois	RET-1		22 K	376034	7918377	562
	RET-2		22 K	375838	7918160	552
	RET-3		22 K	372807	7921131	644
	RET-4		22 K	370185	7920440	632
Pontal do Prata	Antes	PP-1	22 K	359503	7929792	622
		PP-2	22 K	360613	7929028	633
		PP-3	22 K	361345	7927425	655
		PP-4	22 K	362978	7928739	643
	Depois	PP-1	22 K	360222	7930598	600
		PP-2	22 K	361212	7929366	599
		PP-3	22 K	361345	7927425	655
		PP-4	22 K	363394	7927439	566
Irara	Antes	IRA-1	22 K	482363	8002334	678
		IRA-2	22 K	482434	8000222	676
		IRA-3	22 K	477908	8002786	655
		IRA-4	22 K	479613	8001692	658
	Depois	IRA-1	22 K	482363	8002334	678
		IRA-2	22 K	482434	8000222	676
		IRA-3	22 K	477908	8002786	655
		IRA-4	22 K	479613	8001692	658
Santo Antônio	Antes	ST-1	22 K	459905	8181897	487
		ST-2	22 K	457888	8182032	449
		ST-3	22 K	458778	8181251	465

PCH	Fase	Local	Zona	Coord. UTM -X	Coord. UTM - Y	Altitude (m)
		ST-4	22 K	463296	8176625	451
		ST-5	22 K	468541	8172011	473
		ST-6	22 K	469604	8169959	478
	Depois	ST-1	22 K	459392	8182295	500
		ST-2	22 K	458778	8181251	480
		ST-3	22 K	458349	8179572	476
		ST-4	22 K	463296	8176625	451
		ST-5	22 K	468541	8172011	473
		ST-6	22 K	469604	8169959	478
Unaf	Antes	UNA-1	23 K	277397	8210053	556
		UNA-2	23 K	282070	8209205	603
		UNA-3	23 K	279171	8211446	578
		UNA-4	23 K	277793	8209207	596
		UNA-5	23 K	285107	8209670	683
		UNA-6	23 K	284762	8209156	597
	Depois	UNA-1	23 K	277397	8210053	556
		UNA-2	23 K	282070	8209205	603
		UNA-3	23 K	276446	8208932	606
		UNA-4	23 K	277997	8209167	606
		UNA-5	23 K	273776	8208396	609
		UNA-6	23 K	270661	8209137	656
Mambaí	Antes	MB-1	23 L	359789	8376202	614
		MB-2	23 L	360293	8375619	724
		MB-3	23 L	362039	8376722	798
		MB-4	23 L	363374	8377305	798
		MB-5	23 L	362180	8375492	777
	Depois	MB-1	23 L	359789	8376202	614
		MB-2	23 L	360293	8375619	724
		MB-3	23 L	362039	8376722	798
		MB-4	23 L	363374	8377305	798
		MB-5	23 L	362180	8375492	777

Anexo 3 – Mapas de uso do solo e cobertura da vegetação

