

Câmpus
Ipameri



Universidade
Estadual de Goiás



Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal

**IMPACTOS DE RESERVATÓRIO DE USINAS HIDRELÉTRICAS
SOBRE A COMUNIDADE ARBÓREA DE FLORESTAS ESTACIONAIS**

LILIAN CRISTINA DA SILVA SANTOS

MESTRADO

**Ipameri-GO
2018**

LILIAN CRISTINA DA SILVA SANTOS

**IMPACTOS DE RESERVATÓRIO DE USINAS
HIDRELÉTRICAS SOBRE A COMUNIDADE ARBÓREA DE
FLORESTAS ESTACIONAIS**

Orientador: Prof. Dr. Vagner Santiago do Vale

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Goiás – UEG, Câmpus Ipameri como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal para obtenção do título de MESTRE.

Ipameri

2018

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UEG
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

SL728i Santos, Lilian Cristina da Silva
Impactos de Reservatório de Usinas Hidrelétricas Sobre a
Comunidade Arbórea de Florestas Estacionais / Lilian Cristina da Silva
Santos; orientador Vagner Santiago do Vale. -- Ipameri, 2018.
44 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação Mestrado
Acadêmico em Produção Vegetal) -- Câmpus-Ipameri, Universidade
Estadual de Goiás, 2018.

1. Recursos Florestais. 2. Conservação. 3. Biodiversidade. I. Vale,
Vagner Santiago do, orient. II. Título.



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO: “IMPACTOS DE RESERVATÓRIO DE USINAS HIDRELÉTRICAS
SOBRE A COMUNIDADE ARBÓREA DE FLORESTAS ESTACIONAIS”**

AUTORA: Lilian Cristina da Silva Santos

ORIENTADOR: Vagner Santiago do Vale

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM PRODUÇÃO VEGETAL, pela comissão Examinadora:

Prof. Dr. VAGNER SANTIAGO DO VALE
Universidade Estadual de Goiás/Câmpus Ipameri-GO

Prof. Dr. JÁMIR AFONSO DO PRADO JÚNIOR
Universidade Federal de Uberlândia/Instituto de Biologia/Câmpus Umuarama-MG

Prof. Dr. EDNALDO CÂNDIDO ROCHA
Universidade Estadual de Goiás/Câmpus Ipameri-GO

Data da realização: 28 de fevereiro de 2018



AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me dado saúde para que pudesse concluir essa etapa. Agradeço a minha mãe Venina, por me incentivar a cursar o mestrado, por ficar preocupada dizendo “para de estudar demais, porque você vai ficar doida!” e pelas promessas que a senhora sempre faz para seus santos, pedindo que tudo dê certo. Quando a gente acredita as coisas realmente acontecem e dão certo!

Agradeço a minha irmã Maria Eduarda pela compreensão por eu ter deixado de ir vê-la algumas vezes nos últimos dois anos. Tento sempre ser um bom exemplo para você e tudo que eu faço é para que você se orgulhe de mim. ☺

Agradeço a minha família pelo apoio e sempre me lembrar de que se nada der certo posso vender pequi na rodovia, não é mesmo Lena?! (risos)

Agradeço ao meu orientador Dr. Vagner, pelos ensinamentos e pela paciência. Obrigada por ter confiado as “meninas dos seus olhos” a mim! Espero ter conseguido trabalha-las como você queria... was very hard work, mas foi legal aprender coisas novas!

Agradeço os amigos que fiz durante esses dois anos de curso, em especial à Jéssica, Fabíola, Rosane, Jovan... são amigos que levo para o resto da vida!

Agradeço ao amigo João Paulo, que me acompanha desde a graduação, sempre disposto a ajudar, exceto se tiver que coletar solo na floresta decídua novamente né João?! Kkkk

Agradeço ao amigo Talles pelas conversas e momentos de risos... Ah! Obrigada pela ajuda na coleta de solo. Aposto que ficou aterrorizado com tantos carrapatos kkkkkk.

Agradeço a UEG e aos professores pela oportunidade e ensinamentos.

Agradeço a Aparecida, Secretária da Pós do PPGPV. Cida obrigada por estar sempre presente quando precisamos de você!

Agradeço a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás - FAPEG pela bolsa de mestrado concedida a mim.

Agradeço aos professores que prontamente aceitaram o convite para participar da banca avaliadora e enriquecer o trabalho.

Obrigada a todos que acreditaram em mim!

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
1. INTRODUÇÃO	01
2. OBJETIVO	04
3. MATERIAL E MÉTODOS	05
3.1. Área de estudo	05
3.2. Inventário e análise estrutural da comunidade arbórea	05
3.3. Análise de riqueza e diversidade	07
3.4. Taxas de dinâmica da comunidade arbórea	07
4. RESULTADOS	09
4. 1. Riqueza e diversidade	09
4. 2. Número de indivíduos	11
4. 3. Área basal	12
4.4. Rotatividade e mudanças líquidas	13
5. DISCUSSÃO	15
5.1. Riqueza e diversidade	15
5.2. Número de indivíduos e perfilhos	16
5.3. Área basal	17
5.4. Taxas de dinâmica	18
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	23
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24
8. ANEXO	30

RESUMO

A construção de barragens tem alterado a composição e a estrutura de florestas localizadas nas margens do lago artificial. O objetivo deste estudo foi avaliar a intensidade das modificações na composição florística e estrutural de duas florestas estacionais, uma decidual e outra semidecidual, antes localizadas distantes de recursos hídricos e que agora se encontram com as águas de um lago artificial criado por barragem em sua margem há 10 anos. Foram realizados inventários florestais através do método de parcelas permanentes em 2006 (T0), 2008 (T02), 2010 (T04) e 2016 (T10) de todas as árvores com circunferência à altura do peito (1,30 m) superior ou igual a 15 cm ($CAP \geq 15$) e calculadas taxas de dinâmica (Mortalidade, Recrutamento, Incremento, Decremento, Rotatividade e Mudança Líquida), a diversidade e a riqueza estimada de cada área ao longo dos tempos de medição. Houve aumento na riqueza, diversidade e área basal das duas florestas. Todas as taxas de dinâmica foram maiores na Floresta Decidual comparando-se o tempo inicial (T0) com o último tempo de medição (T10), mostrando maior instabilidade nesta floresta do que na Floresta Semidecidual. A Floresta decidual apresentou mais modificações após o represamento, porém com perda de árvores após 10 anos de impacto. O balanço negativo ocorreu sobretudo devido a alta taxa de mortalidade de espécies de ambiente mais seco que foram muito superiores em relação ao recrutamento de indivíduos de espécies de ambientes mais mésicos/úmidos. As modificações em ambas as florestas foram grandes; semelhantes ou maiores em relação àquelas alterações ocorrentes devidos a impactos considerados de larga escala, como enchentes e incêndios. No entanto, diferente de impactos transitórios, onde a floresta pode voltar ao seu equilíbrio normal, as mudanças causadas pelo represamento nas margens dessas florestas podem ser consideradas não transitórias e alteram os caminhos sucessionais típicos de uma floresta estacional.

Palavras-chave: Taxas de dinâmica, Riqueza de espécies, Matas secas, Efeito ripário.

IMPACTS OF DAMMING CREATED BY HYDROELECTRIC PLANTS ON THE ARBOREAL COMMUNITY OF SEASONAL FORESTS

ABSTRACT

Dams construction can change the composition and structure of forests located on the shores of the artificial lake. The objective of this study was to evaluate the intensity of changes in the floristic and structural composition of two seasonal forests, one deciduous and one semideciduous. These forests were located distant from water resources and now are near the artificial lake created by a dam at its margin. Forest monitoring were carried out using the permanent plots method in 2006 (T0), 2008 (T02), 2010 (T04) and 2016 (T10) of all trees with a circumference at breast height (1.30 m) greater than or equal to 15 cm ($CAP \geq 15$) and calculated dynamics rates (Mortality, Recruitment, Increase, Decrement, Turnover and Net Change), the diversity and the estimated richness of each area along the measurement times. There was increase in the richness, diversity and basal area of the two forests. All the dynamics rates were higher in the Deciduous Forest, comparing the initial time (T0) with the last measurement time (T10), showing greater instability in this forest than in the Semideciduous Forest. The deciduous forest presented more modifications after damming, however with loss of trees after 10 years of impact. The negative balance occurred due to the high mortality rate of species typical from dry environments that were much higher in relation to the recruitment of trees from species commonly found in humid forests. Changes in both forests were large; similar or greater in relation to those changes occurring due to large scale impacts such as floods and fires. However, unlike transitory impacts, where the forest can return to its normal equilibrium state, the changes caused by the reservoir at the forest shorelines can be considered non-transitory and alter the successional paths typical of a seasonal forest.

Key words: Dynamic rates, Species richness, Dry woods, Riparian effect.

1. INTRODUÇÃO

A energia elétrica é usada no mundo todo e 19% da produção dessa energia são oriundos de hidrelétricas (BRASIL, 2007). No Brasil existem 218 Usinas Hidrelétricas (UHE) em operação e seis (06) UHEs em construção (ANEEL, 2017) sendo considerado um dos países com maior potencial hidrelétrico do mundo (BRASIL, 2007), o terceiro maior produtor e o segundo maior consumidor de energia hidrelétrica (ANEEL, 2008).

Mesmo ocupando um dos primeiros lugares no *ranking* de produção de energia, o aproveitamento do potencial hidráulico do país é de apenas 30% (ANEEL, 2008). Tendo em vista o crescente consumo de energia associada à alta disponibilidade de recursos hídricos propícios (BRASIL, 2015), está programada a construção de novas usinas hidrelétricas a fim de aumentar o potencial de geração de energia em pelo menos 50% até 2030 para propiciar o crescimento econômico brasileiro (ANEEL, 2008).

Apesar de ser considerada por parte do governo e da mídia uma “energia limpa” (FEARNISIDE, 2012), a construção de novas usinas no Brasil tem esbarrado, em parte, em entraves ambientais (ANEEL, 2008), sobretudo devido ao aumento no número de pesquisas que demonstram os diversos impactos negativos causados por estes empreendimentos (WANG et al., 2011; NILSSON e BERGGREN, 2000). Dentre os principais impactos estão a proliferação de mosquitos das espécies *Anopheles*, vetores do parasita *Plasmodium*, causador da malária, e *Mansonia* que podem ser vetores de filaria, verme parasitário causador da elefantíase (FEARNISIDE, 2015; REZENDE et al., 2009; PAULA e GOMES, 2007) e de caramujos hospedeiros do parasita *Schistosoma*, causador da esquistossomose (REZENDE et al., 2009; THIENGO et al., 2005); alterações na biota aquática, sobretudo na ictiofauna, uma vez que as barragens dificultam e/ou até mesmo impedem o processo de migração de peixes no período da piracema (AGOSTINHO et al., 1992), além da considerável taxa de mortandade provocada pelas turbinas, variação da temperatura, diminuição da taxa de oxigênio e aumento de CO₂ e CH₄ na água (FEARNISIDE, 2012; AGOSTINHO et al., 1992).

A decomposição da matéria alagada libera nutrientes na água, favorecendo o aparecimento e aumento temporário de vegetação flutuante como as macrófitas (MOURA-JÚNIOR et al., 2011), que depois de completarem seu ciclo de vida ficam submersas liberando gases de efeito estufa e também nutrientes propiciando um novo crescimento desses indivíduos (MOURA-JÚNIOR et al., 2011; WANG et al., 2011).

Além disso, com o alagamento até a cota de inundação o volume de água aumenta chegando a áreas terrestres onde espécies vegetais pré-existentes podem não ser adaptadas a solos encharcados, e cessar o crescimento com a chegada da água (LIU et al., 2013;

NILSSON e BERGGREN, 2000) ou mesmo ocasionando mortalidade de diversos indivíduos, o que pode levar a extinção local de determinadas espécies não adaptadas á nova situação (HUGHES, 2003).

Apesar dos impactos conhecidos, os estudos que monitoram as conseqüências destes empreendimentos a médio e longo prazo são escassos, e em se tratando de organismos de vida longa como árvores, esses estudos são insuficientes. No mundo, grande parte dos trabalhos está concentrada em regiões frio-temperadas, onde há predominância de espécies de pequeno porte ou herbáceas (NILSSON et al., 2005), mas poucos são os estudos que monitoram os impactos causados em ambientes florestais (VALE et al., 2013).

As UHEs preferencialmente são construídas em terrenos inclinados/montanhosos (NILSSON e BERGGREN, 2000) para o aumento da eficiência na geração de energia. Todavia o alagamento causado pelas barragens aproxima a linha d'água de florestas antes situadas distantes de recursos hídricos (TRUFFER et al., 2003). Tais florestas são distintas florístico-estruturalmente de florestas ciliares, porém passam a se situar em uma “condição ciliar” devido à presença do lago artificial criado. Dessa forma, decidimos estudar e avaliar os efeitos de um lago artificial construído à montante de uma barragem para duas matas secas (uma decídua e uma semidecídua) no Sudeste do Brasil, uma vez que as florestas estacionais brasileiras são desprezadas em termos de pesquisa e conservação quando comparadas às florestas tropicais úmidas (PENNINGTON et al., 2009; ESPIRITO SANTO et al., 2008; MILES et al., 2006;).

Matas secas estão associadas a terrenos íngremes e por vezes montanhosos, podendo ser subdivididas em Florestas Estacionais Decíduas (FED) e Semidecíduais (FES) (OLIVEIRA-FILHO e RATTER, 2002). Em relação aos parâmetros estruturais (altura do dossel, densidade e área basal), as duas são fitofisionomicamente semelhantes, porém as FEDs ocorrem em solos rochosos com menor capacidade de retenção de água (OLIVEIRA-FILHO e RATTER, 2002). Assim, os impactos do represamento nessas florestas devem ser diferentes. Essas florestas têm uma estação seca bem marcada e a aproximação da água depois da construção da barragem pode resultar em mudanças drásticas das relações hídricas com a flora com conseqüências desconhecidas, uma vez que o lago criado não sofre flutuações no nível de água ao longo do ano.

Alguns estudos de curto prazo nestas áreas já demonstraram modificações nas comunidades arbóreas sujeitas a tal impacto, contudo sem conclusões definitivas sobre o futuro destas matas (VALE et al., 2013), reforçando a necessidade de monitoramentos em longo prazo para esclarecer o destino dessas florestas. Pelo mundo, outros estudos evidenciaram, em diferentes formações vegetais, os severos efeitos negativos de longos

períodos de represamentos para comunidades vegetais (VALE et al., 2017; LIU et al., 2013; JANSSON et al., 2000). No nosso conhecimento, este é o 1º estudo no Brasil que avalia estas mudanças para florestas estacionais com uma década de monitoramento.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo foi avaliar a intensidade das modificações na composição florística e estrutural de florestas antes localizadas distantes de recursos hídricos e que agora se encontram em uma “condição ciliar”, com as águas de um lago artificial criado por barragem em sua margem há 10 anos. Como objetivos específicos o estudo buscou: 1) Avaliar as principais modificações ocorridas em duas florestas sazonais ao longo de 10 anos de represamento, com a hipótese de que as modificações na FED serão maiores que na FES, por este tipo de vegetação possuir um conjunto maior de espécies com características de adaptação à seca; 2) Definir as mudanças para estas florestas, em comparação com florestas sem a influência de reservatórios d’água.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Esse estudo foi realizado em duas áreas de floresta nativa, sendo uma Floresta Estacional Decidual (FED) (18°39'09" S e 48°25'04") e uma Floresta Estacional Semidecidual (FES) (18°40'20" S e 48°24'13" O), localizadas próximas da Usina Hidrelétrica Amador Aguiar II (Barragem com 55 m de altura), no vale do Rio Araguari, nos municípios de Araguari e Uberlândia - MG, Brasil.

Ambas as áreas possuem terrenos inclinados, no entanto, a declividade da FED é mais acentuada do que a da FES (algumas parcelas com inclinação superior a 30° na FED). Os tipos de solo predominantes são distrófico e eutrófico podzólico e Cambissolo distrófico com afloramentos de basalto com micaxisto e biotita gnaisse (KILCA et al., 2009).

A inundação da barragem (Barragem Hidrelétrica Amador Aguiar II - AAI) foi concluída em 2006 com uma área total de 45.11km² alagados (CCBE, 2006). Após o represamento do rio, as duas florestas estacionais, que antes eram situadas a pelo menos 200 metros de um curso d'água, passam a ter a margem do reservatório em sua borda desde 2006 (AAI). O nível da água no Complexo Amador Aguiar é controlado por barragens à montante, sem variações em qualquer período do ano, não havendo, portanto flutuações no nível do espelho d'água como ocorre em outras barragens.

O clima da área de estudo é do tipo Cwa de acordo com a classificação de Köppen-Geiger (KOTTEK et al., 2006), com inverno seco (Abril a Setembro) e verão chuvoso (Outubro a Março). A temperatura média anual é 21,4 °C e a precipitação anual é de 1520 mm (ALVARES et al., 2013).

3.2. Inventário e análise estrutural da comunidade arbórea

As áreas florestais já possuem estudos anteriores realizados por Siqueira et al. (2009) e Kilca et al. (2009), e posteriores à construção das barragens, realizados por Vale et al. (2013). Estes estudos foram um modelo comparativo para avaliar as mudanças ocorridas nas florestas.

O primeiro inventário (aqui denominado de T0) foi realizado em 2006 (AAI), antes do alagamento das áreas. A caracterização fitossociológica foi realizada com levantamento da comunidade arbórea das duas áreas, onde foram demarcadas parcelas permanentes de 10 x 20

m distribuídas a partir da cota de inundação, distribuídas na forma de transectos perpendiculares ao nível da água do rio (Figura 01).

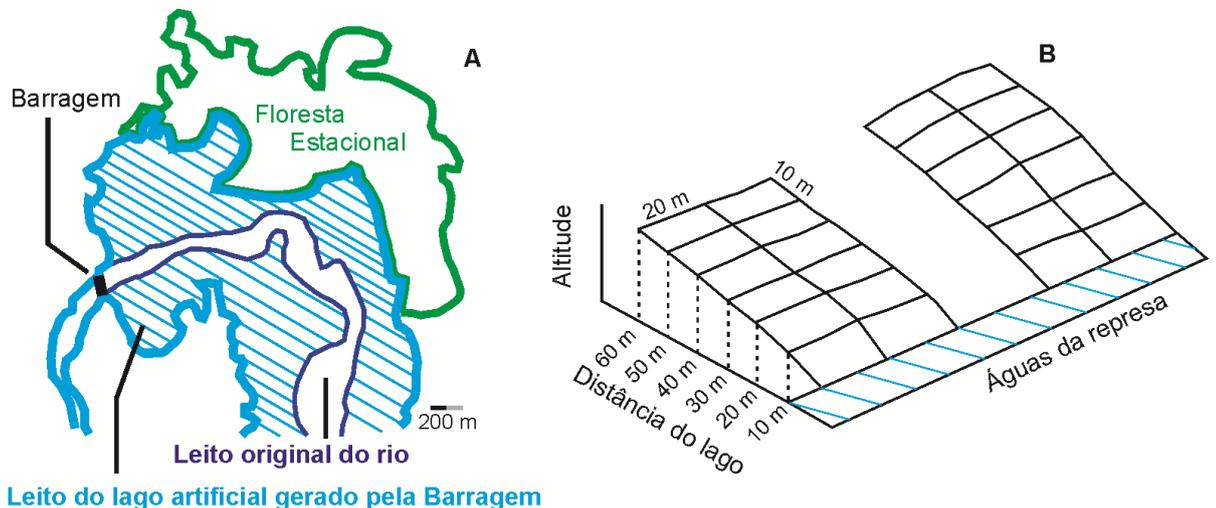


Figura 01: Exemplicação da área de inundação, cujas águas passaram a margear as florestas antes distantes de recursos hídricos (A) e exemplificação da alocação dos transectos em relação à cota de inundação (B) (VALE et al., 2013).

Em cada área foram demarcadas 60 parcelas, (1,2 hectares amostrados), totalizando 120 parcelas e 2,4 hectares amostrados. Assim as parcelas foram dispostas a cada 10 m perpendiculares ao rio (0-10 m, 10-20 m, 20-30 m, 30-40 m, 40-50 m, e 50-60 m de distância da margem).

Todos os indivíduos vivos e com circunferência à altura do peito (1,30 m) superior ou igual a 15 cm ($CAP \geq 15$) foram amostrados e marcados com etiquetas de alumínio numeradas. Quando o indivíduo possuía mais de um caule, todos eram medidos a 1,30 m do solo.

Após o primeiro inventário (T0) foram realizados outros dois inventários, dois (T02) e quatro (T04) anos após o represamento do rio. Essas amostragens seguiram a mesma metodologia que o primeiro inventário, onde todos os indivíduos sobreviventes foram medidos novamente. Porém, os novos indivíduos que atingiram os critérios de inclusão (chamados de recrutas) foram medidos, identificados e plaquetados. Os indivíduos mortos em pé ou caídos foram considerados como mortos. Todos os inventários foram realizados no final da estação chuvosa (Março-Abril) por padronização metodológica e também evitar a influência da estação seca sobre a circunferência do caule da planta devido à desidratação.

Neste estudo, foi realizado novo inventário das áreas em 2016 (T10), ou seja, dez anos após o alagamento. Os parâmetros pré-estabelecidos no T0, T02 e T04, foram seguidos.

Os nomes das espécies coletadas foram conferidos usando o site do Missouri Botanical Garden (www.tropicos.org) para corrigir possíveis mudanças de nomenclatura. Para o estudo da dinâmica da comunidade nas duas áreas, foram avaliadas as modificações ocorridas nos quatro tempos de medição (T0, T02, T04 e T10).

Os dados coletados foram digitados e organizados no software Excel. O número de indivíduos por parcela, número de perfílios (totais de troncos mensurados), riqueza de espécies, área basal total, área basal de indivíduos mortos e área basal de recrutadas foram calculados.

3.3. Análise de riqueza e diversidade

Foi calculado o índice de diversidade Shannon-Weaver (H') para aferir mudanças na diversidade entre os quatro períodos de medição (T0, T02, T04 e T10). Além disso, a riqueza das duas florestas foi estimada pelo Estimador de Riqueza Jackknife de Segunda Ordem, usando o software ESTIMATES (COLWELL, 2009) para todos os tempos. Este estimador foi considerado por Colwell e Coddington (1994) como um dos melhores preditores de riqueza. As diversidades de Shannon das áreas foram comparadas entre os tempos T0-T02, T02-T04, T04-T10 e T0-T10 com o Teste t-Hutcheson, usando o software Past.

3.4. Taxas de dinâmica da comunidade arbórea

As mudanças em escala populacional foram mensuradas através das taxas anuais de mortalidade (M), decremento (P), recrutamento (R) e incremento (G) por meio das expressões exponenciais descritas em Sheil et al. (1995, 2000):

$$M = \{1 - [(N_0 - m)/N_0]^{1/t}\} \cdot 100$$

$$P = \{1 - [(AB_0 - AB_m + AB_d)/AB_0]^{1/t}\} \cdot 100$$

$$R = [1 - (1 - r/N_t)^{1/t}] \cdot 100$$

$$G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \cdot 100 \text{ onde:}$$

t é o tempo decorrido entre os inventários,

N_0 e N_t são, respectivamente, o número inicial e final de indivíduos arbóreos,

m e r são, respectivamente, o número de árvores mortas e recrutadas,

AB_0 e AB_t são, respectivamente, as áreas basais inicial e final das árvores,

AB_m é a área basal das árvores mortas,

AB_r é a área basal dos recrutados,

AB_d e AB_g são, respectivamente, o decréscimo (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) e o incremento em área basal das árvores sobreviventes.

Já as mudanças gerais das áreas foram obtidas através das taxas de rotatividade (*turnover*) em número de árvores (T_N) adquirida a partir das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e taxa de rotatividade em área basal (T_{AB}) foram alcançadas com as médias das taxas de incremento e decréscimo através das expressões descritas em Oliveira Filho et al. (1997) e Werneck e Franceschinelli (2004):

$$T_N = (M + R).2^{-t}$$

$$T_{AB} = (P + G).2^{-t}$$

As taxas de mudança líquida para os períodos foram obtidas para número de árvores (Ch_n), área basal (Ch_{AB}) por meio das equações descritas por Korning e Balslev (1994a) e mudança líquida geral (ChG) descrita por Vale et al. (2013):

$$Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] .100, e$$

$$Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] .100$$

$$ChG = (Ch_N + Ch_{AB}). 2^{-t}$$

Para verificar a normalidade dos dados de número de indivíduos e área basal para os quatro tempos de medição (T0, T02, T04 e T10) das duas florestas, usou-se o teste Lilliefors (os dados apresentaram normalidade). Após o teste de normalidade foi realizada uma Análise de Variância de Medidas Repetidas (ANOVA) entre os tempos para verificar se houve variações nas taxas de dinâmica, número de indivíduos, área basal, riqueza e número de perfilhos das florestas, seguido por teste a posteriori de Tukey usando o software Statistica. Foi realizado teste t-pareado para densidade, área basal e número de perfilhos para averiguar se houve alterações nesses parâmetros entre o tempo inicial e final (T0-T10) utilizando o software Statistica.

4. RESULTADOS

4.1. Riqueza e diversidade

O número de espécies em ambas as florestas aumentou gradativamente ao longo dos períodos de medição (Tabela 01). O índice de Diversidade de Shannon aumentou nas duas florestas secas em todos os períodos amostrados (Tabela 01), porém não apresentou diferença significativa na FES entre os tempos (Tabela 02). Na FED o maior aumento na diversidade foi comprovado em T0-T02 e T04-T10 (Tabela 02). Comparando T0-T10 o índice de diversidade de Shannon aumentou significativamente nas duas florestas (Tabela 02).

Tabela 01: Parâmetros e dinâmica da comunidade arbórea em quatro tempos de medição, antes do represamento (T0) e dois (T2) e quatro (T4) e dez (T10) anos após o represamento. N. = número, Ind = indivíduos, AB = área basal, H' = diversidade de Shannon, Mort. = Mortalidade, Rec. = Recrutamento, Dec. = Decremento, Inc. = Incremento, Tx = Taxa, T_N = Taxa de rotatividade de indivíduos, T_{AB} = Taxa de rotatividade de área basal, Ch_N = mudança líquida de indivíduos, Ch_{AB} = mudança líquida de área basal, Ch_G = mudança líquida global.

Tempo	T0		T02		T04		T10	
	FED	FES	FED	FES	FED	FES	FED	FES
Parâmetro								
N. Espécies	58	91	69	93	70	95	81	102
N. Ind. (ha ⁻¹)	1355,00	1251,67	1390,83	1240,00	1376,67	1310,83	1204,17	1320,00
N. Perfilho (ha ⁻¹)	1711,67	1460,00	1679,17	1401,67	1626,67	1465,83	1353,33	1423,33
AB (m ² ha ⁻¹)	15,02	23,35	17,05	24,38	17,96	26,15	16,41	26,39
H'	2,68	3,43	2,85	3,49	2,90	3,55	3,14	3,56
Equitabilidade	0,66	0,76	0,67	0,77	0,68	0,78	0,71	0,77

Tempo	T0-T02		T02-T04		T04-T10		T0-T10	
	FED	FES	FED	FES	FED	FES	FED	FES
Parâmetro								
Mort. (N)(ha)	159,17	135,00	84,17	39,17	312,50	143,33	555,83	317,50
Rec. (N)(ha)	196,67	124,17	63,33	108,33	140,83	145,83	400,83	378,33
AB Mort. (m ²)	1,46	1,89	1,01	0,56	3,07	1,92	5,54	4,37
AB Rec. (m ²)	0,51	0,31	0,16	0,26	0,52	0,45	1,19	1,02
AB Dec. (m ²)	-0,23	-0,19	-0,20	-0,26	-0,53	-0,63	-0,32	-0,48
AB Inc. (m ²)	3,23	2,80	1,81	2,21	1,74	2,32	5,09	6,10

Tx Mort. (%.ano ⁻¹)	6,06	5,55	3,07	1,59	4,21	1,91	5,14	2,88
Tx Rec. (%.ano ⁻¹)	7,34	5,14	2,33	4,22	2,05	1,93	3,97	3,32
Tx Dec. (%.ano ⁻¹)	5,79	4,54	3,63	1,69	3,66	1,70	4,83	2,30
Tx Inc. (%.ano ⁻¹)	13,33	6,88	5,65	4,85	2,44	1,83	4,71	3,09

Tx T_N (%.ano ⁻¹)	6,70	5,34	2,70	2,91	3,13	1,92	4,55	3,10
Tx T_{AB} (%.ano ⁻¹)	9,56	5,71	4,64	3,27	3,05	1,76	4,77	2,70
Tx Ch_N (%.ano ⁻¹)	1,31	-0,47	-0,66	2,78	-2,16	0,12	-1,17	0,53
Tx Ch_{AB} (%.ano ⁻¹)	6,52	2,17	2,65	3,58	-1,49	0,15	0,89	0,47
Tx Ch_G (%.ano ⁻¹)	3,96	0,92	0,96	3,19	-1,82	0,10	-0,14	0,50

Tabela 02: Teste t de Hutcheson para Índice de diversidade de Shannon Weaver (H') entre os períodos T0 -T02, T02 -T04 e T04 -T10 para duas florestas estacionais (FED e FES) no sudeste brasileiro. Var. Div. H' = variação do índice de diversidade de Shannon, df = graus de liberdade, p = valor da probabilidade.

Floresta	FED				FES			
	T0-T02	T02-T04	T04-T10	T0-T10	T0-T02	T02-T04	T04-T10	T0-T10
Var. Div. H'	0,17	0,06	0,23	0,46	0,06	0,06	0,01	0,13
t	-3,36	-1,13	-4,35	-8,68	-1,27	-1,41	-0,24	-2,91
df	> 500	> 500	> 500	> 500	> 500	> 500	> 500	> 500
p	< 0,001	0,26	< 0,001	< 0,001	0,20	0,16	0,81	< 0,001

A riqueza estimada pelo Jackknife de Segunda Ordem determinou 86 espécies para a FED no T0, 96 no T02 e no T04 e 129 no T10 (Figura 02 A). Para FES as riquezas estimadas foram 149 espécies no T0, 141 no T02, 139 no T04 e 165 no T10 (Figura 02 B). Dez anos após o impacto da instalação do reservatório nas margens das duas florestas secas a riqueza de espécies ainda continua aumentando, porém mais pronunciadamente na FED.

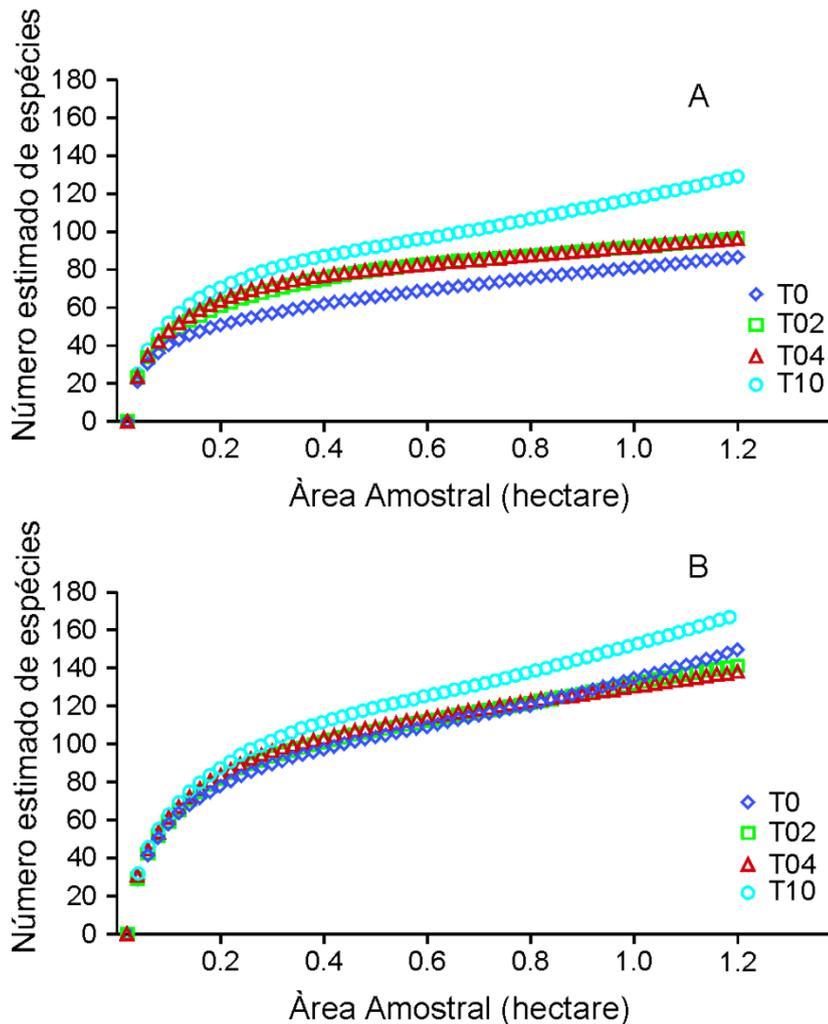


Figura 02: Curvas do número cumulativo de espécies usando o estimador Jackknife 2ª ordem calculadas por rarefação para quatro períodos em duas florestas estacionais sazonais (FED (A) e FES (B)). Os losangos azuis indicam o período antes do represamento; quadrados verdes indicam o período dois anos após o represamento; triângulos vermelhos representam quatro anos depois de represar e círculos azuis indicam dez anos após o represamento.

As novas espécies recrutadas na Floresta Estacional Decidual no T02 foram *Casearia rupestris* Eichler, *Cedrela fissilis* Vell., *Eugenia florida* DC., *Genipa americana* L., *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Luehea grandiflora* Mart., *Nectandra cissiflora* Nees, *Terminalia glabrescens* Mart., *Trichilia catigua* A. Juss., *Trichilia elegans* A. Juss., *Trichilia pallida* Sw. e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. No T04 apenas duas novas espécies foram amostradas (*Ceiba speciosa* (A. St.-Hil.) Ravenna e *Matayba guianensis* Aubl.), enquanto que no T10 foram recrutadas 12 novas espécies (*Guettarda scabra* (L.) Vent., *Matayba elaeagnoides* Radlk., *Piper aduncum* L., *Pouteria torta* (Mart.) Radlk., *Randia sp.* L., *Rudgea viburnoides* (Cham.) Benth., *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin, *Simira viridiflora* (Allemão & Saldanha) Steyerl., *Tapirira guianensis* Aubl., *Tapirira obtusa* (Benth.) J.D. Mitch., *Trema micrantha* (L.) Blume e *Virola sebifera* Aubl. Apesar de ter um grande aumento na riqueza de espécies na FED no decorrer de dez anos após o represamento do rio, os indivíduos das espécies *Aegiphila integrifolia* (Jacq.) B.D. Jacks., *Hymenaea courbaril* L., *Citrus sp.*L., *Machaerium aculeatum* Raddi e *Psidium guajava* L. morreram e não foram mais amostrados.

Já na Floresta Estacional Semidecidual (FES) as novas espécies encontradas no T02 foram *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart, *Campomanesia rufa* (O. Berg) Nied., *Ficus sp.* L., *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld, *Pouteria gardneri* (Mart. & Miq.) Baehni e *Terminalia phaeocarpa* Eichler. As espécies *Cecropia pachystachya* Trécul e *Hirtella gracilipes* (Hook. f.) Prance foram recrutadas no T04 e no T10 as novas espécies amostradas foram *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl., *Myrsine umbellata* Mart. e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. Na FES as espécies *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart, *Campomanesia rufa* (O. Berg) Nied., *Cecropia pachystachya* Trécul, *Ficus sp.* L., *Hirtella gracilipes* (Hook. f.) Prance, *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld, *Pouteria gardneri* (Mart. & Miq.) Baehni e *Terminalia phaeocarpa* Eichler não foram mais encontradas no último inventário.

4. 2. Número de indivíduos

O número de indivíduos por parcela não diferiu entre os tempos T0, T02 e T04 para FED, porém em T10 foi significativamente menor (Tabela 03). Já para a FES o número de indivíduos em T0 e T02 não diferiu entre si, mas foi menor quando comparado ao T04 e T10

(Tabela 03). O número de perfilhos na FED diminuiu em T02, T04 e T10, entretanto na FES esse parâmetro não apresentou variações entre os tempos amostrados (Tabela 03).

Após os dois primeiros anos do represamento do rio, (T0-T02) as duas florestas apresentaram alta taxa de mortalidade (6,0 e 5,5%.ano⁻¹ na FED e FES respectivamente), mostrando que diversas árvores não toleraram o aumento da umidade do solo. No entanto, a taxa de mortalidade diminuiu nos dois anos seguintes (T02-T04) e se manteve estável na FES no T10. O mesmo não ocorreu na FED para o mesmo período, onde a taxa de mortalidade voltou a aumentar. Assim, as maiores taxas de mortalidade ocorreram em T0-T02 e diminuiram no T02-T04 em ambas as florestas (Tabela 04), contudo na FED voltou a aumentar significativamente em T04-T10.

A taxa de recrutamento foi alta em T0-T02, mas logo diminuiu em T02-T04 e se estabilizou na FED. Já na FES a taxa de recrutamento continuou alta em T02-T04, mas diminuiu em T04-T10 (Tabela 01). Desta forma, as maiores taxas de recrutamento também ocorreram em T0-T02, mas foi menor nos períodos de medição subsequentes (T02-T04 e T04-T10) enquanto que na FS, esses valores foram menores estatisticamente em T04-T10 (Tabela 04).

Tabela 03: Análise de Variância (ANOVA de medidas repetidas) para densidade, área basal e número de perfilhos entre quatro tempos mensurados (T0, T02, T04 e T10), em duas florestas de matas secas no sudeste brasileiro. N. = Número, df = graus de liberdade, f = resultado do teste de Fisher, p = valor da probabilidade, T = tempos de medição, letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tempos de medição avaliados para o teste de Tukey.

Parâmetros	Floresta Decídua						
	df	f	p	T0	T02	T04	T10
N. de indivíduos	3	24,49	< 0,001	27,10a	27,86a	27,46a	24,11b
Área Basal	3	13,21	< 0,001	3004,73c	3409,20ab	3592,07a	3281,91b
N. de perfilhos	3	61,49	< 0,001	34,23a	33,58ab	32,53b	27,06c
Parâmetros	Floresta Semidecídua						
	df	f	p	T0	T02	T04	T10
N. de indivíduos	3	6,06	< 0,001	25,03b	24,86b	26,28a	26,40a
Área Basal	3	16,26	< 0,001	4670,01b	4875,29b	5230,35a	5272,62a
N. de perfilhos	3	2,28	0,08	29,20a	28,03a	29,31a	28,46a

4. 3. Área basal

A área basal por parcela da floresta decídua aumentou significativamente de T0 para T02 e continuou elevada em T04 (Tabela 03). Em T10 a área basal diminuiu em relação a T02 e T04, porém permaneceu superior a T0. Em dez anos, mesmo com a alta taxa de mortalidade

da área, a FED obteve um aumento de 9,2 % em sua área basal total (Tabela 01), devido ao crescimento em diâmetro dos indivíduos sobreviventes e novas árvores recrutadas. Na FES a área basal aumentou significativamente de T02 para T04 e permaneceu alta em T10 (Tabela 03), apresentando um aumento de 13,02 % em sua área basal em dez anos (Tabela 01).

A taxa de decremento foi elevada em todos os períodos de medição na FED, acima de $3,5\%.\text{ano}^{-1}$, e em T0-T02 ($4,5\%.\text{ano}^{-1}$) na FES (Tabela 01). Já em T02-T04 o valor desse parâmetro diminuiu e se estabilizou em T04-T10 ($1,8\%.\text{ano}^{-1}$). A taxa de incremento diminuiu de $13\%.\text{ano}^{-1}$ para menos de $2,5\%.\text{ano}^{-1}$ na FED e de $6,8\%.\text{ano}^{-1}$ para $1,8\%.\text{ano}^{-1}$ na FES (Tabela 01), estatisticamente significativo (Tabela 04).

4.4. Rotatividade e mudanças líquidas

A dinâmica das florestas entre T0-T02 e T02-T04 resultou em elevadas taxas de rotatividade de indivíduos (T_N) e área basal (T_{AB}) para as duas florestas nos primeiros anos após o represamento, porém superior na FED (Tabela 01). Dez anos após o impacto inicial, as taxas de rotatividade continuaram mais altas para FED ($3,1$ e $3,0\%.\text{ano}^{-1}$) em relação FES ($1,9$ e $1,7\%.\text{ano}^{-1}$).

A mudança líquida de indivíduos (Ch_N) e área basal (Ch_{AB}) também contribuíram para comprovar os efeitos do represamento nessas florestas. Nos dois primeiros anos (T0-T02) a Ch_N foi baixa na FED ($1,31\%.\text{ano}^{-1}$), ao contrário da Ch_{AB} que apresentou elevado aumento líquido ($6,52\%.\text{ano}^{-1}$). Nos dois anos subsequentes (T02-T04) a Ch_N da FED foi negativa e a Ch_{AB} apresentou um declínio significativo (Tabela 04). Na FES a Ch_N foi negativa ($-0,47\%$) e a Ch_{AB} ligeiramente alta em comparação entre T0-T2 ($2,17\%$). O contrário aconteceu entre T02-T04, onde as taxas de mudança líquida aumentaram tanto para número de indivíduos quanto para área basal (Tabela 01) comprovada estatisticamente (Tabela 04). Já no último período analisado (T04-T10), as taxas de mudança líquida diminuíram significativamente para as duas florestas, chegando a valores negativos para FED (Tabela 01).

Consequentemente, a mudança líquida geral da FED ($3,96\%.\text{ano}^{-1}$) dois anos após o represamento foi maior que na FES ($0,92\%.\text{ano}^{-1}$). O contrário aconteceu no segundo período de análise, onde a ChG foi superior na FES ($3,20\%.\text{ano}^{-1}$) em relação a FED ($0,96\%.\text{ano}^{-1}$). No último tempo analisado a ChG de ambas as florestas diminuiu significativamente, com resultado negativo na FED (Tabela 01).

Tabela 04: Análise de Variância (ANOVA de medidas repetidas) para taxas de dinâmica entre quatro tempos mensurados (T0, T02, T04 e T10), em duas florestas de matas secas no sudeste brasileiro. Mort. = Mortalidade, Rec. = Recrutamento, Dec. = Decremento, Inc. = Incremento, T_N = Taxa de rotatividade de indivíduos, T_{AB} = Taxa de rotatividade de área basal, Ch_N = mudança líquida de indivíduos, Ch_{AB} = mudança líquida de área basal, Ch_G = mudança líquida global. df = graus de liberdade, f = resultado do teste de Fisher, p = valor da probabilidade, T = tempos de medição, letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tempos de medição avaliados para o teste de Tukey.

Parâmetros	Floresta Decídua						Floresta Semidecídua				
	df	f	p	T0-T02	T02-T04	T04-T10	f	p	T0-T02	T02-T04	T04-T10
Taxa Mort.	2	12,58	< 0,001	6,10a	3,05c	4,62b	23,06	< 0,001	5,64a	1,57b	2,03b
Taxa Rec.	2	48,32	< 0,001	7,45a	2,44b	2,01b	21,56	< 0,001	5,38a	4,34a	2,03b
Taxa Dec.	2	3,79	0,01	6,07a	3,38a	4,35a	8,31	< 0,001	5,19a	1,47b	1,97b
Taxa Inc.	2	231,46	< 0,001	12,09a	5,77b	2,62c	135,29	< 0,001	6,95a	5,16b	2,13c
Taxa T_N	2	41,61	< 0,001	6,77a	2,75b	3,31b	35,40	< 0,001	5,51a	2,96b	2,03c
Taxa T_{AB}	2	28,88	< 0,001	9,08a	4,58b	3,48b	33,14	< 0,001	6,07a	3,31b	2,05c
Ch_N	2	11,40	< 0,001	1,75a	-0,70b	-2,53b	8,15	< 0,001	-0,22b	2,99a	0,07b
Ch_{AB}	2	26,82	< 0,001	6,64a	2,54b	-1,90c	5,32	0,001	1,84ab	3,89a	0,13b
Ch_G	2	27,64	< 0,001	4,20a	0,92b	-2,22c	7,60	< 0,001	0,81b	3,44a	0,11b

5. DISCUSSÃO

5.1. Riqueza e diversidade

O presente estudo apresentou um aumento na riqueza estimada (43 espécies na FED e 16 na FES) e diversidade (0,46 na FED e 0,13 na FES) para as duas florestas estacionais ao longo de dez anos. É notório que esse aumento foi muito mais pronunciado na FED quando comparado à FES. Na FED este aumento foi perceptível em cada período de medição, já na FES foi evidente somente quando se analisou de maneira geral o tempo percorrido (T0-T10). As variações da riqueza e diversidade geralmente ocorrem em áreas que sofreram grandes perturbações como ciclones (BROWN e GUREVICH, 2004) e queimadas constantes (DARYAYI et al., 2013), fatores que podem causar alta mortalidade e abertura de grandes clareiras, permitindo a ocorrência de diversos indivíduos de espécies diferentes em relação àquelas mais comuns existentes antes do impacto (SILVA et al., 2005). Já monitoramentos realizados em florestas estacionais sem grandes impactos, a riqueza e/ou a diversidade permaneceram constantes (ABREU et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2014; CARVALHO e FELFILI, 2011; HIGUCHI et al., 2006; SILVA et al., 2004).

As variações na riqueza podem ser mais acentuadas na FED devido à morte de muitas árvores típicas de ambiente seco ocasionadas pelo aumento da umidade (VALE et al., 2013), acarretando em clareiras e em abertura de espaço para outras espécies melhores adaptadas às condições de aumento de umidade pós-represamento. As FEDs são dominadas por poucas espécies, logo a diversidade costuma ser baixa (CARVALHO e FELFILI, 2011). Como muitos indivíduos das principais espécies (*M. urundeuva*, *G. ulmifolia* e *A. virgata*) típicas de florestas ocorrentes em regiões com forte período seco têm morrido ao longo dos anos, e estão sendo substituídos por indivíduos de espécies novas, o aumento na diversidade na FED foi muito alto não somente pelo aumento na riqueza, mas também por uma maior equitabilidade em relação ao número de indivíduos por espécie.

Já na FES esse processo parece ser mais lento e gradativo ao longo dos anos. Por ser uma floresta com maior umidade disponível no solo ao longo das estações do ano (VALE et al., 2013) e com maior riqueza, ocorreu menor mortalidade, o que dispôs de menos espaço para novas espécies ocuparem o ambiente, além disso, os indivíduos recrutados, na sua maioria, foram de espécies pré-existentes na área.

Estes severos impactos na riqueza e diversidade, sobretudo na FED, configuram o efeito do represamento como um distúrbio de grande monta às florestas estudadas. Essas modificações têm sido chamadas de “Efeito Ripário” que reflete as consequências do aumento

da umidade do solo em áreas antes distantes de corpos hídricos (VALE et al., 2015). Como existem mais de 200 usinas hidrelétricas no Brasil (ANEEL, 2017) e cerca de 45 mil barragens no Planeta Terra (considerando apenas as maiores de 15 m – NILSSON et al., 2005), estas mudanças nas florestas podem ter sido, e provavelmente foram, extremamente impactantes para a manutenção das florestas localizadas nestas situações. Como as Matas Secas (FES e FED) são consideradas formações florestais das mais impactadas no mundo todo (MILES et al., 2006) e as usinas hidrelétricas são instaladas em áreas montanhosas e declivosas, onde estas florestas se localizam e o impacto sobre as mesmas pode ser incalculável. Mesmo que a riqueza tenha aumentado, as espécies novas encontradas não são típicas destes ambientes, mas sim de ambientes mais úmidos, ou seja, uma nova comunidade, com uma nova riqueza de espécies parece estar se desenvolvendo. Além disso, diferentes de outros impactos passageiros como tempestades, eventuais longos períodos de secas e até incêndios, o represamento se configura como um evento perpétuo, ou seja, permanece por longos períodos de tempos. Assim, essas mudanças nas florestas são constantes e não transitórias, levando a modificações capazes de alterar até mesmo a formação vegetal existente antes do represamento. Os dados aqui estudados evidenciam que a FED está mudando de uma fitofisionomia seca para uma fitofisionomia mais mesófila/úmida, com presença de espécies adaptadas a ambientes mais úmidos. As consequências destes impactos para a persistência de espécies típicas e endêmicas destas florestas ainda é incerto.

5.2. Número de indivíduos e perfilhos

A floresta decídua sofreu perda de 11,13% no número de indivíduos em dez anos. Mesmo tendo um número alto de indivíduos recrutados nos primeiros dois anos (+2,64%), o recrutamento na floresta foi baixo nos demais períodos, mas manteve-se a alta taxa de mortalidade. Em estudos realizados em áreas pré-impactadas por perturbações humanas como queimadas recorrentes e agropecuária, a redução no número de indivíduos variou entre 8 e 10,1% (PEIXOTO et al., 2012; WERNECK e FRANCESCHINELLI, 2004), ou seja, o impacto da chegada da água às margens da FED é tão forte quanto o impacto causado por queimadas, logo os represamentos podem ser considerados como grandes impactadores destas florestas remanescentes pós-barragem. Em trabalhos realizados em áreas preservadas ou de Reserva Legal também foi observada diminuição na densidade das florestas, porém a redução variou entre 3 e 6% (FIGUEIREDO et al., 2015; MEWS et al., 2011; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). Por outro lado, podem acontecer perdas maiores na densidade, como ocorreu em estudo em FES onde a redução foi de 13,66%, causada pela morte de indivíduos de pequeno

porte, mas mantendo-se estável a área basal (OLIVEIRA et al., 2014); fenômeno conhecido como Autodesbaste (MACHADO e OLIVEIRA-FILHO, 2010).

Em contrapartida, o número de indivíduos aumentou 5,46% na FES, especialmente porque a taxa de mortalidade diminuiu depois dos primeiros dois anos de represamento. Mesmo o recrutamento sendo alto inicialmente e diminuindo ao longo dos períodos de medição, ainda foi superior à mortalidade da floresta. Aumento na densidade também foi encontrado em trabalho realizado em área conservada de mesma fitofisionomia (CARVALHO e FELFILI, 2011). Florestas maduras costumam oscilar o número de indivíduos e área basal em torno de uma “estabilidade” (CONDIT et al., 1999).

Por se tratar de florestas que estão inseridas em uma mesma fitofisionomia (“Florestas secas”), fica bem explícito que existe uma diferença entre a FED e a FES. Os resultados encontrados neste trabalho mostram que os impactos sofridos pela FED são maiores e mais visíveis quando comparados com a FES. Isso ocorre porque a FED está localizada em um ambiente muito mais seco, de terreno inclinado e com solo rochoso. São florestas situadas em um relevo mais atraente para instalação de UHEs e são as florestas que, em termos de área total atingida que passa a ficar nas margens de um reservatório, devam ser as mais impactadas ao longo dos anos.

5.3. Área basal

A área basal das duas florestas aumentou depois do represamento do rio, sendo mais acentuado nos primeiros quatro anos. Além disso, na FED a área basal aumentou muito, sobretudo devido ao elevado crescimento das árvores que sobreviveram aos impactos iniciais, o mesmo ocorreu na FES, porém com um aumento menos pronunciado. Esse fenômeno é incomum e não foi observado em outros trabalhos realizados em florestas estacionais (MEYER et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2014; CARVALHO e FELFILI, 2011; MEWS et al., 2011; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; WERNECK e FRANCESCHINELLI, 2004), em que as variações ocorridas na área basal foram muito pequenas ou até insignificantes.

Mesmo com o alto número de árvores mortas no decorrer dos dez anos, os indivíduos que sobreviveram ao aumento da umidade, agora não têm mais o entrave da estação seca e podem acelerar o seu crescimento. Foi observado em campo, que várias espécies diminuíram o período de deciduidade na estação seca. Estão perdendo as folhas mais tarde e rebrotando mais cedo ao longo dos anos, o que lhes confere capacidade de crescimento maior.

O aumento em área basal faz estas florestas se aproximarem de valores encontrados em florestas tipicamente localizadas na beira de rios (o mesmo em relação à riqueza), no

entanto, dez anos de impactos ainda não são suficientes para tornar as florestas em beira de rios represados em florestas semelhantes às florestas ciliares típicas. Ainda é difícil prever o futuro das comunidades florestais, mas parece claro que será um intermediário entre a antiga floresta e uma floresta ciliar típica. Podemos então considerar, que essas florestas estão se transformando em uma nova formação florestal com característica de ambas, porém situadas às margens de um rio não mais corrente e sim represado, ou seja, um novo ecossistema ou no mínimo uma nova Fitofisionomia.

Na FED, porém, o período T04-T10 apresentou uma queda abrupta na área basal, contrastando com o rápido aumento dos anos anteriores. A morte de diversas árvores de grande porte parece ter sido a responsável por este fenômeno. Algumas árvores de espécies típicas de ambientes secos como *G. ulmifolia* e *M. urundeuva* cresceram muito, porém podem não ter suportado a inclinação do terreno e tombaram, fato visualizado em campo. Novos estudos devem ser propostos para analisar tal situação.

5.4. Taxas de dinâmica

As duas florestas apresentaram comunidades arbóreas altamente dinâmicas, com taxas variando entre 4 e 13%.ano⁻¹ na FED e entre 2 e 7%.ano⁻¹ na FES no primeiro tempo de medição. Devido ao forte impacto causado pelo aumento repentino de umidade no solo após o represamento do rio, as taxas registradas para as duas florestas estão entre as mais altas em relação aos principais trabalhos de dinâmica de comunidade arbórea realizados em florestas tropicais úmidas (LEWIS et al., 2004 a,b; KORNING e BALSLEV, 1994a; PHILLIPS et al., 1994; LANG e KNIGHT, 1983), florestas Atlânticas (MARQUES et al., 2009; GOMES et al., 2003; ROLIM et al., 1999), florestas estacionais semidecíduais (OLIVEIRA et al., 2014; MEWS et al., 2011; SILVA e ARAUJO 2009; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PAIVA et al. 2007; OLIVEIRA-FILHO et al. 1997) e florestas estacionais decíduais (CARVALHO e FELFILI, 2011; MARIN et al. 2005; WERNECK e FRANCESCHINELLI, 2004; SWAINE et al. 1990), onde os maiores valores encontrados para florestas estacionais foram próximos de 5%.ano⁻¹ (CARVALHO e FELFILI, 2011; SILVA e ARAUJO 2009; PAIVA et al. 2007; MARIN et al. 2005; WERNECK e FRANCESCHINELLI, 2004) .

Em T02-T04 os valores das taxas de decremento e incremento para FED e taxas de recrutamento e incremento para FES ainda continuam maiores do que os valores habituais para estas florestas, que geralmente ficam próximos ou abaixo de 3% (OLIVEIRA et al., 2014). Já no último período de medição (T04-T10), as taxas de dinâmica da FES parecem ter se equilibrado, com valores próximos a 2%.ano⁻¹. Isso indica uma estabilização da floresta,

provavelmente pelo fato de florestas estacionais semidecíduais possuírem muitas espécies típicas de ambiente tropical, principalmente de mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000), logo a tendência à estabilização deveria ser maior nas FES em relação às FEDs, cujas espécies são predominantemente adaptadas a uma forte estação seca (LINARES-PALOMINO et al 2011). Sendo assim a tendência era de que a floresta sofresse um impacto inicial forte, mas que em poucos anos se recuperasse. Ao contrário do que aconteceu com a FES, a FED ainda apresentou taxas de mortalidade ($4,21\%.\text{ano}^{-1}$) e decréscimo ($3,66\%.\text{ano}^{-1}$) mesmo dez anos após a influência do represamento, consideradas altas em comparação a outras formações florestais pouco impactadas. Também mostrou um desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, indicando que o aumento da umidade proveniente do represamento do rio ainda interfere negativamente nesta floresta, deixando-a instável. Taxas de mortalidade superiores às taxas de recrutamento também foram observadas em florestas estacionais semidecíduais com eventuais inundações (APPOLINÁRIO et al., 2005) e em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais afetadas por fortes enchentes durante a época das chuvas (SILVA et al., 2011).

As taxas de rotatividade de indivíduos (T_N) e área basal (T_{AB}) seguiram o mesmo padrão das taxas de mortalidade, recrutamento, decréscimo e incremento no T0-T02, com valores muito mais altos do que os encontrados em trabalhos realizados em áreas impactadas (PEIXOTO et al., 2012; SILVA et al., 2011; APPOLINÁRIO et al., 2005). No T02-T04 as T_{AB} ainda estavam elevadas e no último período de medição (T04-T10) a Floresta Estacional Semidecidual demonstrou T_N e T_{AB} com valores semelhantes e menores que $2\%.\text{ano}^{-1}$, resultados considerados normais. Esses valores indicam que a FES já se estabilizou, uma vez que as taxas de mortalidade, recrutamento, decréscimo e incremento estão em equilíbrio, ou seja, a floresta perdeu indivíduos, mas além de recrutar conseguiu aumentar sua área basal através do crescimento em diâmetro das árvores que sobreviveram ao aumento da umidade no solo.

No entanto, a Floresta Estacional Decidual apresentou T_N e T_{AB} acima de $3\%.\text{ano}^{-1}$. SILVA et al. (2011) estudando áreas afetadas por fortes enchentes entre 2005 e 2007, encontrou T_N de $1,55\%.\text{ano}^{-1}$ e T_{AB} de $2,63\%.\text{ano}^{-1}$, resultados bem mais baixos que os encontrados neste trabalho. Em fragmentos não impactados esses valores variaram entre 1,7 e $2,83\%.\text{ano}^{-1}$ (OLIVEIRA et al., 2014; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). Diferentemente da FES, a FED ainda possui alta rotatividade de indivíduos e área basal, confirmando o desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, ou seja, a FED está perdendo mais árvores do que está recrutando. Além da mortalidade elevada de indivíduos, há ainda a perda de galhos acarretando em diminuição da área basal dos indivíduos sobreviventes.

Em uma sucessão florestal pós-impacto, algumas fases silvigênicas são esperadas, como uma fase de degradação no momento do impacto e fases de construção após este impacto (Figura 03). Para impactos transitórios, ocorre a tendência de a floresta voltar ao seu equilíbrio inicial (Figura 03). No entanto, os represamentos são impactos não-transitórios e os caminhos sucessionais parecem ser distintos.

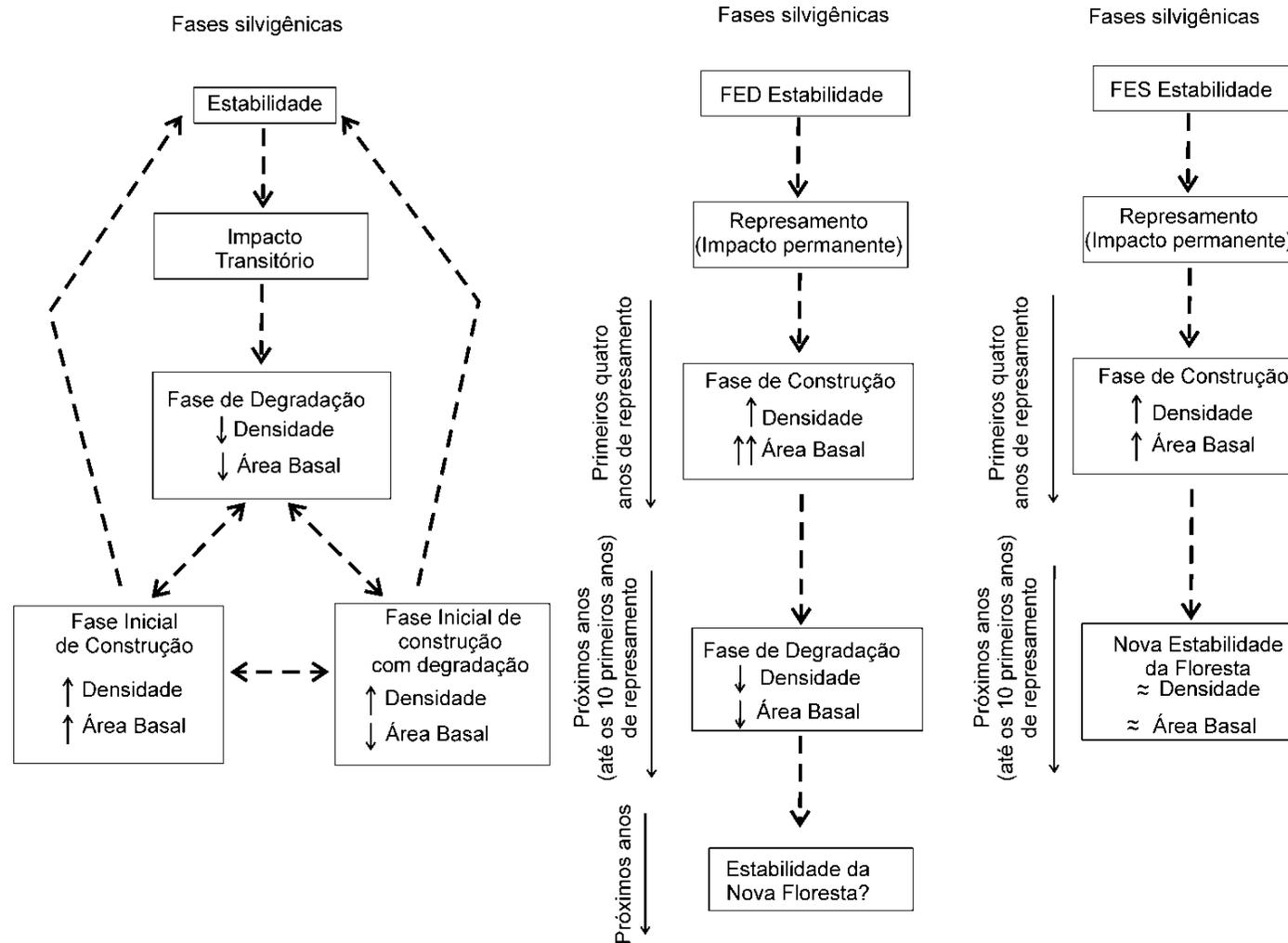


Figura 03: Fluxogramas representativos das fases silvigênicas que podem ocorrer em uma floresta sem grandes impactos (esquerda – adaptado de MACHADO e OLIVEIRA-FILHO, 2010) e àquelas que ocorreram na floresta estacional decidual (meio) e floresta estacional semidecidual (direita) aqui estudadas e impactadas pelo lago gerado por reservatórios artificiais.

As mudanças líquidas para número de indivíduos e área basal foram altas nos dois primeiros anos pós-represamento, sobretudo pelo elevado incremento de indivíduos pré-existentes que elevaram muito a área basal e o recrutamento de novos indivíduos, o que superou a mortalidade local para ambas as florestas. Na FED, com o passar dos anos, o recrutamento e o crescimento das árvores apresentou certa estabilização, talvez atingindo o limite possível para um ambiente inclinado e árvores grandes começaram a morrer (Figura 03). Logo, esta floresta apresentou uma intensa fase silvigênica florestal chamada de “fase de construção” pós-impacto (MACHADO e OLIVEIRA-FILHO, 2010), com aumento na densidade e área basal (muito pronunciado para o aumento em área basal). No entanto, seguido de uma fase de degradação, com queda destes parâmetros. Ainda são incertas as mudanças futuras na FED para os próximos anos. Já as mudanças líquidas para a FES seguiram os mesmos padrões da FED nos primeiros quatro anos, porém com variações menores. Logo também passou por uma fase de construção pós-impacto, com aumento mais razoável em densidade e área basal. Contudo, a mudança líquida se aproximaram de zero nos anos subsequentes (0,07 para densidade e 0,13 para área basal), demonstrando que a florestal aparenta ter chegado a uma estabilidade pós-impacto (Figura 03).

Comparando-se com etapas florestais silvigênicas e sequência florestal pós-impacto (Figura 03), concluímos que as florestas responderam de maneira distinta, uma não atingindo a estabilidade após 10 anos de impacto (FED) e outra aparentemente já acondicionada às novas condições (FES).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com todas as análises realizadas, este estudo mostrou que reservatórios artificiais que formam grandes lagos capazes de margear florestas antes situadas distantes de rios/lagos, promoveram drásticas modificações na composição florística e estrutural das florestas, especialmente na Floresta Estacional Decidual. As consequências da chegada e permanência da água às margens da FED, disponibilizando maior umidade ao ambiente o ano todo, pode ser considerado tão grande ou maior que as modificações causadas por incêndios florestais. Mesmo ocasionando aumento na riqueza e diversidade de espécies esse processo resulta na descaracterização da fitofisionomia da floresta.

A hipótese do trabalho foi confirmada, ou seja, as maiores modificações aconteceram na FED. Alterações como aumento no número de espécies não típicas de ambientes sazonais, altas taxas de mortalidade, altas taxas rotatividade de indivíduos e área basal podem ser consideradas muito grandes em relação ao ciclo silvigênico normal dessas florestas, mesmo aquelas com reconhecido impacto antrópico. Assim, essas florestas precisam ser analisadas de maneira mais efetiva de hoje em diante, caso contrário a tendência é que elas sejam dizimadas no mundo todo, uma vez que já se tem muitas barragens e ainda tem muitas sendo construídas ou com projetos aprovados para construção sem quaisquer cuidados conservacionistas sobre esta questão. É necessário que se faça modificações na legislação ambiental para que essa fitofisionomia seja preservada, pois o pouco que ainda resta das florestas estacionais deciduais está sendo suprimido pela água de reservatórios na margem inferior e pela agricultura e outros usos na margem superior, sobrando então uma estreita faixa de vegetação endêmica e típica dessas formações.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, T. A. L., PINTO, J. R. R., MEWS, H. A. Variações na riqueza e na diversidade de espécies arbustivas e arbóreas no período de 14 anos em uma Floresta de Vale, Mato Grosso, Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, n1, p. 073-088, 2014.
- Agência Nacional de Energia Elétrica- ANEEL (Brasil). **Atlas de energia elétrica do Brasil** / Agência Nacional de Energia Elétrica. 3 ed. – Brasília, 2008, 236 p.
- Agência Nacional de Energia Elétrica. Banco de Informações de Geração – BIG. Disponível em <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm> Acesso em 14 de Dezembro de 2017.
- AGOSTINHO, A. A., JÚLIO-JR, H. F., BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para a sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipú. **Revista UNIMAR**, Maringá, v. 14, p. 089-107, 1992.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- APPOLINÁRIO, V., OLIVEIRA-FILHO, A. T., GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 347-360, 2005.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Matriz Energética Nacional 2030** / Ministério de Minas Energia; colaboração Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME: EPE, 2007, p. 254.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Ranking Mundial de Energia e Socioeconomia (anos 2012/13/14)**. Núcleo de Estudos Estratégicos de Energia - SPE / MME, 2015.
- BROWN, K. A., GUREVITCH, J. Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. **PNAS**, v. 101, n.16, p. 6045-6049, 2004.
- CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011.
- CONSÓRCIO ENERGÉTICO CAPIM BRANCO - CCBE, 2006 CCBE. 2006. Informativo Capim Branco. Acesso em http://www.ccbe.com.br/comunicacao/informativos/mar_abr_06.pdf.
- COLWELL, R. K. ESTIMATES: Statistical estimation of species richness and shared species form samples. Versão 9.1, 2009.
- COLWELL, R. K.; CODDINGTON, A. J. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B**, v. 345, p. 101-118, 1994.

CONDIT, R.; ASHTON, P. S.; MANOKARAN, N.; LAFRANKIE, J. V.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. **Philosophical Biological Sciences**, v. 354, n. 1391, p. 1739-1748, 1999.

DARYAYI, M. G., ADEL, M. N., PASHAKI, M. S., KUHESTANI, J. S. Effect of repeated fire on understory plant species diversity in Saravan forests, northern Iran. **Folia Forestalia Polonica**, Seria A, v. 55, n. 3, p. 137-145, 2013. DOI: 10.2478/ffp-2013-0015

ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FAGUNDES, M.; SEVILHA, A. C.; SCARIOT, A.O.; AZOFEIFA, G. A. S.; NORONHA, S. E.; FERNANDES, G. W. Florestas estacionais decíduas brasileiras: distribuição e estado de conservação. **Revista MG-Biota**, Belo Horizonte, v. 1, n. 2, p. 5-13, 2008.

FEARNSIDE, P. M. 2012. Desafios para midiaticização da ciência na Amazônia: O exemplo da hidrelétrica de Belo Monte como fonte de gases de efeito estufa. p. 107-123. In: FAUSTO NETO, A. (ed.) **A Midiaticização da Ciência: Cenários, Desafios, Possibilidades**. Editora da Universidade Estadual da Paraíba (EDUEPB), Campina Grande, PB. 288 p. ISBN 978-85-7879-085-1

FEARNSIDE, P.M. 2015. Hidrelétricas na Amazônia brasileira: Questões ambientais e sociais. Capítulo 10 In: FLORIANI, D e HEVIA, A. E. (eds.) **América Latina Sociedade e Meio Ambiente: Teorias, Retóricas e Conflitos em Desenvolvimento**. Editora da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

FIGUEIREDO, L. T. M.; SOARES, C. P. B.; SOUSA, A. L.; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. Dinâmica do estoque de carbono em fuste de árvores de uma floresta estacional semidecidual. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 161-167, 2015. ISSN 0104-7760 DOI: 10.1590/01047760201521011529

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P.Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 47-60, 2003.

HIGUCHI, P.; REIS, M. G. F.; REIS, G. G.; PINHEIRO, A. L.; SILVA, C. T.; OLIVEIRA, C. H. R. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 893-904, 2006.

HUGHES, F. M. R.; ROOD, S. B. Allocation of river flows for restoration of floodplain forest ecosystems: A review of approaches and their applicability in Europe. **Environmental Management** 32: 12-33. 2003.

JANSSON, R.; NILSSON, C.; RENOFALT, B. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. **Ecology**, v. 81, n.4, p. 899-903, 2000.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain-forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, p. 77-86, 1994a.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth-rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relating to forest structure in amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, p. 151-166, 1994b.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v.15, n.3, p. 259-263, 2006.

LANG, G. E.; KNIGHT, D. H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology**, v. 64, p. 1075-1080, 1983.

LINARES-PALOMINO R.; OLIVEIRA-FILHO A.T.; PENNINGTON R.T. Neotropical Seasonally Dry Forests: Diversity, Endemism, and Biogeography of Woody Plants. In: DIRZO R.; YOUNG H. S.; MOONEY H. A.; CEBALLOS G. (eds), **Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation**. Island Press, Washington, DC, USA, p. 407. 2011.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; NEILL, D. A.; SILVA, J. N. M.; TERBORGH, J.; LEZAMA, A. T.; VASQUEZ MARTINEZ, R.; BROWN, S.; CHAVE, J.; KUEBLER, C.; NUNEZ VARGAS, P.; VINCETI, B. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American longterm plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences**, v. 359, p. 421-436, 2004a.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; LAURANCE, W. F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; NUNEZ VARGAS, P.; SONKE, B.; NUR SUPARDI, M. N.; TERBORGH, J. W.; VASQUEZ MARTINEZ, R. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, p. 929-944, 2004b.

LIU, W. LIU, G., LIU, H., SONG, Y.; ZHANG, Q. Subtropical reservoir shorelines have reduced plant species and functional richness compared with adjacent riparian wetlands. **Environment Restoration Letters**, v. 8, p. 1-10, 2013. DOI 10.1088/1748-9326/8/4/044007

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, p. 250-261, 2010.

MARIN, G. C.; NYGARD, R.; RIVAS, B. G.; ODEN, P. C. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest in Nicaragua. **Forest Ecology and Management**, v. 208, p. 63-75, 2005.

MARQUES, M. C. M.; BURSLEM, D. F. R. P.; BRITZ, R. M.; SILVA, S. M. Dynamics and diversity of flooded and unflooded forests in a Brazilian Atlantic rain forest: a 16-year study. **Plant Ecology & Diversity**, v. 2, n. 1, p. 57-64, 2009.

MEYER, P. B.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BOTEZELLI, L.; FONTES, M. A. L.; GARCIA, P.O.; SANTOS, R. M. Dinâmica estrutural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Lavras, MG. **CERNE**, vol. 21, n. 2, p. 259-265, 2015. ISSN 0104-7760. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521021711>.

MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; PINTO, J. R. R.; SILVÉRIO, D. V. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta

Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 845-857, 2011. ISSN 0102-3306. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000400011>.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOV, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 491-505, 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. **Tropicos MOBOT**. Disponível em: <http://www.tropicos.org>. Acesso em Fevereiro de 2017.

MOURA-JÚNIOR, E. G.; ABREU, M. C.; SEVERI, W.; LIRA, G. A. S. T. O gradiente rio-barragem do reservatório de Sobradinho afeta a composição florística, riqueza e formas biológicas das macrófitas aquáticas? **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 731-742, 2011. ISSN 0370-6583. <http://dx.doi.org/10.1590/S2175-78602011000400003>.

NILSSON, C.; BERGGREN, K. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. **BioScience**, September, v. 50, n. 9, p. 783-792, 2000.

NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, v. 308, p. 405-408, 2005.

OLIVEIRA, A. P.; SCHIAVINI, I.; VALE, V. S.; LOPES, S. F.; ARANTES, C. S.; GUSSON, A. E.; PRADO- JUNIOR, J. A.; DIAS-NETO, O. C. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997- 2007). **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p. 234-248, 2014.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, v. 131, p. 45-66, 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** v. 32, p. 793-810, 2000. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. 2002. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: Oliveira P. S. and Marquis R. J. (eds), **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press, New York, p. 91-120, 2002.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; MACHADO, E. L. M.; HIGUCHI, P.; APOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; BORGES, L. F.; CORRÊA, B. S. ALVES, J. M. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999- 2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 1, p. 149-161, 2007. ISSN 0100-8404. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000100015>.

PAIVA, L.V., ARAUJO, G. M., PEDRONI, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estacao Ecologica do Panga”, municipality of Uberlandia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 365-673, 2007.

PAULA, M. B.; GOMES, A. C. Culicidae (Diptera) em área sob influência de construção de represa no Estado de São Paulo. **Revista Saúde Pública**, v. 41, n. 2, p. 284-289, 2007.

PEIXOTO, K. S.; SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; RIBEIRO, M. N.; FACURE, K. G.; KLEIN, V. L. G.; GUILHERME, F. A. G. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 697-708, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000300020>

PHILLIPS, O.L.; HALL, P.; GENTRY, A.H.; SAWYER, S. A.; VASQUEZ, M. Dynamics and species richness of tropical rainforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 91, p. 2805-2809, 1994.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 40, p. 437-457, 2009.

REZENDE, H. R.; SESSA, P. A.; FERREIRA, A. L.; SANTOS, C. B.; LEITE, G. R.; FALQUETO, A. Efeitos da implantação da Usina Hidrelétrica de Rosal, Rio Itabapoana, Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro, sobre anofelinos, planorbídeos e flebotomíneos. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 42, n. 2, p. 160-164, 2009. ISSN 0037-8682. <http://dx.doi.org/10.1590/S0037-86822009000200013>.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, v. 55, p. 49-69, 1999.

SHEIL, D.; BURSLEM, D.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality-rate reasures. **Journal of Ecology**, v. 83, p. 331-333, 1995.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p. 765-800, 2000.

SILVA, A. C.; BERG, E. V. D.; HIGUCHI, P.; NUNES, M. H. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 35, n. 4, p. 381-389, 2011.

SILVA, C. T.; REIS, G. G.; REIS, M. G. F.; SILVA, E.; CHAVES, R. A. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 28, n. 3, p. 429-441, 2004.

SILVA, M. R.; ARAUJO, G. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 49-56, 2009.

SILVA, W. F.; OLIVEIRA FILHO, A. T. O.; VENTURINI, N.; CARVALHO, W. A. C.; GOMES, J. B. V. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p.701-716, 2005.

SIQUEIRA, A. S.; ARAUJO, G. M.; SCHIAVINI, I. Estrutura do componente arbóreo e características edáficas de dois fragmentos de floresta estacional decidual no vale do rio

Araguari, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** [online], vol. 23, n.1, p.10-21, 2009. ISSN 0102-3306. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062009000100003>.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; HALL, J. B. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio**, v. 88, p. 31-51, 1990.

THIENGO, S. C.; SANTOS, S. B.; FERNANDEZ, M. A. Malacofauna límnic da área de influência do lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil. I. Estudo qualitativo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 867-874, 2005.

TRUFFER, B.; BRATRICH, C.; MARKARD, J.; PETER, A.; WUEST, A.; WEHRLI, B. Green Hydropower: The contribution of aquatic science research to the promotion of sustainable electricity. **Aquatic Sciences**, v. 65, p. 99-110, 2003. DOI 10.1007/s00027-003-0643-z

VALE, V. S.; OLIVEIRA, A. P.; PRADO-JUNIOR, J. A.; LONDE, P. R.; NASCIMENTO, D. R. Damming water influences the structure, composition and functions of adjacent savannahs. **Madera y Bosques**, vol. 23, n. 1, p. 63-77, 2017. doi:10.21829/myb.2017.2311527

VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; ARAÚJO, G. M.; GUSSON, A. E.; LOPES, S. F.; OLIVEIRA, A. P.; PRADO-JÚNIOR, J. A.; ARANTES, C. S.; DIAS-NETO, O. C. Fast changes in seasonal forest communities due to soil moisture increase after damming. **International Journal Tropical Biology**, v. 61, n. 4, p. 1901-1917, 2013.

VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; PRADO-JÚNIOR, J. A.; OLIVEIRA, A. P.; GUSSON, A. E. Rapid changes in tree composition and biodiversity: consequences of dams on dry seasonal forests. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 88, n.13, p. 1-11, 2015. DOI 10.1186/s40693-015-0043-5

WANG, F.; WANG, B.; LIU, C. Q.; WANG, Y.; GUAN, J.; LIU, X.; YU, Y. Carbon dioxide emission from surface water in cascade reservoirs-river system on the Maotiao River, southwest of China. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 3827-3834, 2011.

WERNECK, M. D.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry Forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, p. 337-346, 2004.

8. ANEXO

Lista de espécies, densidade e área basal total da Floresta Estacional Decidual e Floresta Estacional Semidecidual.

Espécies	Densidade				Área Basal Total (cm ²)			
	T0	T2	T4	T10	T0	T2	T4	T10
Floresta Estacional Decídua	1626	1669	1652	1445	180284,13	204552,02	215524,28	196915,07
<i>Acacia polyphylla</i>	13	9	9	9	2159,16	1886,58	2045,90	962,61
<i>Aegiphila integrifolia</i>	1				78,96			
<i>Albizia niopoides</i>	5	7	7	7	214,58	499,79	618,91	837,43
<i>Allophylus sericeus</i>	13	22	22	20	513,71	829,42	905,03	754,20
<i>Aloysia virgata</i>	43	35	25	17	1960,09	1605,69	1183,30	787,94
<i>Anadenanthera colubrina</i>	67	87	92	98	22007,89	25232,21	29704,78	33013,23
<i>Apeiba tibourbou</i>	5	5	5	5	1580,99	1999,96	2089,84	2161,38
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	1	1	2	49,74	133,77	175,79	240,96
<i>Aspidosperma cuspa</i>	1	1	1	1	105,34	166,48	193,15	138,86
<i>Aspidosperma pyricollum</i>	20	23	25	23	3411,43	3814,69	3959,42	3789,24
<i>Aspidosperma subincanum</i>	4	7	7	8	3408,10	3644,53	1443,18	1493,99
<i>Astronium graveolens</i>	15	17	19	15	1821,05	2489,66	2878,77	3320,09
<i>Attalea phalerata</i>	3	3	3	3	4323,68	4323,68	4323,68	4344,13
<i>Campomanesia velutina</i>	27	31	32	30	1326,58	1601,70	1726,13	1764,71
<i>Casearia gossypiosperma</i>	21	32	37	34	823,95	1347,60	1611,60	1703,08
<i>Casearia mariquitensis</i>	165	147	135	70	8832,82	9302,85	8917,15	4436,76
<i>Casearia rupestris</i>		2	2	2		40,90	44,74	66,47
<i>Casearia sylvestris</i>	9	10	10	8	968,20	1150,51	1215,35	924,67
<i>Cecropia pachystachya</i>	1	1	9	29	227,77	286,48	565,80	2565,46
<i>Cedrela fissilis</i>		2	4	7		40,90	112,38	391,60
<i>Ceiba speciosa</i>			1	1			25,78	35,09
<i>Celtis iguanaea</i>	29	30	27	23	2500,28	2477,90	2248,06	1638,00
<i>Citrus sp.</i>	1	1	1		71,34	70,74	63,18	
<i>Coccoloba mollis</i>	33	31	32	39	2338,92	2327,80	2430,48	3161,87

<i>Cordia alliodora</i>	7	6	6	4	1446,88	1224,78	1416,66	1202,57
<i>Cordia trichotoma</i>	1	2	2	1	277,01	359,21	464,49	305,90
<i>Cupania vernalis</i>	1	3	4	2	38,40	120,96	197,51	91,93
<i>Dilodendron bipinnatum</i>	46	47	48	44	3482,79	4757,18	5577,62	5393,06
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	15	14	13	13	2926,72	4223,10	4788,14	5272,13
<i>Eriotheca candolleana</i>	2	2	2	2	793,71	837,23	902,25	915,26
<i>Erythroxylum deciduum</i>	1	1	1	1	39,43	64,46	83,20	36,78
<i>Eugenia florida</i>		1	1	1		17,90	28,73	42,10
<i>Ficus sp.</i>	1	1	1	1	374,53	405,92	430,99	468,07
<i>Genipa americana</i>		1	1	2		45,84	45,84	77,67
<i>Guarea guidonia</i>		1	1	2		25,78	31,83	62,47
<i>Guazuma ulmifolia</i>	479	429	415	304	47551,70	50671,97	52971,38	39377,00
<i>Guettarda scabra</i>				1				19,12
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	1	3	3	3	86,66	164,01	179,13	227,79
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	3	4	4	3	252,76	320,10	335,44	254,25
<i>Handroanthus serratifolius</i>	9	10	11	14	339,32	460,99	443,92	546,54
<i>Handroanthus vellosi</i>	20	18	17	15	1552,20	1647,61	1723,97	1388,03
<i>Hymenaea courbaril</i>	1	1			206,98	357,22		
<i>Inga sessilis</i>	170	202	201	185	11472,23	14522,65	15374,25	14383,51
<i>Jacaranda caroba</i>	2	2	2	1	71,66	77,19	84,35	49,74
<i>Lonchocarpus guillemineanus</i>	32	52	54	54	2676,15	4408,69	5366,74	6737,57
<i>Luehea divaricata</i>	10	9	9	9	1839,10	2201,17	2569,70	2982,31
<i>Luehea grandiflora</i>		3	4	6		64,54	101,30	153,45
<i>Machaerium aculeatum</i>	1	1	1		1283,51	1407,65	20,37	
<i>Machaerium brasiliense</i>	22	24	26	24	1053,21	1658,85	2005,41	2237,00
<i>Machaerium stipitatum</i>	12	17	17	16	834,49	1045,11	1044,02	959,88
<i>Maclura tinctoria</i>	6	6	6	6	511,11	627,73	668,11	687,47
<i>Matayba elaeagnoides</i>				1				23,00
<i>Matayba guianensis</i>			2	2			53,02	129,31
<i>Metrodorea nigra</i>	1	1	1	1	69,25	108,94	127,32	140,37

<i>Myracrodruon urundeuva</i>	224	208	196	152	37422,80	41452,00	43446,36	36420,28
<i>Myrcia splendens</i>	7	10	10	8	410,98	573,28	620,01	477,15
<i>Nectandra cissiflora</i>		2	2	1		76,79	117,77	25,78
<i>Piper aduncum</i>				8				231,71
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	3	4	6	5	555,25	470,56	597,81	460,36
<i>Pourouma cf.</i>				1				23,00
<i>Pouteria rivicoa</i>	4	4	7	4	307,37	351,29	426,69	215,58
<i>Pouteria torta</i>				1				20,37
<i>Protium heptaphyllum</i>	1	2	2	5	49,74	113,32	166,87	368,38
<i>Psidium guajava</i>	19	10	5		704,36	360,65	154,62	
<i>Psidium sartorianum</i>	4	4	4	5	240,72	258,57	292,73	325,97
<i>Randia (espinho)</i>				1				19,12
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	34	38	36	31	2013,67	2480,93	2531,68	2188,72
<i>Rudgea viburnoides</i>				2				49,74
<i>Schefflera morototoni</i>				1				20,37
<i>Simira viridiflora</i>				3				148,41
<i>sp 1</i>				1				20,37
<i>Sweetia fruticosa</i>	1	3	3	4	23,00	118,01	144,15	229,98
<i>Tabebuia roseoalba</i>	2	2	2	4	45,14	93,11	118,99	238,85
<i>Tapirira guianensis</i>				1				19,12
<i>Tapirira obtusa</i>				3				131,46
<i>Terminalia glabrescens</i>		1	1	1		23,00	45,84	78,96
<i>Terminalia phaeocarpa</i>	1	1	1	1	272,33	277,01	296,11	296,11
<i>Trema micrantha</i>				1				25,78
<i>Trichilia catigua</i>		1	1	1		31,83	47,77	81,49
<i>Trichilia elegans</i>		1	1	1		17,90	23,00	43,95
<i>Trichilia pallida</i>		2	3	8		43,37	101,16	495,87
<i>Unonopsis guatterioides</i>	2	3	4	3	59,09	125,73	174,83	142,46
<i>Virola sebifera</i>				1				31,83
<i>Xylopia aromatica</i>	2	4	5	13	96,93	276,85	368,22	1016,50

<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>		1	1	1		31,83	31,83	38,52
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	2	3	3	4	178,43	275,36	299,73	332,83
Floresta Estacional Semidecidual	1502	1488	1573	1584	280200,73	292517,83	313821,48	316357,37
<i>Acacia polyphylla</i>	7	8	11	6	719,54	951,15	1100,85	758,83
<i>Agonandra brasiliensis</i>	3	3	3	3	611,00	505,58	571,45	598,18
<i>Albizia niopoides</i>		1	1	1		23,00	28,73	49,74
<i>Apuleia leiocarpa</i>	26	29	33	31	8211,08	9345,60	10055,97	10346,13
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	4	4	3	4	316,74	320,62	310,43	342,58
<i>Aspidosperma discolor</i>	121	119	127	133	23076,89	25863,39	28980,80	34232,58
<i>Astronium graveolens</i>	4	4	4	5	120,70	177,24	213,19	264,73
<i>Astronium nelson-rosae</i>	99	104	107	118	11274,02	12653,08	13972,61	14243,01
<i>Bauhinia rufa</i>	1				66,92			
<i>Bauhinia unguolata</i>	1	1	1		36,78	42,10	49,74	
<i>Byrsonima laxiflora</i>	1				81,49			
<i>Callisthene major</i>	55	56	56	54	42106,21	45470,25	45146,11	43689,40
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	1	1	1	1	35,09	35,09	35,09	35,09
<i>Campomanesia rufa</i>		1	1	1		23,00	25,78	23,00
<i>Campomanesia velutina</i>	10	10	14	12	366,08	418,28	542,76	512,90
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	4	10	12	9	146,62	337,23	1188,83	438,07
<i>Cariniana estrellensis</i>	2	2	2	2	131,50	138,80	155,20	157,01
<i>Casearia gossypiosperma</i>	19	23	24	23	2169,50	2628,58	2837,91	2470,70
<i>Casearia grandiflora</i>	136	115	119	123	9890,25	8904,38	9168,62	8309,02
<i>Casearia sylvestris</i>	3	2	2	1	114,21	107,61	107,61	27,24
<i>Cecropia pachystachya</i>			4	10			111,11	455,68
<i>Cedrela fissilis</i>	2	2	2	1	329,79	571,84	650,98	609,27
<i>Ceiba speciosa</i>	1	1	1	1	249,55	277,01	378,87	325,95
<i>Celtis iguanaea</i>	1	1	1	1	33,44	35,09	35,09	38,52
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	103	100	105	108	6405,87	6228,59	7272,41	7375,08
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>				1				20,37

<i>Coccoloba mollis</i>	3	2	2	2	120,00	66,21	65,09	66,94
<i>Copaifera langsdorffii</i>	81	76	77	74	67394,32	71201,13	76444,15	77976,59
<i>Cordia sessilis</i>	152	137	125	106	11433,41	10527,70	10149,15	8644,82
<i>Coussarea hydrangeifolia</i>	13	14	16	20	788,04	811,69	906,61	1204,33
<i>Coutarea hexandra</i>	4	5	4	1	205,65	261,69	244,80	127,32
<i>Cupania vernalis</i>	3	3	6	5	653,21	676,99	771,82	733,94
<i>Dilodendron bipinnatum</i>	1				28,73			
<i>Diospyros hispida</i>	25	21	21	18	5678,47	5167,04	5611,94	5034,23
<i>Dipteryx alata</i>	4	4	4	4	1092,78	1234,56	1432,91	1532,52
<i>Duguetia lanceolata</i>	54	56	60	59	4559,27	4956,12	5517,56	5732,16
<i>Eriotheca candolleana</i>	5	5	5	5	535,56	557,80	582,63	611,95
<i>Erythroxylum daphnites</i>	8	7	7	5	393,29	309,34	363,31	331,20
<i>Eugenia florida</i>	2	5	5	5	65,51	121,36	135,22	146,18
<i>Eugenia ligustrina</i>	1	1	7	11	91,95	98,78	225,12	361,08
<i>Faramea cyanea</i>	1	1	1	1	62,39	76,47	81,49	86,66
<i>Ficus enormis (cf)</i>	1				340,75			
<i>Ficus sp.</i>		1	1	1		23,00	27,24	38,52
<i>Garcinia gardneriana</i>	1	1	1	1				17,90
<i>Guapira areolata</i>	1	1	1	1	28,73	23,00	25,78	25,78
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	1	1	1	84,05	84,05	81,49	81,49
<i>Guettarda scabra</i>	1	1	1	1	202,94	202,94	202,94	202,94
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1	1	2	2	24,37	31,83	31,83	31,83
<i>Handroanthus serratifolius</i>	7	6	7	6	945,46	1070,79	1084,24	1127,16
<i>Heisteria ovata</i>	35	34	33	30	498,02	471,97	542,50	524,89
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	1	5	4	3	2609,46	2694,99	3064,29	2948,37
<i>Hirtella gracilipes</i>			1		315,84	504,34	203,26	182,57
<i>Hymenaea courbaril</i>	7	7	7	6			20,37	
<i>Inga laurina</i>	3	3	4	6	8644,72	9430,49	10324,56	9871,55
<i>Ixora warmingii</i>	10	9	9	10	394,23	431,33	495,31	605,31
<i>Jacaranda caroba</i>	1	1	1	1	1891,52	1808,56	2068,48	2516,12

<i>Luehea divaricata</i>	7	7	6	5	81,49	215,18	84,05	84,05
<i>Luehea grandiflora</i>	30	33	40	40	266,68	358,20	342,28	314,91
<i>Mabea fistulifera</i>	25	27	32	40	3047,72	2934,82	2977,53	2502,83
<i>Machaerium acutifolium</i>	1	1	1	1	5251,06	5903,10	5682,57	6176,62
<i>Machaerium brasiliense</i>	1	1	1	1	53,79	58,01	62,39	62,39
<i>Machaerium hirtum</i>		2	2	1	35,09	20,37	23,00	25,78
<i>Machaerium nyctitans</i>	1	1	1	1		58,09	65,35	30,26
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	1	1	1	27,24	58,01	64,64	64,64
<i>Machaerium villosum</i>	12	9	7	8	21,66	27,24	27,24	30,26
<i>Maclura tinctoria</i>	1	1	1	2	5835,75	3911,17	3778,68	3890,96
<i>Maprounea guianensis</i>	1	1	1	2	20,37	25,78	31,83	84,83
<i>Margaritaria nobilis</i>	1	2	2	1	17,90	49,74	58,01	35,81
<i>Matayba guianensis</i>	4	3	3	2	36,78	62,47	62,47	20,37
<i>Maytenus floribunda</i>	1	1	1	1	113,32	130,11	165,38	110,16
<i>Metrodorea nigra</i>	9	8	8	7	17,90	20,37	20,37	20,37
<i>Micropholis venulosa</i>	33	31	33	31	5147,13	4861,35	5026,71	4174,89
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	3	3	3	3	5605,24	6536,20	7450,24	7665,74
<i>Myrcia floribunda</i>	101	105	104	103	158,94	191,03	219,43	302,26
<i>Myrcia splendens</i>	7	7	6	5	8000,10	8406,29	9212,31	8835,37
<i>Myrcia tomentosa</i>	6	6	7	7	248,68	264,00	225,22	221,96
<i>Myrsine umbellata</i>				2	424,45	500,62	559,45	587,60
<i>Ocotea corymbosa</i>	5	5	5	4				46,63
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	1	10	9	1207,67	1407,67	1492,02	1490,72
<i>Platypodium elegans</i>	7	7	7	8	33,44	49,74	367,17	568,14
<i>Pouteria gardneri</i>		4	5	4	1695,50	1937,97	2186,19	2150,68
<i>Pouteria rivicoa</i>	14	12	11	6		90,44	118,27	105,70
<i>Pouteria torta</i>	2	2	3	3	881,46	841,39	876,88	325,17
<i>Protium heptaphyllum</i>	37	37	39	41	121,22	134,17	207,04	310,99
<i>Qualea dichotoma</i>	2	2	2	4	5250,74	5618,67	6012,91	6066,05
<i>Qualea multiflora</i>	9	7	9	8	753,80	815,19	815,19	905,51

<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	1	1	1	1	4678,72	2175,27	2565,18	2629,74
<i>Rudgea viburnoides</i>	3	3	3	4	25,78	30,26	31,83	31,83
<i>Schefflera morototoni</i>	6	9	11	15	260,93	215,58	223,85	294,83
<i>Simira viridiflora</i>	4	1	1	1	1956,11	2224,39	2606,98	3019,87
<i>Siparuna guianensis</i>	16	16	24	37	158,28	86,66	97,48	97,48
<i>Siphoneugena dussii</i>	19	22	23	21	621,42	520,66	693,58	993,76
<i>Sorocea bonplandii</i>	1	1	1	1	1939,06	2108,43	2312,32	2369,86
<i>sp 1</i>				1	21,66	43,95	45,84	47,77
<i>sp 2</i>				1				20,37
<i>sp 3</i>				1				17,90
<i>sp 4</i>				1				23,00
<i>sp 5</i>				1				20,37
<i>sp 6</i>				1				86,66
<i>sp 7</i>				1				46,15
<i>Sweetia fruticosa</i>	12	15	15	13	2007,54	2218,34	2272,79	2171,37
<i>Terminalia glabrescens</i>	73	71	77	77	7211,69	7858,51	9178,94	9812,18
<i>Terminalia phaeocarpa</i>		2	3	3		49,10	89,94	142,30
<i>Trichilia catigua</i>	3	2	3	6	166,60	142,80	177,90	234,08
<i>Trichilia pallida</i>	4	5	4	3	133,73	162,60	140,55	122,09
<i>Vatairea macrocarpa</i>	1	1	1		595,42	703,15	836,06	
<i>Virola sebifera</i>	5	5	6	7	468,33	542,48	569,93	631,13
<i>Xylopia aromatica</i>	1	2	2	2	24,37	46,63	119,23	219,73
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>				1				25,78